

TEORES DE CROMO EM SOLOS, SEDIMENTOS E ÁGUAS EM ÁREAS AGRÍCOLAS DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO - SC

Acceptance date: 01/07/2024

Daniely Neckel Rosini

Guilherme de Lima Steffens

Valter Antonio Becegato

RESUMO: Atualmente, a contaminação de recursos naturais por metais, resultado das atividades humanas, é um grave problema ambiental. Entre os elementos-traço, o cromo (Cr) se destaca devido à sua toxicidade e ampla utilização industrial. O objetivo deste estudo foi quantificar as concentrações de Cr em solos, águas e sedimentos agrícolas no município de Bom Retiro, localizado na Serra Catarinense, que se destaca pelas atividades agropecuárias. Um total de 85 amostras de solo, água e sedimento foram coletadas e analisadas o pH e os teores de Cr. Os dados foram comparados com as normas ambientais, as resoluções CONAMA 420/2009 e 454/2012 para solos e sedimentos, e 357/2005 para águas. As amostras de solos e sedimentos apresentaram teores de Cr dentro dos limites legais. No entanto, 14 amostras de água excederam o limite permitido para Cr, destacando a necessidade de monitoramento contínuo e mitigação de

fontes poluidoras. A retenção de metais no solo pode afetar ecossistemas, com riscos de bioacumulação e magnificação trófica, impactando a saúde humana e ambiental. Portanto, há a necessidade de estratégias de manejo sustentável para reduzir a poluição por metais pesados em áreas agrícolas.

PALAVRAS-CHAVE: Cromo, Metais pesados, Áreas agrícolas.

ABSTRACT: Currently, the contamination of natural resources by metals, resulting from human activities, is a serious environmental problem. Among trace elements, chromium (Cr) stands out due to its toxicity and widespread industrial use. The objective of this study was to quantify the concentrations of Cr in soils, waters, and agricultural sediments in the municipality of Bom Retiro, located in the Serra Catarinense region, known for its agricultural activities. A total of 85 samples of soil, water, and sediment were collected and analyzed for pH and Cr content. The data were compared with environmental standards, specifically CONAMA resolutions 420/2009 and 454/2012 for soils and sediments, and 357/2005 for waters. Soil and sediment samples showed Cr levels within legal

limits. However, 14 water samples exceeded the allowed limit for Cr, highlighting the need for continuous monitoring and mitigation of pollutant sources. The retention of metals in soil can affect ecosystems, with risks of bioaccumulation and trophic magnification, impacting human and environmental health. Therefore, sustainable management strategies are needed to reduce heavy metal pollution in agricultural areas.

KEYWORDS: Chromium, Heavy metals, Agricultural áreas.

INTRODUÇÃO

Atualmente, o mundo está repleto de problemas ambientais e um destes problemas está relacionado à contaminação dos recursos naturais por metais devido às atividades humanas (MAHLER et al., 2012). O desenvolvimento das atividades antrópicas causa diversos impactos ao meio, dentre esses impactos está a contaminação por metais (ALLOWAY; AYRES, 1997). A forma de exploração dos recursos naturais pelos seres humanos tem impactado na qualidade das águas, dos sedimentos, dos solos e do ar (TEODORO; SANTOS, 2011; BETEMPS et al., 2014).

Dentre as diversas atividades antrópicas passíveis de alterar a paisagem, algumas delas, como agricultura e mineração podem liberar uma série de metais pesados para o meio ambiente (MANGAS-SUAREZ et al., 2023). Dentre os principais metais pesados, o cromo se destaca por ser um poluente advindo de diversas fontes poluidoras e possuir um sistema quimicamente complexo, onde um grande número de reações podem ocorrer simultaneamente (ALMODOVAR, 2000).

O cromo (Cr) é um elemento sólido em temperatura ambiente, com ponto de fusão de 1.907°C (IUPAC, 2018). É essencial para o ser humano, mas pode ser extremamente tóxico, dependendo da forma em que é encontrado. Os compostos de cromo (III) não são considerados um risco para a saúde, são elementos essenciais, encontrados naturalmente no ambiente (QUADRO et al., 2018). Enquanto os compostos de cromo (0) e cromo (VI) possuem facilidade de penetrar nas células, são geralmente produzidos por processos artificiais, através das indústrias de couro e nas ligas metálicas (RUPPENTHAL, 2013; QUADRO et al., 2018). Os compostos de cromo (VI) são altamente tóxicos para as plantas e animais e carcinogênicos e mutagênicos para os humanos, irritam os olhos, a pele e as mucosas, sendo a dose letal de apenas algumas gramas (CHEN et al., 2018; CHOUDHARY; PAUL, 2018; PANG et al., 2018; VINCENT, 2018).

