

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES INORGÂNICAS EM ÁGUAS DO BRASIL

* Fernanda Bento Rosa Gomes¹
Renata de Oliveira Pereira¹
Samuel Rodrigues Castro¹
Emanuel Manfred Freire Brandt¹

OCCURRENCE OF INORGANIC CHEMICALS IN WATER BODIES OF BRAZIL

Recibido el 31 de julio de 2019; Aceptado el 7 de mayo de 2020

Abstract

In this work, the occurrence of inorganic chemicals in Brazilian surface and groundwater was evaluated by means of a literature review. In order to access the available knowledge associated with the risk of human exposure via water intake, the target chemicals were those found in Brazilian drinking water standards. Two approaches to descriptive statistics analysis of the literature data was used and compared: (i) the shifting of non-detected data by the half of their respective limits; (ii) the estimation of non-detected data based on distribution of quantified data. To verify the accuracy of extracting information from other countries to update Brazilian drinking water standard, the data from Brazilian studies were compared to the international occurrence. For chemicals that were found to be in disagreement with Brazilian normative, possible adverse effects on human health were assessed. In addition, statistically significant differences between the occurrence of the chemicals in surface and groundwater sources at 95% confidence level were evaluated. Similar ranges of occurrence were found between Brazil and other countries. However, for some chemicals the average Brazilian concentrations could be bigger than international one. In some cases, the method of estimating non-detected data based on their distributions resulted in slightly higher percentiles, differing by no more than 0.03 mg.L⁻¹. Cadmium and lead presented a number of samples of surface water in high concentrations.

Keywords: drinking water standard, groundwater, health, surface water.

¹ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Juiz de Fora. Rua José Lourenço Kelmer, s/n – Martelos, Juiz de Fora, Minas Gerais. 36036-330. Brasil. Email: fernanda.bento@engenharia.ufjf.br

Resumo

Por meio de uma revisão da literatura, buscou-se avaliar a ocorrência de espécies químicas inorgânicas contidas no padrão de potabilidade brasileiro em águas superficiais e subterrâneas do Brasil. A principal motivação deste trabalho foi a avaliação do conhecimento disponível associado ao perigo da exposição humana via consumo de água. Foram utilizadas e comparadas duas abordagens para a obtenção das estatísticas descritivas dos dados encontrados na literatura: (i) a substituição dos dados censurados por metade dos seus respectivos limites; e (ii) a estimativa dos dados censurados com base nas distribuições dos dados quantificados. Com intuito de verificar a necessidade de cuidado ao extrair informações de outros países para a atualização do padrão de potabilidade brasileiro, os dados obtidos para os mananciais do Brasil foram comparados aos dados de ocorrência internacional. Para as substâncias que se apresentaram em desacordo com os padrões normativos, se avaliou possíveis efeitos nocivos à saúde humana. Além disso, foram avaliadas diferenças estatisticamente significativas entre a ocorrência das substâncias nos mananciais superficiais e subterrâneos, a 95% de confiança. Foram constatadas faixas de ocorrência similares entre o Brasil e os demais países utilizados como base neste estudo. Contudo, para algumas espécies químicas, a concentração média brasileira demonstrou potencial de superar a internacional. Em alguns casos, a utilização do método de estimativa dos dados censurados com base nas distribuições resultou em percentis sutilmente maiores, diferindo em, no máximo, 0.03 mg.L⁻¹. Cádmio e chumbo apresentaram quantitativo considerável de amostras em concentrações elevadas em águas superficiais.

Palavras chave: padrão de potabilidade, águas subterrâneas, saúde, águas superficiais.

Introdução

Durante décadas, a importância da água para a saúde e o desenvolvimento humano tem guiado diversas políticas e fóruns mundiais. A relação entre água, saúde e desenvolvimento é tão evidente que, em 2015, as Nações Unidas incluíram metas e indicadores de água potável nos objetivos de Desenvolvimento Sustentável (WHO, 2017). No Brasil, as ações de vigilância da qualidade da água para consumo humano manifestaram-se somente em 1977 com o advento da Portaria 56 do Ministério da Saúde (MS), quando foi estabelecido o primeiro padrão de potabilidade definindo os limites máximos para as diversas características físicas, químicas e biológicas da água potável (36 parâmetros no total). Desde então, os padrões de qualidade da água para consumo humano vêm sofrendo alterações de forma a garantir a potabilidade da água em consonância com o avanço das técnicas analíticas, desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de água, produção de novos compostos, avanço do conhecimento científico acerca da toxicidade das substâncias e aumento da poluição dos recursos hídricos (Heller e Pádua, 2006). Resultado da quarta revisão brasileira do padrão de qualidade da água para consumo humano, o Anexo XX da Portaria de Consolidação (PC) MS 05/2017 (Origem Portaria 2.914/2011) está vigente atualmente no Brasil.

Dentre os diversos parâmetros abarcados pela PC MS 05/2017 (microbiológico, turbidez, inorgânicos, orgânicos, agrotóxicos, subprodutos da desinfecção, estéticos ou organolépticos), destacam-se 14 espécies químicas inorgânicas (substâncias inorgânicas) listadas como padrão de

potabilidade (quando o valor que oferece risco à saúde é inferior ao limiar de percepção sensorial, caso exista) e 8 espécies químicas inorgânicas listadas como padrão organoléptico de potabilidade (limiar de percepção sensorial é inferior ao valor que oferece risco à saúde). Assim sendo, no escopo desse artigo, são abordadas as substâncias inorgânicas.

Diversos países e organizações são referências mundiais no estabelecimento de valores norteadores para a potabilidade da água (WHO, 2017; USEPA, 2018; NHMRC/NRMMC, 2018; Health Canada, 2017; Ministry of Health, 2018). Essas agências utilizam diferentes abordagens ao determinarem/revisarem os valores de referência de risco à saúde ou os valores máximos permitidos (VMPs) para as substâncias inorgânicas, como o uso de diferentes estudos toxicológicos ou epidemiológicos e a consideração de diferentes níveis de exposição da população. Dessa forma, no estabelecimento/revisão de VMPs brasileiros, os valores norteadores internacionais devem ser considerados com cautela, tendo em vista a natureza determinística dos estudos sobre a toxicidade das espécies químicas inorgânicas e, adicionalmente, as diferenças entre os níveis de exposição da população brasileira quando comparados aos níveis de exposição observados em outros países. Nesse viés, a justificativa desta pesquisa reside na necessidade de consolidação de dados da literatura sobre a ocorrência das espécies químicas inorgânicas em mananciais de abastecimento de água para consumo humano no Brasil, fornecendo subsídios para o estabelecimento do nível de exposição da população brasileira a esses químicos.

Deste modo, o objetivo deste estudo foi realizar uma revisão da literatura para avaliar a ocorrência de espécies químicas inorgânicas nos mananciais de abastecimento brasileiros comparativamente à ocorrência em outros países. Adicionalmente, a revisão teve como propósito avaliar possíveis diferenças significativas entre a ocorrência de cada espécie nos mananciais superficiais e subterrâneos, bem como comparar o uso de duas abordagens metodológicas para a obtenção das estatísticas descritivas dos dados encontrados na literatura.

Materiais e métodos

Este estudo se baseou em uma revisão bibliográfica feita por meio das bases de busca *Scielo*, *ScienceDirect*, *Scopus* e *SpringerLink*, na qual foram selecionados 49 artigos publicados entre 2002 e 2018. Nessas publicações foram obtidos dados de monitoramento de mananciais superficiais e subterrâneos no período de 1996 a 2015, contemplando 23 espécies químicas inorgânicas constadas na PC MS 05/2017 (padrão de potabilidade e padrão organoléptico de potabilidade), sendo: antimônio, arsênio, bário, cádmio, chumbo, cianeto, cobre, cromo, fluoreto, mercúrio, níquel, nitrato, nitrito, selênio, urânio, alumínio, amônia, cloreto, ferro, manganês, sódio, sulfato e zinco. Além disso, foram pesquisados dados de ocorrência de 7 espécies químicas não listadas na atual portaria, mas que são objeto de regulamentação em no mínimo três agências

internacionais e/ou apresentam risco à saúde, sendo elas: asbesto, berílio, boro, iodeto, molibdênio, prata e tálio.

Aos resultados analíticos quantificados obtidos nos estudos consultados, procedeu-se a avaliação da normalidade das distribuições pelos testes χ^2 e Shapiro-Wilk, sendo evidenciada a não-normalidade, resultado comum a dados ambientais. Em seguida, expurgou-se os *outliers* através do teste de Tukey. Em uma avaliação comparativa não-paramétrica, aplicou-se o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney para verificação de diferenças significativas na ocorrência de cada espécie química entre os mananciais superficiais e subterrâneos, por meio do *software* TIBCO Statistica™ 13.3.0, com significância de 5%. Para isso, utilizou-se a distribuição dos dados quantificados e censurados (abaixo dos limites analíticos de detecção e quantificação, LDs e LQs, respectivamente). Dessa forma, atribuiu-se o valor do LD do método analítico empregado aos dados censurados reportados como abaixo do LD e, similarmente, o valor do LQ do método analítico aos dados reportados como menores que o LQ. Posteriormente, foram feitas análises descritiva e gráfica de todos os dados, para as quais foram aplicadas duas metodologias para tratamento dos dados censurados. Em todas as análises, quando não houve a especificação dos valores de LD e LQ nos estudos encontrados na literatura, foram utilizados os LDs e LQs validados pela USEPA (USEPA, 1983; USEPA, 1994; USEPA, 1996) e pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

Metodologia 1: Substituição de dados censurados por metade do seu limite

Nessa primeira abordagem metodológica, utilizou-se o método de substituição, comumente empregado em estudos ambientais com dados censurados. Nesse método são atribuídos valores constantes aos dados censurados, sendo usual o emprego de metade dos seus respectivos LDs e LQs (Sanford *et al.*, 1993; Sabino *et al.*, 2014). Dessa forma, os dados reportados como menores que o LD foram substituídos por metade do valor do LD especificado no estudo original ou obtido na literatura pela validação de métodos analíticos (USEPA, 1983; USEPA, 1994; USEPA, 1996; APHA, 2017). Procedeu-se de forma similar aos dados não quantificados (menores que o LQ), sendo feita, nesse caso, a substituição por metade do valor do LQ. Após o tratamento dado, foram gerados gráficos do tipo box plot.

Metodologia 2: Estimativa dos dados censurados com base na distribuição dos dados quantificados

Em uma segunda abordagem, para a obtenção das estatísticas descritivas empregou-se o método não-paramétrico de Kaplan-Meier, que se baseia na estimativa dos dados censurados a partir da função de distribuição dos dados quantificados. Nesse caso, o dado censurado é estimado no intervalo entre zero e o valor do LD (ou LQ) especificado (Kaplan e Meier, 1958; Singh *et al.*, 2006). Para isso, foi utilizado o pacote estatístico ProUCL 5.1 da USEPA.

Análises comparativas

Os percentis gerados pela metodologia 1 e 2 foram então comparados. Para a comparação entre a ocorrência das espécies químicas nas águas brasileiras e a ocorrência reportada em outros países, foram calculados os Limites Superiores de Confiança (LSC). O cálculo dos LSCs foi feito por meio de estimadores de Kaplan-Meier e seguindo o método recomendado pelo próprio ProUCL para cada tipo de distribuição. O LSC traduz o valor máximo a ser atribuído pela concentração média, a uma probabilidade de 95% de ocorrência de valores médios iguais ou inferiores a ele. Na análise comparativa com outros países, foram utilizados os dados de ocorrência e VMPs reportados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2018), pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2017), pelo Conselho Nacional de Saúde e Pesquisa Médica e Conselho Ministerial para Gerenciamento de Recursos Naturais do Governo Australiano (NHMRC/NRMMC, 2018) e pelos ministérios de saúde do Canadá (Health Canada, 2017) e da Nova Zelândia (Ministry of Health, 2018).

Por fim, procedeu-se com uma avaliação da conformidade dos dados obtidos em relação aos padrões brasileiros de qualidade das águas superficiais e subterrâneas constados nas resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) do Brasil, bem como ao padrão brasileiro de potabilidade da água para consumo humano (PC MS 05/2017). No caso dos mananciais superficiais, por meio da Resolução 357/2005 o CONAMA estabelece padrão de qualidade de acordo com o enquadramento do corpo hídrico. Neste estudo adotou-se o padrão de qualidade da água para rios de água doce classe 2, cuja água pode ser destinada ao consumo humano após tratamento convencional (Brasil, 2005). Para os mananciais subterrâneos, o CONAMA dispõe da Resolução 396/2008, a qual estabelece o padrão de qualidade da água considerando os usos preponderantes da água, independentemente da classe. Nesse caso, foram adotados os limites atribuídos às águas destinadas ao consumo humano (Brasil, 2008).

Resultados e discussão

Espécies químicas abordadas no padrão brasileiro organoléptico de potabilidade da água

A Figura 1 mostra a ocorrência das espécies químicas inorgânicas do padrão organoléptico de potabilidade nos mananciais superficiais e subterrâneos. No caso dos mananciais subterrâneos, foram reunidos menos de cinco dados para a amônia e para o zinco e, portanto, não foram representados na Figura 1.

Conforme pode ser apreendido na Figura 1, as concentrações medianas e os valores máximos das espécies químicas nos mananciais superficiais em geral superam as concentrações nos mananciais subterrâneos, exceto no caso do sódio (mediana) e no caso do cloreto e sódio (valor máximo). No caso do alumínio, do ferro, do sódio e do sulfato, foram observadas diferenças estatísticas significativas em relação ao tipo de manancial, com confiança de 95%.

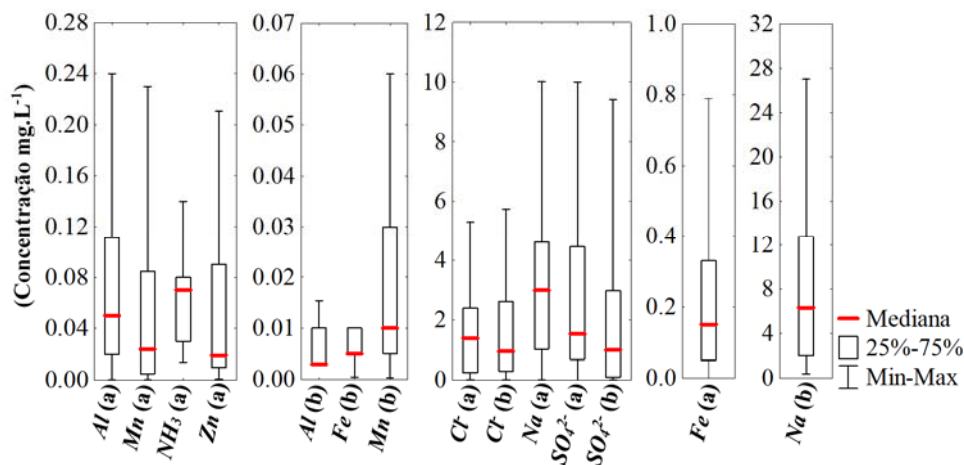


Figura 1. Ocorrência das espécies químicas inorgânicas do padrão brasileiro organoléptico de potabilidade. (a) mananciais superficiais (b) mananciais subterrâneos.

OBS: para representação gráfica, os dados censurados foram substituídos por metade dos seus respectivos limites de detecção e quantificação analíticos.

Os percentis obtidos com a substituição dos dados censurados por metade dos valores dos LQs e LDs (Figura 1) se assemelharam aos calculados pela estimativa feita através das distribuições dos dados no *software* ProUCL (Tabela 1). Contudo, em alguns casos, a metodologia aplicada no ProUCL resultou em percentis mais elevados, produzindo diferenças de 0.001 mg.L⁻¹ a 0.01 mg.L⁻¹ entre as medianas de ferro, sulfato e zinco (mananciais superficiais); alumínio e ferro (mananciais subterrâneos). Para o percentil 75%, apenas os dados de manganês em águas superficiais divergiram em 0.017 mg.L⁻¹.

Verificou-se que o zinco excedeu o limite estabelecido pelo padrão brasileiro de qualidade da água para mananciais superficiais (0.18 mg.L⁻¹) (Brasil, 2005) em 12.2% dos dados. Sousa *et al.* (2017), Souza *et al.* (2016) e Horbe e Oliveira (2008) reportaram concentrações acima desse padrão nos estados do Piauí, Goiás e Amazonas. A ocorrência de zinco na natureza se dá tanto por ação antrópica como de forma natural, principalmente sob a forma de sulfeto de zinco, podendo ser encontrado em rochas calcárias e outras formações sedimentares, ou na forma de silicato em rochas de origem metamórfica (MHE, 2019).

No Brasil, a ocorrência de alumínio em mananciais superficiais, considerando os percentis de 75% e 95%, foi de 0.11 mg.L⁻¹ e 0.21 mg.L⁻¹, respectivamente (Tabela 1). Ainda nessa matriz, foram observadas concentrações de alumínio, ferro e manganês em desacordo com as legislações do Brasil (0.1 mg.L⁻¹, 0.2 mg.L⁻¹ e 0,1 mg.L⁻¹ respectivamente) (Brasil, 2005; Brasil, 2008).

Tabela 1. Estatística descritiva e limites superiores de confiança das espécies químicas inorgânicas do padrão organoléptico de potabilidade.