Os compostos de cromo podem causar efeitos cutâneos, com irritação no dorso da mão e nos dedos, podendo causar úlceras; nasais, com irritação e inflamação; pulmonares, com irritação bronquial e alteração da função respiratória; gastrointestinais, através da formação de úlceras; renais e carcinogênicos (BOETCHER, 2008). A principal forma de absorção do cromo é por meio dos pulmões, mas pode acontecer também através da pele, de onde é levado por meio do sangue a vários órgãos do corpo, onde se concentram principalmente nos rins, fígado, baço e pulmão (RUPPENTHAL, 2013).

Diante deste contexto, o objetivo deste estudo foi quantificar as concentrações de Cr presentes nos solos, nas águas e nos sedimentos em áreas agrícolas no município de Bom Retiro/SC.

METODOLOGIA

Local de estudo

Bom Retiro é uma cidade da microrregião serrana de Santa Catarina, com 8.942 habitantes e uma área de 1.056 km², localizada na latitude 27°47'50" sul, na longitude 49°29'21" oeste e altitude média de 890 metros (Figura 1) (IBGE, 2010). O município ocupa a posição 1.934º no Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) 2010 (PNUD, 2010). Os municípios limítrofes são Alfredo Wagner, Bocaina do Sul, Rio Rufino, Urubici, Anitápolis, Chapadão do Lageado, Otacílio Costa e Petrolândia (IBGE, 2010).

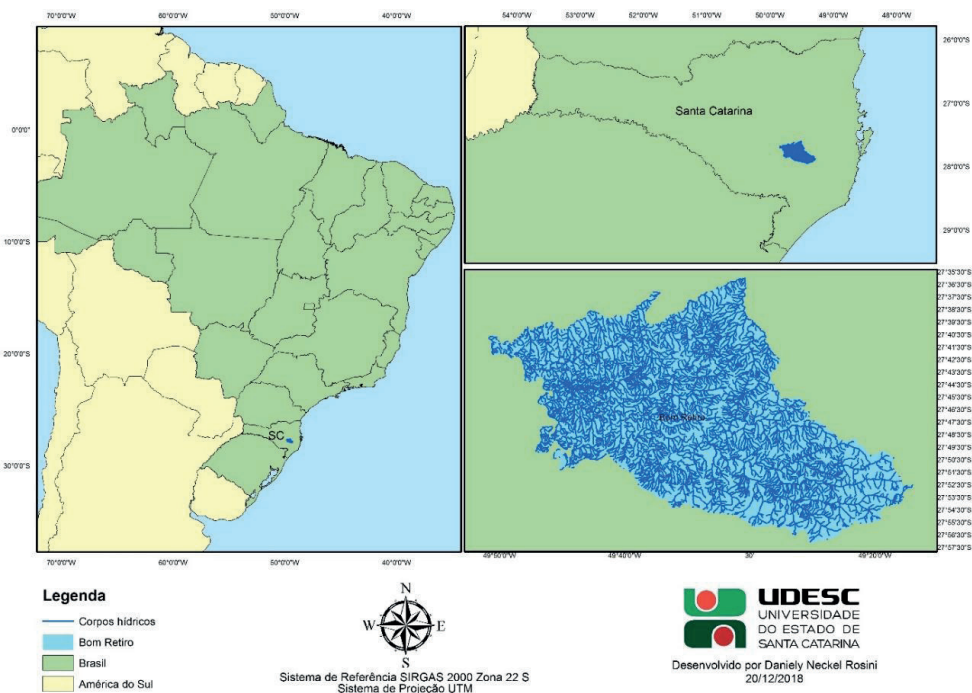


Figura 1 – Localização do município Bom Retiro/SC e corpos hídricos.

O município está inserido no bioma Mata Atlântica e na Floresta Ombrófila Mista e de Savana (ROCHA et al., 2014). Bom Retiro é um dos pequenos municípios brasileiros que possuem muitas famílias que sobrevivem da agricultura, sendo que cerca de 30% da população reside em área rural, conforme dados do IBGE (2010).

A economia do município concentra-se, principalmente, nas atividades agrícolas e pecuárias, entre elas destaca-se as culturas de maçã (40.968 t/ano), milho (15.360 t/ano), cebola (15.200 t/ano) e tomate (4.800 t/ano) (IBGE, 2010). Tais espécies necessitam do uso de agrotóxicos e fertilizantes, que por vezes, são utilizados de maneira indiscriminada, ocasionando a contaminação ambiental na região e conseqüentemente, gerando muitos impactos para a vida das pessoas.

O município de Bom Retiro está inserido na seqüência estratigráfica gonduânica da Bacia Sedimentar do Paraná. Esta bacia é formada por rochas sedimentares e vulcânicas originadas entre o Siluriano e o Cretáceo. A espessura máxima das rochas está em torno de 5.000 m (BORTULOZZI, AWDZIEJ; ZARDO, 1987).