Espécie (tipo de manancial)	N (-)	Cens. (%)	Mediana	Média	Mínimo	Máximo (mg.L ⁻¹)	Perc. 75%	Perc. 95%	Perc. 99%	LSC
Al (a)	141	15.6	0.05	0.07	0.00004	0.24	0.11	0.21	0.24	0.08
Al (b)	29	72.4	0.01	0.01	0.006	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
NH ₃ (a)	76	4.0	0.07	0.06	0.014	0.14	0.08	0.12	0.13	0.08
Cl ⁻ (a)	97	14.4	1.40	1.62	0.05	5.30	2.40	4.45	5.01	2.26
Cl ⁻ (b)	36	13.9	0.96	1.61	0.05	5.74	2.59	5.02	5.66	2.21
Fe (a)	153	3.3	0.16	0.22	0.001	0.79	0.33	0.66	0.78	0.26
Fe (b)	33	51.5	0.01	0.01	0.001	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Mn (a)	158	21.5	0.02	0.05	0.0002	0.23	0.10	0.20	0.22	0.07
Mn (b)	47	36.2	0.01	0.02	0.0007	0.06	0.03	0.05	0.06	0.03
Na (a)	150	0	3.00	3.14	0.02	10.01	4.61	7.80	9.85	4.00
Na (b)	41	0	6.30	8.55	0.4	27	12.80	22.9	25.9	11.3
SO ₄ ²⁻ (a)	111	14.4	1.55	2.59	0.01	10	4.43	7.15	9.90	3.05
SO ₄ ²⁻ (b)	39	10.3	1.00	2.09	0.05	9.4	2.8	8.1	9.2	3.1
Zn (a)	164	36.6	0.02	0.04	0.001	0.21	0.09	0.20	0.20	0.06

OBS₁: os dados censurados foram estimados (incluídos) no tratamento estatístico com base na distribuição dos dados quantificados – ProUCL; *OBS₂*: As espécies em negrito indicam diferença significativa entre a ocorrência em mananciais superficiais e subterrâneos a 95% de confiança; *N*: número de dados; *Cens*: censurados; *Perc*: percentil; *LSC*: limite superior de confiança; (a): manancial superficial; (b) manancial subterrâneo.

Dentre os estudos realizados em diversas unidades federativas do Brasil (Amazonas, Bahia, Distrito Federal, Minas Gerais, Paraná, Pernambuco, Piauí, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul e São Paulo), somente Galhardi e Bonotto (2017) e Machado *et al.* (2017) (estados do Paraná e São Paulo, respectivamente) não relataram concentrações de alumínio acima do padrão brasileiro de qualidade da água para mananciais superficiais (Yabuki *et al.*, 2014; Crémazy *et al.*, 2016; Klumpp *et al.*, 2002; Franz *et al.*, 2014; Morais *et al.*, 2016; Leite *et al.*, 2010; Jordão *et al.*, 2007; Galhardi e Bonotto, 2017; Oliveira *et al.*, 2014; Sousa *et al.*, 2017; Marques *et al.*, 2008; Menezes *et al.*, 2009; Gurgel *et al.*, 2016; Egito *et al.*, 2010; Kochhann *et al.*, 2013; Scalón *et al.*, 2013; Scalón *et al.*, 2010; Blume *et al.*, 2010; Porto e Ethur, 2009; Dalzochio *et al.*, 2017; Machado *et al.*, 2017). Resultados de alumínio acima de 0.2 mg.L⁻¹ foram reportados nos estados Amazonas, Minas Gerais, Piauí, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul (Yabuki *et al.*, 2014; Crémazy *et al.*, 2016; Leite *et al.*, 2010; Sousa *et al.*, 2017; Menezes *et al.*, 2009; Blume *et al.*, 2010). Para águas subterrâneas, a realidade foi distinta, visto que o percentil de 99% foi igual a 0.01 mg.L⁻¹, sendo o padrão para consumo humano em águas subterrâneas igual a 0.2 mg.L⁻¹ (Brasil, 2008) (Tabela 1). Estudos apontam que a exposição a elevadas doses de alumínio pode

contribuir para o desenvolvimento de doenças neurodegenerativas (Health Canada, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018), além de anemia microcítica e osteomalacia (Chan *et al.*, 1990; Chang, 1996; Bingham *et al.*, 2001). Os VMPs recomendados pelas principais agências internacionais são baseadas em questões operacionais, já que a espécie química é comumente utilizada como coagulante em estações de tratamento de água, e em sua natureza organoléptica, pela observação de alterações estéticas na água (WHO, 2017; USEPA, 2018; Health Canada, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018; Ministry of Health, 2018). A presença de alumínio em mananciais pode se dar de forma natural por meio de lixiviados de solos e rochas com silicatos, óxidos e hidróxidos de alumínio (WHO, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018).

Considerando os percentis de 75% e 95%, a ocorrência de ferro em mananciais superficiais brasileiros foi de 0.33 mg.L⁻¹ e 0.66 mg.L⁻¹ para, (Tabela 1) valores inferiores quando comparados às concentrações máximas de 10 mg.L⁻¹ e 50 mg.L⁻¹ reportadas internacionalmente (Tabela 2). Ainda assim, do ponto de vista da legislação brasileira, percebe-se percentuais elevados de ferro em desconformidade (23.7%) em águas superficiais, visto que o valor máximo reportado em águas subterrâneas foi de 0.01 mg.L⁻¹ (Tabela 1) e o VMP das legislações de águas superficiais e subterrâneas no Brasil é de 0.3 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2005; BRASIL, 2008). Os VMPs de ferro em águas potáveis estipulados por agências internacionais abordadas nesse estudo são baseados em suas características organolépticas e o único limite estabelecido que difere do adotado no Brasil foi encontrado na Nova Zelândia (0.2 mg.L⁻¹) (Ministry of Health, 2018).

No caso do manganês, tendo em vista os percentis de 75% e 95%, a concentração em mananciais superficiais variou de 0.1 mg.L⁻¹ a 0.2 mg.L⁻¹, respectivamente (Tabela 1). Esses valores são próximos aos encontrados nos mananciais superficiais do Canadá e EUA (Tabela 2). Com relação a legislação brasileira, o manganês também apresenta desconformidade em 13.7% dos dados em águas superficiais (Figura 2). Com base na avaliação de risco à saúde associado a sua ingestão de manganês, as agências internacionais declaram VMPs para água de consumo humano entre 0.4 e 0.5 mg.L⁻¹ (WHO, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018; Ministry of Health, 2018), no entanto, consideram que mesmo concentrações muito inferiores, como 0.02 mg.L⁻¹, podem ser percebidas pelos sentidos humanos (Health Canada, 2017). Devido a isso, Health Canada (2017), USEPA (2018) e Ministry of Health (2018) adotam de 0.04 a 0.05 mg.L⁻¹ em seus padrões organolépticos de potabilidade, considerando as dificuldades técnicas na remoção do mesmo nas estações de tratamento de água (Health Canada, 2017). Efeitos adversos à saúde devido à ingestão de ferro e manganês podem ser observados apenas em doses muito elevadas, uma vez que essas espécies químicas são essenciais ao organismo humano, sendo os seus limiares da percepção humana na água muito inferiores às doses associadas a riscos à saúde humana (WHO, 2017). Tanto o ferro quanto o manganês podem ocorrer nos mananciais de água devido a processos de intemperismo, drenagem ácida de mina, lixiviação de aterros e pelo lançamento de efluentes (Health Canada, 2017). A composição dos solos é um fator importante na ocorrência

de espécies inorgânicas nos mananciais. No Brasil, a superfície terrestre é majoritariamente constituída por latossolos (27% de todo o território), esse tipo de solo é rico em óxidos de ferro, o que contribui substancialmente para a presença do metal nas águas (Embrapa, 2019). A Tabela 2 mostra a ocorrência das espécies químicas inorgânicas abordadas no padrão brasileiro organoléptico de potabilidade da água, reportadas pelas principais agências internacionais.

Tabela 2. Faixas de ocorrência e médias reportadas pelas principais agências internacionais para as espécies químicas inorgânicas abordadas no padrão brasileiro organoléptico de potabilidade da água em águas superficiais (a) e subterrâneas (b).

	NHMRC/ NRMCMC (Austrália)		Health Canada		USEPA (EUA)		WHO (OMS)	
	Faixa	Média	Faixa	Média	Faixa	Média	Faixa	Média
	(mg.L ⁻¹)							
Al (a)	0.014-1.2	-	0.012-2.25	-	<0.001-2.76	<0.074	-	-
Al (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₃ (a)	-	-	<6	-	<0.001-16	-	<0.2	-
Cl ⁻ (a)	-	-	<10	-	-	-	-	-
Cl ⁻ (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
Fe (a)	-	-	<10	-	-	-	0.5-50	-
Fe (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
Mn (a)	-	-	0.01-0.40	-	<0.0003-3.23	<0.059	-	-
Mn (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
Na (a)	-	-	<1-305	-	-	-	-	-
Na (b)	-	-	6-130	-	-	-	-	-
SO ₄ ²⁻ (a)	-	-	5-30	-	-	-	-	-
SO ₄ ²⁻ (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
Zn (a)	-	-	-	0.01	<0.002-1.2	<0.05	<0.01	-

NHMRC/NRMCMC (2018), Health Canada (2017), USEPA (2018) e WHO (2017).

Contrapondo os resultados apresentados na Figura 1 com os dados apresentados na Tabela 2, para as espécies químicas em questão nos mananciais superficiais, tem-se que no Brasil as faixas de ocorrência apresentaram-se similares a de outros países. Porém, ao se analisar os LSCs (Tabela 1), há disparidade em relação às concentrações médias. Segundo a USEPA (2018), alumínio, manganês e zinco ocorrem em concentrações médias inferiores à 0.074 mg.L⁻¹, 0.059 mg.L⁻¹ e 0.050 mg.L⁻¹, respectivamente. Contudo, os LSCs calculados para os mananciais brasileiros indicam que tais espécies químicas podem possuir médias de até 0.08 mg.L⁻¹, 0.07 mg.L⁻¹ e 0.06 mg.L⁻¹, respectivamente, considerando uma probabilidade de 95%. No caso do zinco, a concentração média no Brasil também foi superior à reportada pela agência canadense

(0.04 mg.L⁻¹ no Brasil e 0.01 mg.L⁻¹ no Canadá) (Figura 1 e Tabela 2). Em relação à elevada ocorrência brasileira para essas espécies químicas, é importante destacar que, no Brasil, encontra-se a quinta maior reserva de bauxita, cujo alumínio é o principal procedente, além da segunda maior produção de manganês mundial. EUA e Canadá têm reservas de zinco superiores às do Brasil, que possui a décima maior produção no mundo (IBRAM, 2011). Processos erosivos e a atividade mineradora contribuem consideravelmente para a ocorrência desses metais nos mananciais, principalmente se não há o controle da contaminação nos processos de extração (Muniz e Oliveira-Filho, 2006).

Espécies químicas abordadas no padrão brasileiro de potabilidade da água

A Figura 2 mostra a ocorrência das espécies químicas inorgânicas do padrão brasileiro de potabilidade nos mananciais superficiais e subterrâneos. Das 14 espécies avaliadas, apenas bário, fluoreto, nitrato e urânio apresentaram mais de 5 dados quantificados em águas subterrâneas e/ou foram citados em mais de um artigo (as demais não foram representadas na Figura 2). Foram reportados apenas um dado quantificado para arsênio (0.03 mg.L⁻¹), nenhum dado quantificado para cádmio (LD = 0.0005 mg.L⁻¹), quatro dados quantificados para chumbo (entre 0.0125 e 0.026 mg.L⁻¹), um dado quantificado para cobre (0.0072 mg.L⁻¹), nenhum dado acima do LD para cromo (0.0001 mg.L⁻¹), dois dados quantificados para nitrito (0.06 e 2.25 mg.L⁻¹) e três dados quantificados para níquel, com faixa de 0.0171 a 0.0413 mg.L⁻¹ (Menezes *et al.*, 2009; Engelmann *et al.*, 2017; Crémazy *et al.*, 2016).

Nos estudos avaliados, antimônio, cianeto, mercúrio e selênio apresentaram menos de 5 dados quantificados em águas superficiais e, por isso, não foram representados na Figura 2. Para o cianeto foram encontradas concentrações médias entre 0.007 e 0.016 mg.L⁻¹ (Porto e Ethur, 2009). No caso do mercúrio, os dados estiveram majoritariamente abaixo dos limites de detecção dos métodos analíticos, com faixa de ocorrência de 0.00012 a 0.00024 mg.L⁻¹ (Machado *et al.*, 2017; Egito *et al.*, 2010; Kochhann *et al.*, 2013). Concentrações de selênio nos mananciais superficiais estiveram na faixa de 0.00009 a 0.00049 mg.L⁻¹ (Kochhann *et al.*, 2013).

Considerando todas as espécies químicas alvo deste estudo, o fluoreto foi a que demonstrou maior similaridade no comportamento em mananciais superficiais e subterrâneos, avaliando-se os valores medianos, máximos e percentis. Além disso, concentrações expressivas de bário foram encontradas em águas subterrâneas, em torno de 0,08 mg.L⁻¹, enquanto que urânio e nitrato apresentaram medianas superiores em mananciais superficiais e maiores concentrações máximas em mananciais subterrâneos (Figura 2).

Por meio do teste de comparação de medianas (Wilcoxon-Mann-Whitney), constatou-se diferença significativa para bário e urânio em relação à ocorrência por tipo de manancial (Tabela 3) a 95% de confiança.

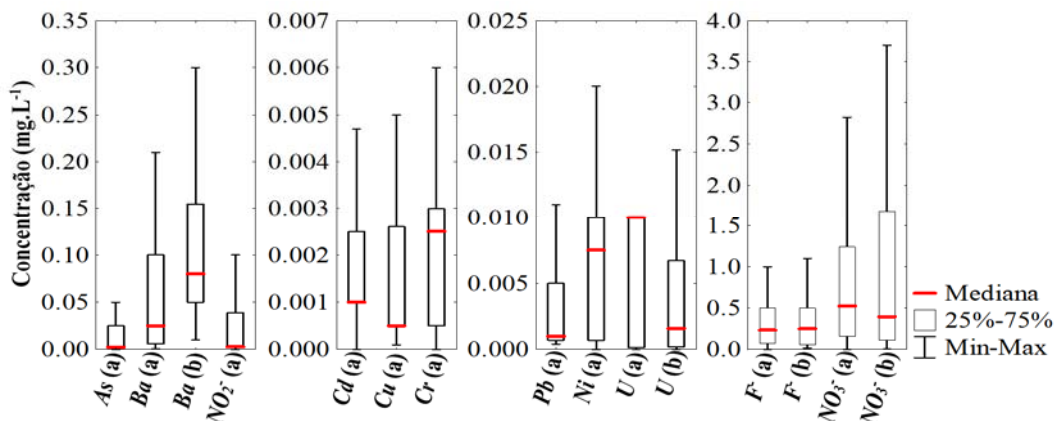


Figura 2. Ocorrência das espécies químicas inorgânicas do padrão brasileiro de potabilidade. (a) mananciais superficiais (b) mananciais subterrâneos.

OBS: os dados censurados foram substituídos por metade dos seus respectivos limites de detecção e quantificação analíticos.

Tabela 3. Estatística descritiva e limites superiores de confiança das espécies químicas do padrão de potabilidade

Espécie (tipo de manancial)	N (-)	Cens. (%)	Mediana (mg.L ⁻¹)	Média (mg.L ⁻¹)	Mínimo (mg.L ⁻¹)	Máximo (mg.L ⁻¹)	Perc. 75%	Perc. 95%	Perc. 99%	LSC
As (a)	82	79.3	0.005	0.004	0.0002	0.05	0.05	0.05	0.05	0.01
Ba (a)	54	0	0.03	0.05	0.0005	0.2	0.1	0.2	0.2	0.09
Ba (b)	36	2.8	0.1	0.1	0.01	0.3	0.2	0.3	0.3	0.13
Cd (a)	148	87.8	0.002	0.0005	0.00001	0.005	0.005	0.005	0.005	0.0006
Pb (a)	137	73.7	0.002	0.002	0.0004	0.02	0.01	0.02	0.02	0.002
Cu (a)	166	69.9	0.001	0.001	0.0001	0.01	0.003	0.01	0.01	0.001
Cr (a)	141	78.7	0.005	0.001	0.00001	0.01	0.01	0.01	0.01	0.002
F (a)	66	18.2	0.2	0.3	0.005	1.0	0.5	0.7	1.0	0.34
F (b)	77	5.2	0.3	0.3	0.02	1.1	0.5	0.9	1.1	0.528
Ni (a)	108	69.4	0.015	0.003	0.000003	0.025	0.020	0.020	0.025	0.004
NO ₃ ⁻ (a)	182	9.9	0.5	0.8	0.002	2.8	1.2	2.5	2.8	1.0
NO ₃ ⁻ (b)	62	11.3	0.4	0.9	0.01	3.7	1.7	3.2	3.7	1.2
NO ₂ ⁻ (a)	86	50.0	0.005	0.02	0.0001	0.10	0.04	0.09	0.10	0.03
U (a)	21	52.4	0.01	0.0002	0.00002	0.01	0.01	0.01	0.01	0.0003
U (b)	228	1.3	0.002	0.004	0.000001	0.02	0.01	0.01	0.01	0.005

OBS₁: os dados censurados foram estimados (incluídos) no tratamento estatístico com base na distribuição dos dados quantificados; *OBS₂:* As espécies em negrito apresentam diferença significativa entre a ocorrência em mananciais superficiais e subterrâneos; *N:* número de dados; *Cens:* censurados; *Perc:* percentil; *LSC:* limite superior de confiança; (a): manancial superficial; (b) manancial subterrâneo.

Analisando-se as duas metodologias utilizadas para tratamento dos dados censurados, percebeu-se que para o caso das substâncias do padrão de potabilidade também houve semelhança entre os dados obtidos tanto pelo método feito no ProUCL quanto pela utilização de metade dos valores de LD e LQ dos métodos analíticos, destacando-se os seguintes aspectos:

- As medianas estimadas por meio das duas metodologias coincidiram para os dados de bário, fluoreto e nitrato em mananciais superficiais e subterrâneos e para urânio em águas superficiais;
- O níquel foi a espécie química cuja mediana apresentou maior disparidade, sendo que a mediana obtida pela técnica do ProUCL foi superior em 0.0075 mg.L^{-1} ;
- Considerando o percentil 25%, a maior discrepância foi de 0.03 mg.L^{-1} , para os dados de nitrato em mananciais subterrâneos;
- No caso do percentil 25%, os dados se igualaram para bário e urânio em ambos os mananciais e para chumbo e nitrato nos mananciais superficiais;
- Para o percentil 75%, bário, fluoreto e nitrato (ambos os mananciais), nitrito (mananciais superficiais) e urânio (mananciais subterrâneos) apresentaram resultados idênticos;
- A maior diferença identificada nos percentis 75% obtidos por meio das duas metodologias foi identificada para os dados de arsênio em mananciais superficiais (0.025 mg.L^{-1}).