O substrato geológico de Bom Retiro é composto por rochas sedimentares paleozoicas e mesozoicas e rochas vulcânicas mesozoicas. As unidades litoestratigráficas presentes no município são: Formação Rio do Sul, Formação Rio Bonito, Formação Irati, Formação Serra Alta, Formação Teresina, Formação Rio do Rastro, Formação Botucatu e Formação Serra Geral (Figura 2) (ROCHA; MARIMON, 2014).

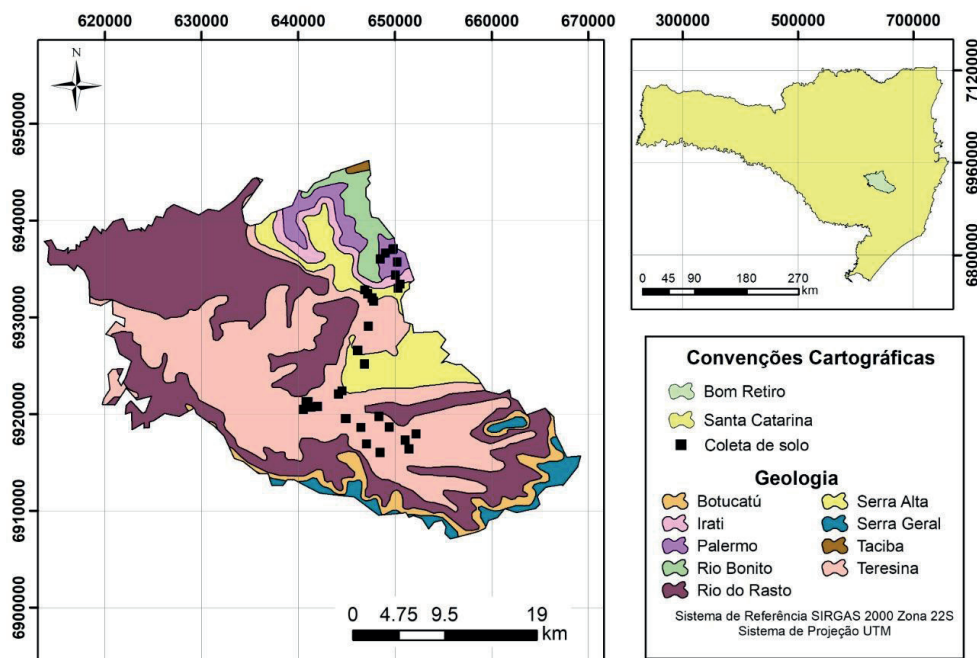


Figura 2 - Geologia do município de Bom Retiro - SC

Fonte: Elaborado pela autora com base em IBGE (2000), 2024.

A maior parte do município de Bom Retiro está localizado na bacia do rio Canoas, vertente do interior e uma menor parte pertence à bacia do Rio Itajaí do Sul, vertente atlântica. As ações pluviais e fluviais são as principais fontes erosivas que definem os divisores de água (ROCHA; MARIMON, 2014).

O solo de Bom Retiro é heterogêneo e está associado ao relevo e à cobertura vegetal (Figura 3). As principais classificações são: Cambissolos háplicos e húmicos, Argissolos vermelho-amarelo e Neossolos litólicos. O relevo é constituído de superfícies onduladas e montanhosas e serra geral (Figura 4) (ROCHA; MARIMON, 2014).

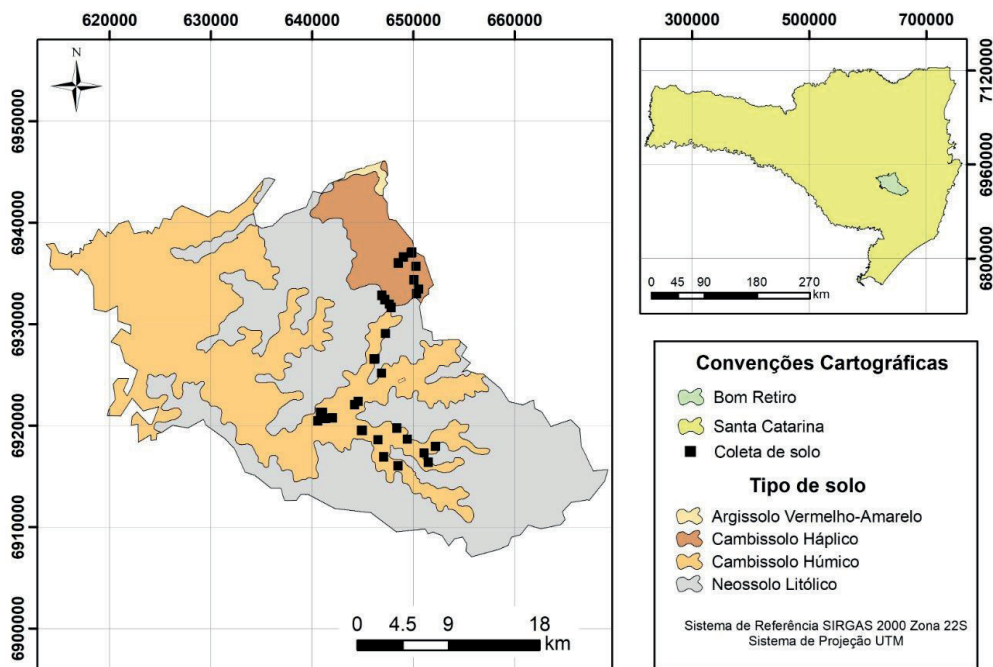


Figura 3 - Tipos de solo da área de estudo

Fonte: Elaborado pela autora com base em EPAGRI (2004), 2024.