Enfatiza-se ainda que quando houve diferenças entre os resultados obtidos por ambas as metodologias, a do ProUCL estimou concentrações pouco maiores, em torno de $0,10$ a $30 \mu\text{g.L}^{-1}$. Em relação à conformidade dos dados encontrados na literatura com os padrões normativos brasileiros, o cádmio excedeu o padrão brasileiro de qualidade das águas superficiais (0.001 mg.L^{-1}) em mais de 80% dos dados (Brasil, 2005). Concentrações acima do padrão brasileiro de qualidade das águas superficiais foram reportadas em todos os estados considerados nesta pesquisa. O padrão de potabilidade brasileiro estipula um VMP de 0.005 mg.L^{-1} para o cádmio em águas potáveis, já a OMS, Austrália e Nova Zelândia adotam valores mais restritivos, de 0.003 mg.L^{-1} , 0.002 mg.L^{-1} e 0.004 mg.L^{-1} , respectivamente, com base na característica de acumulação do elemento no organismo humano (WHO, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018; Ministry of Health, 2018).

Da mesma maneira, cobre apresentou dados em desacordo com o padrão brasileiro de qualidade da água de mananciais superficiais (0.009 mg.L^{-1}) e para o urânio foram observados dados acima do padrão de qualidade da água em mananciais subterrâneos (0.015 mg.L^{-1}) (Brasil, 2005; Brasil, 2008). O dado referente ao urânio que ultrapassou o padrão brasileiro de qualidade da água de mananciais subterrâneos foi encontrado em águas subterrâneas do estado da Bahia, próximo a uma mina de urânio (Carvalho *et al.*, 2005). Apesar de ser essencial ao organismo humano, em

doses elevadas, o cobre pode ser tóxico ao fígado, cérebro e músculos, chegando a ser letal (NHMRC/NRMMC, 2018; Health Canada, 2017). Já a ingestão de urânio é associada à toxicidade renal, problemas reprodutivos e alterações no desenvolvimento (NHMRC/NRMMC, 2018; Health Canada, 2017; WHO, 2017). A ocorrência tanto do cobre quanto do urânio em mananciais pode se dar devido a processos erosivos ou atividade antrópica, como a extração mineral (USEPA, 2018).

Concentrações de arsênio em desacordo com a legislação brasileira foram observadas em 46.3% das amostras dos estudos considerados nesta revisão (Brasil, 2005). A espécie química é classificada pela IARC (*International Agency for Research on Cancer*) como carcinogênica para humanos, sendo incluída no Grupo 1 (IARC, 2017). Dentre os estados avaliados nesta revisão (amostras coletadas nos estados de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul), foram observadas concentrações de arsênio acima do padrão brasileiro de qualidade da água em Minas Gerais e Rio de Janeiro, sendo apenas um dado proveniente do Rio de Janeiro (Menezes *et al.*, 2009) e o restante de Minas Gerais (Leite *et al.*, 2010; Borba *et al.*, 2002). Nesse último caso, os dados foram coletados no quadrilátero ferrífero, região com grande atividade de mineração. A alta concentração de arsênio no estado de Minas Gerais pode ser atribuída à mineração de ouro, uma vez que arsenopirita é a composição mais comum das minas de ouro no Brasil (Borba *et al.*, 2004).

Os efeitos da ingestão da água contaminada por arsênio incluem mudanças na pele, como hiperpigmentação e queratoses, alterações gastrointestinais, neuropatia periférica, distúrbios cardiovasculares, imunológicos e reprodutivos, bem como aumento no risco de mortalidade por diabetes (Hindmarsh *et al.*, 1977; Tseng, 1977; Cebrian *et al.*, 1983; Southwick *et al.*, 1983; USEPA, 1988; Health Canada, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018). Assim como o Brasil, baseadas nos riscos à saúde humana e nas limitações técnicas para detecção e remoção do arsênio das águas, todas as agências internacionais consideradas nesta revisão adotam VMP igual a 0.01 mg.L⁻¹ para o arsênio em água de consumo humano (WHO, 2017; USEPA, 2018; Health Canada, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018; Ministry of Health, 2018).

Em relação ao chumbo, constatou-se elevado número de *outliers* (31,5%) no tratamento dos dados, incluindo concentrações de 0.100 mg.L⁻¹ a 0.689 mg.L⁻¹. Dados em desacordo com o padrão brasileiro de qualidade da água de mananciais superficiais (0.01 mg.L⁻¹), inclusive valores extremos, foram observadas em praticamente todos os estados pesquisados, salvo Amazonas e Distrito Federal (Brasil, 2005; Franz *et al.*, 2014; Horbe e Oliveira, 2008).

As concentrações elevadas encontradas em São Paulo por Bianchi *et al.* (2010) (0.125 a 0.689 mg.L⁻¹) podem ser atribuídas aos efluentes industriais, principalmente da atividade metalúrgica da região. O chumbo faz parte do Grupo 2B (possivelmente carcinogênico), uma vez que estudos

confirmam que esse elemento é cancerígeno a animais, mas ainda não existem evidências a humanos (IARC, 2017). O acúmulo desse elemento no organismo pode afetar gravemente o sistema nervoso central, sendo que lactentes, fetos e mulheres grávidas são mais susceptíveis a esses efeitos (NHMRC/NRMMC, 2018). Além disso, a exposição crônica ao chumbo pode acarretar problemas renais, pressão alta, interferência na absorção de cálcio, atraso no desenvolvimento mental e físico, deficiências de atenção (USEPA, 2018; Health Canada, 2009).

O Ministério da Saúde do Canadá afirma que estudos epidemiológicos demonstraram que a exposição ao chumbo pode afetar negativamente a inteligência das crianças (Health Canada, 2009). Segundo as entidades internacionais, a concentração desejável de chumbo na água potável seria nula, visto que seus efeitos por exposição crônica ocorrem em baixíssimas concentrações. Por isso, os valores adotados nos padrões de potabilidade tanto pelo Brasil quanto por outros países consideram um limiar praticável nas estações de tratamento de água (WHO, 2017; USEPA, 2018; Health Canada, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018; Ministry of Health, 2018; Brasil, 2017). Tal fato evidencia a fragilidade tecnológica dos processos convencionais de tratamento de água frente à toxicidade do chumbo e a constatação de concentrações extremamente elevadas nos mananciais brasileiros.

Por fim, no caso dos parâmetros bário, fluoreto, nitrato e nitrito, os percentis 99% (Tabela 3) estiveram abaixo dos valores estipulados na legislação do Brasil (Brasil, 2005; Brasil 2008). Já o níquel apresentou o percentil 99% e o valor máximo iguais ao limite estabelecido no padrão brasileiro de qualidade da água de mananciais superficiais (Brasil, 2005). No geral, as faixas de ocorrência, concentrações médias e medianas calculadas neste estudo (Tabela 3) foram inferiores às reportadas pelas agências internacionais, sendo que o fluoreto foi o único que superou, em média, a estipulada pela USEPA (Tabela 4) (NHMRC/NRMMC, 2018; Health Canada, 2017; USEPA, 2018; Ministry of Health, 2018).

Contudo, considerando os LSCs calculados, há novamente a possibilidade das médias brasileiras superarem as de outros países. Tal fato foi observado para o arsênio, com média inferior à 0.005 mg.L⁻¹ na Austrália e inferior a 0.007 mg.L⁻¹ no Brasil, e para o bário em águas superficiais, cuja média estipulada para o Brasil foi inferior à 0.09 mg.L⁻¹ e à 0.06 mg.L⁻¹ na Nova Zelândia. Como a estatística descritiva e os LSCs foram obtidos após a exclusão de *outliers*, a concentração de chumbo no Brasil não demonstrou discrepância nesse aspecto frente às demais. Contudo, mais uma vez é importante destacar a significativa ocorrência do chumbo nos mananciais brasileiros. Além dos processos erosivos, o lançamento de efluentes industriais, deposição atmosférica e mineração podem contribuir para o incremento da concentração dessas espécies nos mananciais (USEPA, 2018; Health Canada, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018).