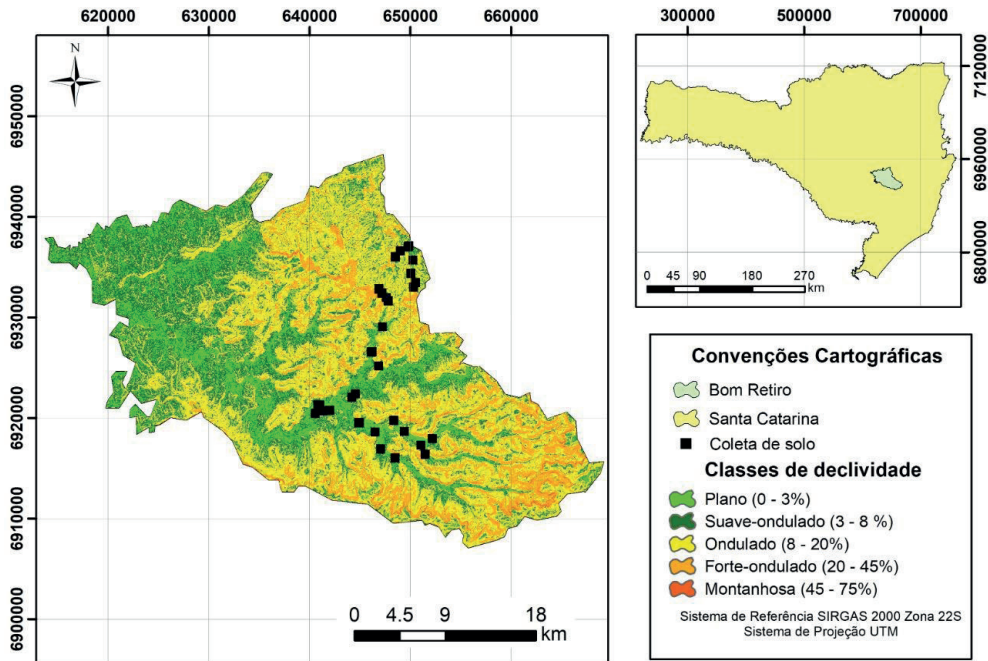


Figura 4 - Mapa de declividade no município de Bom Retiro-SC.

Fonte: Elaborado pela autora com base em IBGE (2000), 2024.

As massas de ar que atuam no estado de Santa Catarina são a tropical atlântica, polar atlântica, tropical continental e equatorial continental (OMETTO, 1981). O município de Bom Retiro está inserido em área de interferência do clima mesotérmico úmido, com verão fresco, sem estação seca, com amplitude térmica entre inverno e verão. Bom Retiro não possui uma estação menos chuvosa definida, as chuvas acontecem durante o ano todo. As estações são bem definidas, sendo que nos meses de junho e julho são registradas as menores temperaturas e em dezembro e janeiro as maiores. Em 2018, a mínima foi de -2°C e a máxima 34°C .

A área de estudo foi escolhida devido à localização das áreas produtoras de alimentos. As regiões da Santa Clara, Paraíso da Serra e Campo Novo (ST1, ST2, ST3 e S6 a S21) apresentam intenso plantio de milho para sustentar o gado leiteiro ou de corte, além disso, apresentam também cultivo de tomate e repolho. As regiões do Matador, Costão do Frade, Laranjeiras e Barbaquá (ST4, ST5, S22 a S35) se caracterizam pelo cultivo de cebola e milho, em diferentes épocas do ano.

Análise dos solos e sedimentos

Foi realizada coleta de solo no dia 08 de novembro de 2018. As 35 amostras de solo foram coletadas de acordo com a NBR 15.492 (ABNT, 2007) a uma profundidade de 20 cm utilizando trado holandês e acondicionadas em embalagens plásticas, rotuladas e encaminhadas para o laboratório.

Os sedimentos foram coletados nos dias 06 e 07 de dezembro de 2018 em 25 pontos nas margens dos corpos hídricos em uma na profundidade de 0-20 cm (ABNT, 2007). Cada ponto teve as amostras homogeneizadas e retirado uma parte para análise. Estas foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente rotulados e encaminhados para o laboratório.