Tabela 4. Faixas de ocorrência e médias reportadas pelas principais agências internacionais

	NHMRC/ NRMCC (Austrália)		Health Canada		USEPA (EUA)		MINISTRY OF HEALTH (Nova Zelândia)	
	Faixa	Média	Faixa	Média	Faixa	Média	Faixa	Média
	(mg.L ⁻¹)							
As (a)	-	<0.005	-	-	<1.7	0.001	-	-
Ba (a)	-	-	-	-	-	-	<0.005-15	0.01-0.06
Ba (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
Cd (a)	-	-	-	-	-	0.001	-	-
Pb (a)	-	-	-	-	<0.12	<0.0039	-	-
Cu (a)	-	-	0.005-0.53	-	≤0.005-1.0	0.01 ⁽¹⁾	-	-
Cr (a)	-	-	0.0002-0.02	0.014	<0.001-0.03	0.01 ⁽¹⁾	-	-
F ⁻ (a)	0.05-1.5	-	-	-	0.001-6.5	0.2	-	-
F ⁻ (b)	-	-	-	-	0.02-1.5	-	-	-
Ni (a)	-	-	-	-	-	0.015-0.020	-	-
NO ₃ ⁻ (a)	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₂ ⁻ (a)	-	-	-	-	-	-	-	-
U (a)	-	-	-	-	-	-	-	-
U (b)	-	-	-	-	-	-	-	-

⁽¹⁾ mediana; NHMRC/NRMCC (2018), Health Canada (2017), USEPA (2018) e WHO (2017).

Espécies químicas não abordadas no padrão brasileiro de potabilidade

Todas as 7 substâncias não listadas na PC MS 05/2017 (mas alvo desta pesquisa) apresentaram dados majoritariamente abaixo do limite de detecção do método analítico e/ou foram citadas em apenas um estudo (Kochhann *et al.*, 2013; Leite *et al.*, 2010; Rodgher *et al.*, 2013; Horbe e Oliveira, 2008; Egito *et al.*, 2010; Gurgel *et al.*, 2016; Machado *et al.*, 2017).

Estudos que avaliaram o berílio em águas superficiais foram encontrados para os estados de Minas Gerais e Rio Grande do Sul. Em Minas Gerais, houve apenas um dado quantificado (0.004 mg.L⁻¹) entre 26 amostras com LD de 0.0001 mg.L⁻¹ (Leite *et al.*, 2010; USEPA, 1994). Em amostragem com 16 dados no Rio Grande do Sul, Kochhann *et al.* (2013) apresentaram faixa de ocorrência de berílio de 0.00007 a 0.00022 mg.L⁻¹, com concentração média de 0.00017 mg.L⁻¹. Segundo a USEPA (2018), em mananciais superficiais, espera-se que o berílio tenha média inferior a 0.0019 mg.L⁻¹.

Para o boro, a faixa de ocorrência obtida na literatura brasileira foi de 0.00891 a 0.0767 mg.L⁻¹, com média de 0.0265 mg.L⁻¹ nos mananciais superficiais (Kochhann *et al.*, 2013), enquanto a USEPA (2018) apresenta faixa de ocorrência de 0.001 mg.L⁻¹ a 5.0 mg.L⁻¹ e média de 0.1 mg.L⁻¹.

A presença de molibdênio em águas superficiais foi avaliada nos estados de Amazonas, Minas Gerais e Rio Grande do Sul. Os dados mantiveram-se abaixo dos LDs nas amostragens feitas no Amazonas e na maioria das amostras de Minas Gerais (LDs entre 0.0001 e 0.05 mg.L⁻¹) (Leite *et al.*, 2010; Rodgher *et al.*, 2013; Horbe e Oliveira, 2008; USEPA, 1994). A faixa de ocorrência dos dados quantificados para o molibdênio no Brasil foi de 0.00007 a 0.08 mg.L⁻¹ (Leite *et al.*, 2010; Rodgher *et al.*, 2013; Horbe e Oliveira, 2008; Kochhann *et al.*, 2013), inferior a concentração máxima de ocorrência em outros países (0.157 mg.L⁻¹ em mananciais superficiais e 4.7 mg.L⁻¹ em mananciais subterrâneos).

No caso da prata, para os estados do Rio Grande do Norte e Rio Grande do Sul, Gurgel *et al.* (2016) e Kochhann *et al.* (2013) reportaram concentrações mínimas abaixo dos LDs (0.001 e 0.00001 mg.L⁻¹) e máximas em mananciais superficiais de 0.00004 e 0.005 mg.L⁻¹, respectivamente. Em estudo feito por Egito *et al.* (2010), não foram observados dados quantificados para prata em mananciais superficiais. De acordo com a literatura internacional, espera-se que concentrações de prata nos mananciais superficiais estejam abaixo de 0.01 mg.L⁻¹ e 0.79 mg.L⁻¹ (Health Canada, 2017; USEPA, 2018).

Por fim, para o tálio, Machado *et al.* (2017) e Kochhann *et al.* (2013) apresentaram a ocorrência em águas superficiais de São Paulo e Rio Grande do Sul na faixa de 0.00001 a 0.0002 mg.L⁻¹.

Todas as substâncias se mantiveram abaixo dos padrões de qualidade da água para mananciais superficiais do Brasil, salvo os casos do molibdênio, que não consta na legislação, e do tálio, que não possui especificação de valor máximo em águas doces (que possam ser destinadas ao abastecimento humano) (Brasil, 2005).

Conclusões

Constatou-se, de forma geral, similaridade entre a ocorrência das espécies inorgânicas nos mananciais de água do Brasil e de outros países. Porém, a concentração média máxima em águas superficiais estimada para o Brasil foi superior à internacionalmente reportada para alumínio, manganês, fluoreto, arsênio e bário. Tal fato indica a necessidade de estudos mais aprofundados para a averiguação dessa disparidade, com vistas à verificação das fontes de ocorrência e contaminação por essas espécies químicas.

Destaca-se o elevado percentual de dados com valores extremos (*outliers*) reportados para chumbo em águas superficiais (31,5%), com concentrações próximas a 0.7 mg.L^{-1} . No geral, as diferentes metodologias utilizadas no tratamento dos dados censurados também convergiram para resultados semelhantes. Contudo, em alguns casos, a obtenção da estatística descritiva pela inclusão dos dados censurados estimados por meio da distribuição dos dados quantificados demonstrou resultados ligeiramente superiores, indicando ser um método mais conservador. Alumínio, ferro, sódio, sulfato, bário e urânio apresentaram diferenças estatisticamente significativas acerca de sua ocorrência nos mananciais subterrâneos e superficiais.

Enfatiza-se a ocorrência de espécies comprovadamente carcinogênicas a humanos (arsênio) ou suspeitas de carcinogenicidade (chumbo), principalmente o chumbo, para o qual foram atribuídas concentrações elevadas em diversos estudos. Os riscos à saúde humana associados ao consumo de tais substâncias evidenciam a relevância do monitoramento e da manutenção dos padrões de qualidade e potabilidade paralelamente ao avanço dos estudos de toxicidade.

Destaca-se ainda, a importância da consideração de aspectos locais na determinação dos limites estabelecidos nas legislações, visto que os fatores intervenientes na ocorrência das substâncias nos mananciais, como a geologia e o uso do solo, são diversos. Portanto, deve-se haver cautela na extração de informações de outros países para a atualização dos padrões de potabilidade brasileiros.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa da Universidade Federal de Juiz de Fora (PROPP-UFJF). Ao CNPq e a FAPEMIG.

Referências bibliográficas

- APHA (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23 ed. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation. Washington, DC, USA.
- Araújo, M. C. e Oliveira, M. B. M. (2013) Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil, *Ambiente&Água*, **8**(3), 247-257.
- Barros, I. T., Ceccon, J. P., Gliński, A., Liebel, S., Grötzner, S. R., Randi, M. A. F., Benedito, E., Ortolani-Machado, C. F., Filipak-Neto, F. e Ribeiro, C. A. O. (2017) Environmental risk assessment in five rivers of Parana River basin, Southern Brazil, through biomarkers in *Astyanax* spp, *Environmental Science and Pollution Research*, **24**(19), 16228-16240.
- Bianchi, J., Espindola, E. L. G. e Marin-Morales, M. A. (2011) Genotoxicity and mutagenicity of water samples from the Monjolinho River (Brazil) after receiving untreated effluents, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **74**(4), 826-833.
- Bingham, E., Cochrane, B. e Powell, C.H. (2001) *Patty's Toxicology Volumes 1-9*, John Wiley & Sons, New York, 393 pp.
- Bonotto, D. M. (2017) The dissolved uranium concentration and $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratio in groundwaters from spas of southeastern Brazil, *Journal of Environmental Radioactivity*, **166**, 142-151.