As amostras foram destorroadas e secas em estufa a 45°C (DONAGEMA, 2011). Foram peneiradas objetivando granulometria de 500 mesh equivalente a 0,025 mm/ μm , já que as frações com diâmetro menor que 0,062 mm têm maior tendência em adsorver metais devido a maior razão área superficial do grão. Foram realizadas análises do potencial hidrogeniônico das amostras, por meio da sonda multiparâmetro portátil HI 98194, marca Hanna, em todas as amostras de solos e sedimentos (DONAGEMA, 2011).

O método 3050 B (APHA, 2012) serviu como base para a digestão das amostras com ácido nítrico (HNO_3), ácido clorídrico (HCl) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2) da marca Merck para determinação da concentração do Cr. As determinações dos metais no solo foram feitas em triplicata e uma amostra em branco para o controle de qualidade. A determinação dos metais foi realizada pelo método da chama direta de ar/acetileno, por meio do Espectrofotômetro de Absorção Atômica de Fonte Contínua de Alta Resolução, marca Analytik Jena AG, modelo contraAA 700. Soluções padrões dos metais de interesse foram utilizadas para a calibração do equipamento, com curvas de calibração apropriadas, preparadas por meio de soluções estoques.

Análise da água

As amostras de água foram coletadas nos dias 06 e 07 de dezembro de 2018 levando em consideração os níveis pluviométricos. Foram analisadas 25 amostras de água, onde foram aferidas as variáveis em triplicatas e os valores anotados (ABNT, 1987). Com a sonda multiparâmetro portátil HI 98194, marca Hanna, o potencial hidrogeniônico (pH) foi determinado *in loco*.

A determinação da concentração de metais das 25 amostras de água coletadas dos rios, seguiu os métodos descritos no Standard Methods for the Examination of Water Wastewater (APHA, 2012). O método 3030 E (APHA, 2012) serviu como base para realização da digestão das amostras. Esse método consiste na digestão lenta da amostra ácida para Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (AR-FC EAA), sendo aplicada a abordagem para analitos de alto nível ($>0,1$ mg/L).

Para isso, foi transferido 100 mL de amostra para um erlenmeyer e adicionados 5 mL de ácido nítrico (HNO_3) com padrão analítico (marca Merck), para fazer o processo de digestão das amostras, que foram aquecidas progressivamente em chapa até 95°C, mantendo-se em refluxo até que as alíquotas se reduzissem ao menor volume possível (± 15 mL) e concluir o processo de digestão. Depois, as alíquotas foram resfriadas, o volume completado com água ultrapura (18,3 M Ω /cm) para 100 mL e armazenadas em frascos âmbar, de modo a evitar possíveis alterações devido a incidência de luz.

Com o método da chama de direta ar/acetileno, método 3111 B (APHA, 2012) foi realizada a determinação dos metais, por meio de Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (AR-FC EAA), utilizando o equipamento Espectrofotômetro de Absorção Atômica de Fonte Contínua de Alta Resolução, marca Analytik Jena AG, modelo ContrAA 700, que foi calibrado em soluções padrões de acordo com os metais de interesse.

Análise dos dados

Os dados oriundos das análises de solo foram comparados com a Resolução CONAMA nº 420 (BRASIL, 2009), que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas com base em valores orientadores de referência de qualidade (VRP), de prevenção (VP) e investigação (VI), dividindo-os em quatro classes. O VRQ (valor de referência de qualidade) deve ser definido pelo órgão estadual de meio ambiente e caracteriza as concentrações naturais dos metais no solo, que variam de região para região. O VRP é a concentração máxima do elemento no solo, que pode ser usado para fins agrícolas. O VI (valor de intervenção) indica que o solo está contaminado (BRASIL, 2009).

Após as análises de sedimentos, os resultados foram comparados com a resolução CONAMA nº 454 (BRASIL, 2012). A resolução CONAMA 454 (BRASIL, 2012) estabelece as diretrizes e procedimentos para o gerenciamento de material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Essa resolução estabelece a classificação em dois níveis. No nível 1, limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota e no nível 2, há maior probabilidade.

A CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo, possui um guia que permite avaliar contaminantes e define as maiores concentrações permitidas para que não causem efeito adversos nos organismos. O Guia de Critérios para Avaliação da Qualidade dos Sedimentos define valores para concentração de metais que classificam a qualidade em ótima, boa, regular, ruim e péssima (Tabela 1) (CETESB, 2010).

	Parâmetros				
	Ótima	Boa	Regular	Ruim	Péssima
	(mg/kg)				
Cromo	< 37,3	37,3 – 63,7	63,7 – 90,0	90,0 – 135,0	> 135,0

Tabela 1 - Classificação dos sedimentos pela CETESB referente à concentração de metais pesados.

Fonte: Elaborado pela autora com base em CETESB (2010), 2024.

Os resultados da água obtidos foram comparados com a resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água em treze classes de qualidade. As águas doces são classificadas em classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4 (Tabela 2). Além disso, estabelece parâmetros para essa classificação em relação aos metais tóxicos (Tabela 3).

Classificação	Destinação das águas
Classe especial	Ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
Classe I	Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
Classe II	Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca.
Classe III	Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais.
Classe IV	À navegação e à harmonia paisagística.

Tabela 2 - Classificação das águas doces segundo a resolução CONAMA no 357 de 2005.

Fonte: Elaborado pela autora com base na Resolução CONAMA no 357 (2005), 2024.

Metais	Classe Especial	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Cromo	0,050	0,050	0,050	0,050	*

* Não possui valor de referência definido na legislação.

Tabela 3 - Valores máximos permitidos em mg/L de metais tóxicos para classificação das águas segundo a resolução CONAMA no 357 de 2005.

Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

As análises estatísticas dos dados foram realizadas em planilha eletrônica, gerando-se a média, mediana, mínimo, máximo, desvio padrão, coeficiente de variação, assimetria e curtose. Além disso, foi realizada a análise de correlação de Pearson das variáveis, sendo estabelecido de 0,10 a 0,29 como fraca, 0,30 a 0,49 correlação moderada e 0,5 a 1,0 forte (RIBEIRO et al., 2017).

DISCUSSÃO E RESULTADOS

Em sete pontos de coleta de solos foram encontradas pequenas concentrações de cromo (Figuras 5 e 6), muito abaixo do que está determinado como limite pela legislação ambiental para o valor de prevenção, que é de 75 mg kg^{-1} (BRASIL, 2009).

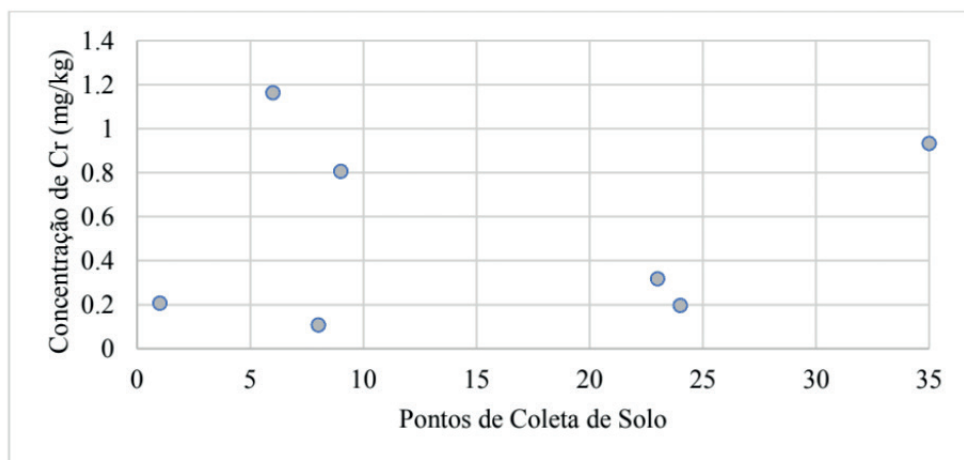


Figura 5 – Concentração de cromo nas amostras de solo analisadas.

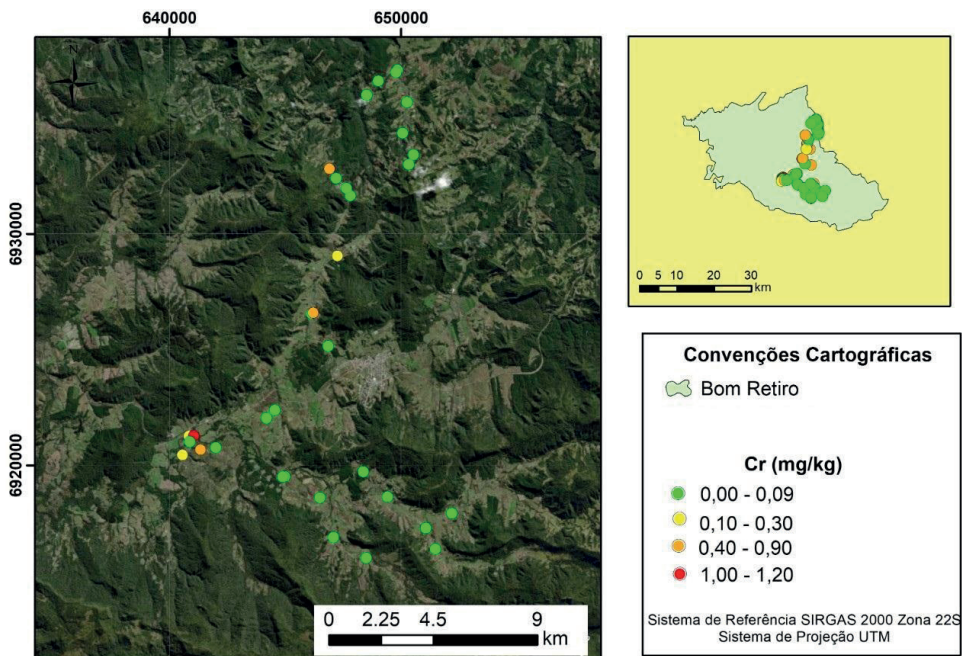


Figura 6 – Concentração de cromo nos pontos de coleta de solo.