- Borba, R. P., Figueiredo, B. R., Cavalcanti, J. A. (2004) Arsênio na água subterrânea em Ouro Preto e Mariana, Quadrilátero Ferrífero (MG), *Revista Escola de Minas*, **57**(1), 45-51.
- Borba, R. P., Figueiredo, B. R., Rawlins, B. e Matschullat, J. (2002) Geochemical distribution of arsenic in waters, sediments and weathered gold mineralized rocks from Iron Quadrangle, Brazil, *Environmental Geology*, **44**(1), 39-52.
- Blume, K. K., Macedo, J. C., Meneguzzi, A., Silva, L. B., Quevedo, D. M. e Rodrigues, M. A. S. (2010) Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil, *Brazilian Journal of Biology*, **70**(4), 1185-1193.
- Brasil (2005) *Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*, Publicada no Diário Oficial da União nº 53, de 18 de março de 2005.
- Brasil (2008) *Resolução CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências*, Publicada no Diário Oficial da União nº 66, de 7 de abril de 2008.
- Brasil (2011) *Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde - Anexo XX*.
- Campos, M. B., Azevedo, H., Nascimento, M. R. L., Roque, C. V. e Rodgher, S. (2011) Environmental assessment of water from a uranium mine (Caldas, Minas Gerais State, Brazil) in a decommissioning operation, *Environmental Earth Sciences*, **62**(4), 857-863.
- Carvalho, I. G., Cidu, R., Fanfani, L., Pitsch, H., Beaucaire, C. e Zuddas, P. (2005) Environmental Impact of Uranium Mining and Ore Processing in the Lagoa Real District, Bahia, Brazil, *Environmental, Science and Tecnology*, **39**, 8646-8652.
- Carvalho Filho, C. A., Moreira, R. M., Guimarães, B. F., Ferreira, V. V. M., Auler, L. M. L. A., Palmieri, H. E. L., Oliveira, A. F. e Dutra, P. H. (2016) Hydrochemical assessment of surface water in watersheds near the Uranium Mining and Milling Facilities of Caldas, Brazil, *Environmental Earth Sciences*, **75**(8), 187-201.
- Cassanogo, M. B. B. e Droste, A. (2016) Avaliação do padrão espacial da qualidade da água de um rio no Sul do Brasil por meio da análise multivariada de indicadores biológico e químicos, *Brazilian Journal of Biology*, **77**(1), 118-126.
- Cebrian, M.E., Albores, A., Aquilar, M. e Blakely, E. (1983) Chronic arsenic poisoning in the north of Mexico, *Human Toxicol*, **2**, 121-133.
- Chan, M.K., Varghese, Z., Li, M.K., Wong, W.S. e Li, C.S. (1990) Newcastle bone disease in Hong Kong: a study of aluminum associated osteomalacia, *Int J Artif Organs*, **13**(3), 162-168.
- Chang L.W. (1996) *Toxicology of metals*, CRC Press, Boca Raton, 1232 pp.
- Coletti, C., Testezlaf, R., Ribeiro, T. A. P., Souza, R. T. G. e Pereira, D. A. (2010) Water quality index using multivariate factorial analysis, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **14**(5), 517-522.
- Conceição, F. T. e Bonotto, D. M. (2000) Anthropogenic influences on the uranium concentration in waters of the Corumbatai river basin (SP), Brazil, *Revista Brasileira de Geociências*, **30**(3), 555-557.
- Crémazy, A., Wood, C. M.W., Smith, D. S., Ferreira, M. S., Johannsson, O. E., Giacomini, M. e Val, A. L. (2016) Investigating copper toxicity in the tropical fish cardinal tetra (*Paracheirodonaxelrodi*) in natural Amazonian waters: Measurements, modeling, and reality, *Aquatic Toxicology*, **180**, 353-363.
- Dalzochio, T., Simões, L. A. R., Souza, M. S., Rodrigues, G. Z. P., Petry, I. E., Andriguetti, N. B., Silva, G. J. H., Gehlen, G. e Silva, L. B. (2017) Water quality parameters, biomarkers and metal bioaccumulation in native fish captured in the Ilha River, southern Brazil, *Chemosphere*, **189**, 609-618.
- Embrapa (2019) *Solos do Brasil*. Disponível em: <https://www.embrapa.br/tema-solos-brasileiros/solos-do-brasil>
- Egito, L. C. M., Santos, P. E., Amaral, V. S., Medeiros, S. R. B. e Agnez-Lima, L. F. (2010) Use of native species *Crenicichlamenezesi* (Ariidae) as a model for in situ evaluation of genotoxicity in surface water, *Science of the Total Environment*, **408**, 6042-6046.

- Engelmann, P. M., Santos, V. H. J. M., Moser, L. I., Bruzza, E. C., Barbieri, C. B., Barela, P. S., Moraes, D. P., Augustin, A. H., Goudinho, F. S., Melo, C. L., Ketzner, J. M. M. e Rodrigues, L. F. (2017) Environmental monitoring of water resources around a municipal landfill of the Rio Grande do Sul state, Brazil, *Environmental Science and Pollution Research*, **24**(26), 21398-21411.
- Franz, C., Abbt-Braun, G., Lorz, C., Roig, H. L. e Makeschin, F. (2014) Assessment and evaluation of metal contents in sediment and water samples within an urban watershed: an analysis of anthropogenic impacts on sediment and water quality in Central Brazil, *Environmental Earth Sciences*, **72**(12), 4873–4890.
- Galhardi, J. A. e Bonotto, D. M. (2017) Radionuclides (²²²Rn, ²²⁶Ra, ²³⁴U, and ²³⁸U) release in natural waters affected by coal mining activities in southern Brazil, *Water, Air, and Soil Pollution*, **228**(207), doi: <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3381-x>
- Gastmans, D., Menegário, A. A. e Hutcheon, I. (2017) Stable isotopes, carbon-14 and hydrochemical composition from a basaltic aquifer in São Paulo State, Brazil, *Environmental Earth Sciences*, **76**(4), doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6468-1>
- Gurgel, P. M., Navoni, J. A., Ferreira, D. M. e Amaral, V. S. (2016) Ecotoxicological water assessment of an estuarine river from the Brazilian Northeast, potentially affected by industrial wastewater discharge, *Science of the Total Environment*, **572**, 324-332.
- Health Canada (2009) *Guideline for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document — Lead*. Disponível em: <https://www.canada.ca/en/services/health/publications/healthy-living.html>
- Health Canada (2017) *Guideline for Canadian Drinking Water Quality*. Ottawa: Health Canada. Disponível em: https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/water-quality.html#tech_doc
- Heller, L. e Pádua, V. L. (2006) *Abastecimento de água para consumo humano*, Editora UFMG, 859 pp.
- Hindmarsh, J.T., Mclethie, O.R. e Heffernan L. P. M. (1977) Electromyographic abnormalities in chronic environmental arsenicalism, *J Analyt Toxicol*, **1**, 270-276.
- Horbe, A. M. C. e Oliveira, L. G. S. (2008) Química de igarapés de água preta do nordeste do Amazonas – Brasil, *Acta Amazonica*, **38**(4), 753-760.
- IARC, International Agency For Research On Cancer (2017) *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*. Disponível em: http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/latest_classif.php
- IBRAM, Instituto Brasileiro de Mineração (2011) *Informações e análises da economia mineral brasileira*, 6ed. Disponível em: <http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00001669.pdf>
- Jordão, C. P., Ribeiro, P. R. S., Matos, A. T. e Fernandes, R. B. A. (2007) Aquatic Contamination of the TurvoLimpó River Basin at the Minas Gerais State, Brazil, *Journal of the Brazilian Chemical Society*, **18**(1), 116-125.
- Kaplan, E. L., Meier, O. (1958) Nonparametric Estimation from Incomplete Observations. *Journal of the American Statistical Association*, **53**, 457-481.
- Kimura, S. P. R., Pascoaloto, D., Ferreira, S. J. F. e Vieira, M. G. A. (2017) Influence of the Hydrological Regime on the Water Quality from the Lake of the Francesa - Parintins/Amazonas/Brazil, *Chemical Engineering Transactions*, **57**, 547-552.
- Klumpp, A., Bauer, K., Franz-Gerstein, C. e Menezes, M. (2002) Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil), *Environment International*, **28**(3), 165-171.
- Kochhann, D., Behr, E. R., Chaves, A., Mesko, M. F., Dressler, V. L., Flores, E. M. M. e Baldisserotto, B. (2013) Environmental quality evaluation of the Vacacaí River, Rio Grande do Sul, Brazil, *Environmental Earth Sciences*, **70**(4), 1727-1733.
- Leite, M. G. P., Fujaco, M. A. G., Nalini Junior, H. A. e Castro, P. T. A. (2010) Influence of geology in the geochemistry signature of Itacolomi State Park waters, Minas Gerais-Brazil, *Environmental Earth Sciences*, **60**(8), 1723-1730.