O pH dos solos na área de estudo variou de 4,37 a 7,59 (Figura 7). Houve uma baixa correlação (0,05) entre o Cr e o pH do solo, que pode ser por causa das baixas concentrações do metal. Quando o Cr^{6+} é reduzido a Cr^{3+} , ele, que era fracamente adsorvido e relativamente móvel no solo, passa a ser pouco móvel, pois é fortemente adsorvido aos colóides do solo (MEURER, 2006). O solo tem capacidade acentuada de retenção de metais. Altas concentrações de metais podem afetar os ecossistemas associados com a transferência de metais do solo para os demais ambientes. A lixiviação pode causar a contaminação de água subterrânea ou superficial, os metais pesados podem ser absorvidos por seres vivos e eles persistem no ambiente, portanto tem difícil remoção (JIANG; XU, 2013).

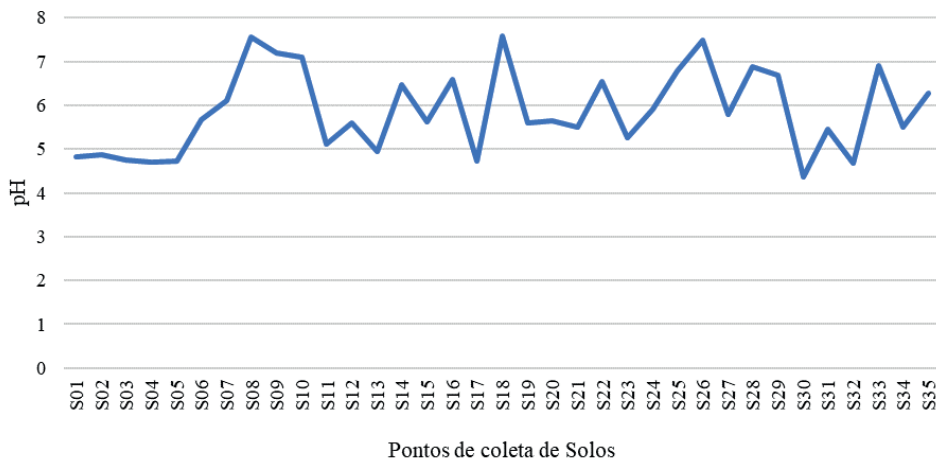


Figura 7 – Valores de pH dos solos da área de estudo

As plantas podem acumular altas concentrações de metais em seus tecidos e acontecer o processo de magnificação trófica, em que os consumidores da cadeia alimentar acabam sendo contaminados também (AHMAD et al., 2014; REESETAL, 2014). Diversos estudos vêm demonstrando que outros fatores podem afetar a toxicidade e disponibilidade de cromo para as plantas e organismos, como a concentração de metais, tipo de irrigação e estado de óxido-redução (XIAO et al., 2015).

Além disso, processos químicos, como a incorporação de Fe^{2+} fomentam esse processo. Quando o Cr^{6+} é reduzido a Cr^{3+} , ele, que era fracamente adsorvido e relativamente móvel no solo, passa a ser pouco móvel, pois é fortemente adsorvido aos colóides do solo (MEURER, 2006). As concentrações de cromo encontradas foram baixas e provavelmente se tratam dos cátions Cr^{3+} e ânions CrO_2^- , que são menos tóxicos e de baixa mobilidade, pois precipitam como óxidos e hidróxidos em pH superior a 5 (CASTILHOS, VIDOR; TEDESCO, 2001).

O Cr (III) tem uma baixa afinidade por O_2 , por isso forma muitos complexos com ligantes orgânicos e inorgânicos (LOSI; AMRHEIN; FRANKERBERGER JR., 1994). Mas somente o OH^- completa significativamente o cromo. A matéria orgânica inibe a cristalização dos óxidos de ferro, pois possuem alta afinidade com os sítios desses minerais. Então, esses óxidos podem procurar um novo equilíbrio, o que pode levar a dissolução e recristalização dos óxidos de ferro, ocasionando a substituição isomórfica por outros cátions (COELHO et al., 2008). Precipitados como $\text{Cr}(\text{OH})_3$ e $\text{Cr}_x\text{Fe}_{1-x}(\text{OH})_3$, se formam para controlar os mecanismos do cromo no solo ou se adsorvem nas superfícies carregadas (PANTSAR-KALLIO, REINIKAINEN; OKSANEN, 2001).