- Lopes, A. M. M. B., Gomes, L. N. L., Martins, F. C., Cerqueira, D. A., Mota Filho, C. R., Von Sperling, E. e Pádua, V. L. (2017) Dinamic of pathogenic protozoa and cyanobacteria in a reservoir used for water supply in southeastern Brazil, *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **22**(1), 25-43.
- Lunardi, M. e Bonotto, D. M. Hydrochemical study of the Caldas Novas Thermal Complex (GO), Brazil, *Environmental Earth Sciences*, **77**(3), doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7240-x>
- Machado, C. S., Fregonesi, B. M., Alves, R. I. S., Tonani, K. A. A., Sierra, J., Martinis, B. S., Celere, B. S., Maria, M., Shuhmacher, M., Nadal, M., Domingo, J. L. e Segura-Muñoz, S. (2017) Health risks of environmental exposure to metals and herbicides in the Pardo River, Brazil, *Environmental Science and Pollution Research*, **24**(25), 20160–20172.
- Marchesan, E., Sartori, G. M. S., Reimche, G. B., Avila, L. A., Zanella, R., Machado, S. L. O., Macedo, V. R. M. e Cogo, J. P. (2009) Qualidade de água dos rios Vacacaí e Vacacaí-Mirim no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, *Ciência Rural*, **39**(7), 2050-2056.
- Marimon, M. P. C., Roisenberg, A., Suhogusoff, A. V. e Viero, A. P. (2013) Hydrogeochemistry and statistical analysis applied to understand fluoride provenance in the Guarani Aquifer System, Southern Brazil, *Environmental Geochemistry and Health*, **35**(3), 391–403.
- Marques, E. D., Sella, S. M., Mello, W. Z., Lacerda, L. D. e Silva Filho, E. V. (2008) Hydrogeochemistry of Sand Pit Lakes at Sepetiba Basin, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil, *Water, Air, and Soil Pollution*, **189**(1-4), 21-36.
- Menezes, J. M., Prado, R. B., Silva Junior, G. C., Mansur, K. L. e Oliveira, E. S. (2009) Qualidade da água e sua relação espacial com as fontes de contaminação antrópicas e naturais: Bacia hidrográfica do Rio São Domingos, *Engenharia Agrícola Jaboticabal*, **29**(4), 687-698.
- Ministry Of Health (2018). *Guidelines for Drinking-water Quality Management for New Zealand: Datasheets part 2.1, Chemical and Physical Determinands*. vol. 3. Wellington: Ministry of Health. Disponível em: <<https://www.health.govt.nz/publication/guidelines-drinking-water-quality-management-new-zealand>>.
- Morais, C. R., Carvalho, S. M., Araujo, G. R., Souto, H. N., Bonetti, A. M., Morelli, S. e Campos Jr, E. O. C. (2016) Assessment of water quality and genotoxic impact by toxic metals in *Geophagus brasiliensis*, *Chemosphere*, **152**, 328-334.
- MHE, Museu Heinz Ebert (2019) UNESP, Departamento de Petrologia e Metalogenia, Rio Claro, SP. Disponível em: <https://museuhe.com.br/banco-de-dados/>
- Muniz, D. H. F. e Oliveira-Filho, E. C. (2006) Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente, *Universitas: Ciências da Saúde*, **4**(1/2), 83-100.
- NHMRC/NRMMC, Conselho Nacional de Saúde e Pesquisa Médica/Conselho Ministerial para Gerenciamento de Recursos Naturais do Governo Australiano (2018) *Water Guidelines Paper 6. 2011, version 3.5 Updated August 2018*. Canberra: NHMRC, NRMMC. Disponível em: <https://nhmrc.gov.au/about-us/publications/australian-drinking-water-guidelines#block-views-block-file-attachments-content-block-1>
- Oliveira, F. H. P. C., Ara, A. L. S. C., Moreira, C. H. P., Lira, O. O., Padilha, M. R. F. e Shinohara, N. K. S. (2014) Seasonal changes of water quality in a tropical shallow and eutrophic reservoir in the metropolitan region of Recife (Pernambuco-Brazil), *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **86**(4), 1863-1872.
- Petry, C. T., Costa, G. M., Benvenuti, T., Rodrigues, M. A. S. e Droste, A. (2016) Avaliação integrada da qualidade química e da genotoxicidade da água do arroio Luiz Rau, no trecho inferior da Bacia do Rio dos Sinos, no Sul do Brasil, *Ambiente&Água*, **11**(4), 867-877.
- Porta, C. S., Santos, D. L., Bernardes, H. V., Bellagamba, B. C., Duarte, A., Dias, J. F., Silva, F. R., Lehmann, M., Silva, J. e Dihl, R. R. (2017) Cytotoxic, genotoxic and mutagenic evaluation of surface waters from a coal exploration region, *Chemosphere*, **172**, 440-448.
- Porto, L. C. S. e Ethur, E. M. (2009) Elementos traço na água e em vísceras de peixes da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã, Rio Grande do Sul, Brasil, *Ciência Rural*, **39**(9), 2512-2518.

- Rodgher, S., Azevedo, H., Ferrari, C. R., Roque, C. V., Ronqui, L. B., Campos, M. B. e Nascimento, M. R. L. (2013) Evaluation of surface water quality in aquatic bodies under the influence of uranium mining (MG, Brazil), *Environmental Monitoring and Assessment*, **185**(3), 2395–2406.
- Sabino, C. V. S., Lage, L. V., Almeida, K. C. B (2014) Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **19**(spe), 87-94.
- Sanford, R. F., Pierson, C. T., Crovelli, R. A. (1993) An objective replacement method for censored geochemical data. *Mathematical Geology*, **25**, 59-80.
- Scalon, M. C. S., Rechenmacher, C. Siebel, A. M., Kayser, M. L., Rodrigues, M. T., Maluf, S. W., Rodrigues, M. A. S. e Silva, L. B. (2010) Evaluation of Sinos River water genotoxicity using the comet assay in fish, *Brazilian Journal of Biology*, **70**(4), 1217-1222.
- Scalon, M. C. S., Rechenmacher, C. Siebel, A. M., Kayser, M. L., Rodrigues, M. T., Maluf, S. W., Rodrigues, M. A. S. e Silva, L. B. (2013) Genotoxic Potential and Physicochemical Parameters of Sinos River, Southern Brazil, *The Scientific World Journal*, **2013**, 1-6.
- Silva, M. L. e Bonotto, D. M. (2015) Uranium isotopes in groundwater occurring at Amazonas State, Brazil, *Applied Radiation and Isotopes*, **97**, 24-33.
- Singh, A., Maichle, R., Lee, S. E. (2006) *On the Computation of a 95% Upper Confidence Limit of the Unknown Population Mean Based Upon Data Sets with Below Detection Limit Observations*. Washington, DC: USEPA, (EPA/600/R-06/022).
- Siqueira, G. W., Aprile, F. e Miguéis, A. M. (2012) Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará – Brasil), *Acta Amazonica*, **42**(3), 413 - 422.
- Soares Neto, J. L., Carli, R. F., Kotzal, Q. S. G., Latroni, F. B., Lehmann, M., Dias, J. F., Souza, C. T., Niekraszewicz, L. A. B., Silva, F. R., Silva, J. e Dihl, R. R. (2016) Surface Water impacted by rural activities induces genetic toxicity related to recombinagenic events in vivo, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **13**(8), 827-839.
- Sousa, J. M. C., Peron, A. P., Silva, F. C. C., Dantas, E. B. S., Lima, A. M. V., Oliveira, V. A., Matos, L. A., Paz, M. F. C. J., Alencar, M. V. O. B., Islam, M. T., Melo-Cavalcante, A. A. C., Bonecker, C. C. e Júlio, H. F. J. (2017) Physico-chemical and genotoxicity analysis of Guaribas river water in the Northeast Brazil, *Chemosphere*, **177**, 334-338.
- Southwick, J. W., Western, A. E. e Beck, M. M. (1983) An epidemiological study of arsenic in drinking water in Millard County, Utah. In Lederer, W. H., Fensterheim, R. J. (Eds.) *Arsenic: Industrial, Biomedical, Environmental Perspectives*, Van Nostrand Reinhold Co., New York, 210-225.
- Souza, R. S., Tejerina-Garro, F. L., Rocha, C., Zara, L. F. e Gonçalves Junior, A. C. (2016) Trace elements in the water and fish of tropical watercourses in central Brazil, *Boletim do Instituto de Pesca*, **42**(3), 500-513.
- Ternus, R. Z., Souza-Franco, G. M., Anselmini, M. E. K., Douglas João Carlos Mocellin, D. J. C. e Magro, J. D. (2011) Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil, *Acta Limnologica Brasiliensia*, **23**(2), 189-199.
- Thebaldi, M. S., Sandri, D., Felisberto, A. B., Rocha, M. S. e Neto, S. A. (2011) Qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **15**(3), 302-309.
- Tseng, W.P. (1977) Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic, *Environ Health Perspect*, **19**, 109-119.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (1983) *Methods for chemical analysis of water and wastes*. EPA—600/4-79-020. Office of Research and Development, 552p.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (1988) IRIS, Integrated Risk Information System, *Arsenic*. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0278_summary.pdf

- USEPA, United States Environmental Protection Agency (1994) *Methods for the Determination of Metals in Environmental Samples*. EPA/600/R-94/111. Office of Research and Development. 260 pp.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (1996) *Determination of Trace Elements in Ambient Waters by Stabilized Temperature Graphite Furnace Atomic Absorption – Method 1639*. Office of Water, 1996.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (2018) *2018 edition of the drinking water standards and health advisories*. Washington, DC: USEPA, 2018 (EPA 822-F-18-00). Disponible em: <https://www.epa.gov/dwstandardsregulations/2018-drinking-water-standards-and-advisory-tables>
- WHO, World Health Organization (2017) *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum*. 5. ed. Geneva: WHO. Disponible em: http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/
- Yabuki, L. M. N., Colaço, C. D., Menegário, A. A., Domingos, R. N., Kiang, C. H. e Pascoaloto, D. (2014) Evaluation of diffusive gradients in thin films technique (DGT) for measuring Al, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, and Zn in Amazonian rivers, *Environmental Monitoring and Assessment*, **186**, 961-969.