Nos sedimentos, a concentração permitida é de até $37,3 \text{ mg kg}^{-1}$ de cromo. Porém, apesar de dezessete amostras de sedimentos apresentarem concentrações de cromo, todas estão abaixo do limite estabelecido pela legislação (Figuras 8 e 9) (BRASIL, 2012).

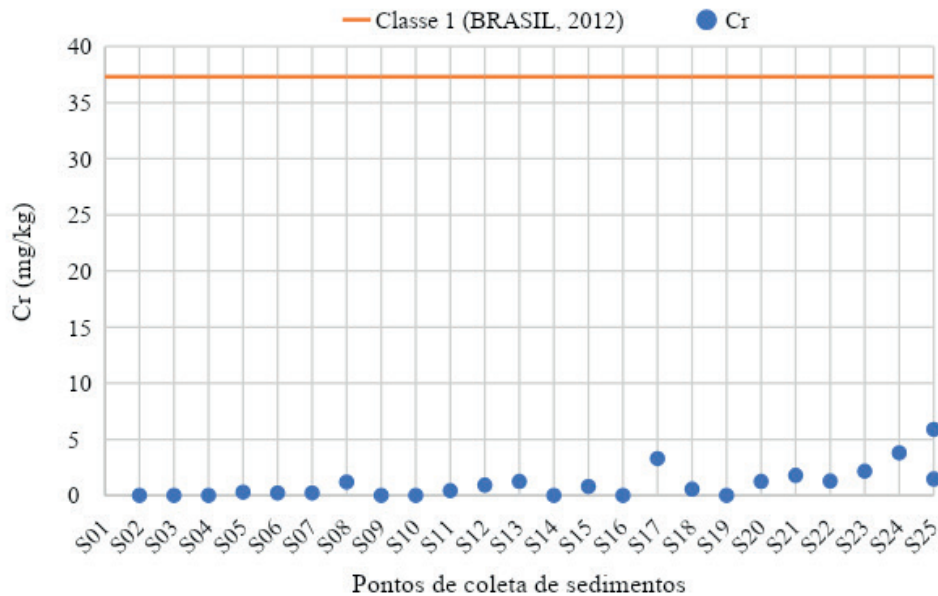


Figura 8 - Concentração de cromo total nos sedimentos

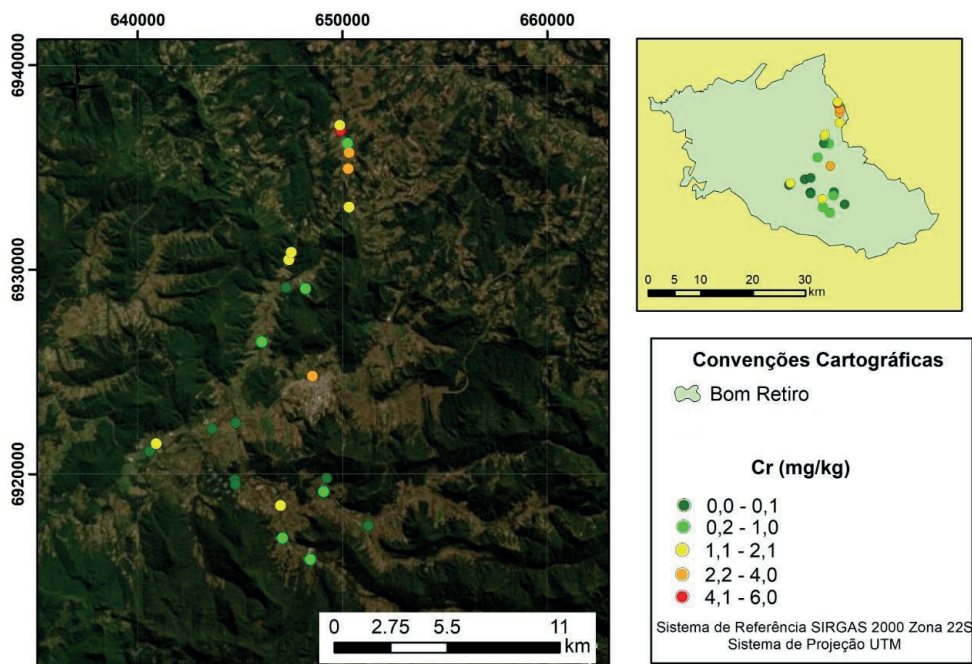


Figura 9 - Concentração de cromo nos pontos de coleta de sedimentos

Já nas análises de água, quatorze amostras apresentaram concentrações de Cr acima do que é permitido pela resolução CONAMA n° 357/2005, que estabelece o limite máximo de 0,05 mg L⁻¹ para as classes I, II e III (BRASIL, 2005). A concentração de Cr (VI) máxima permitida na água para consumo humano é de 0,050 mg L⁻¹ e para disposição final na água de esgoto é de 0,10 mg L⁻¹ (Figuras 10 e 11) (USEPA, 2012).

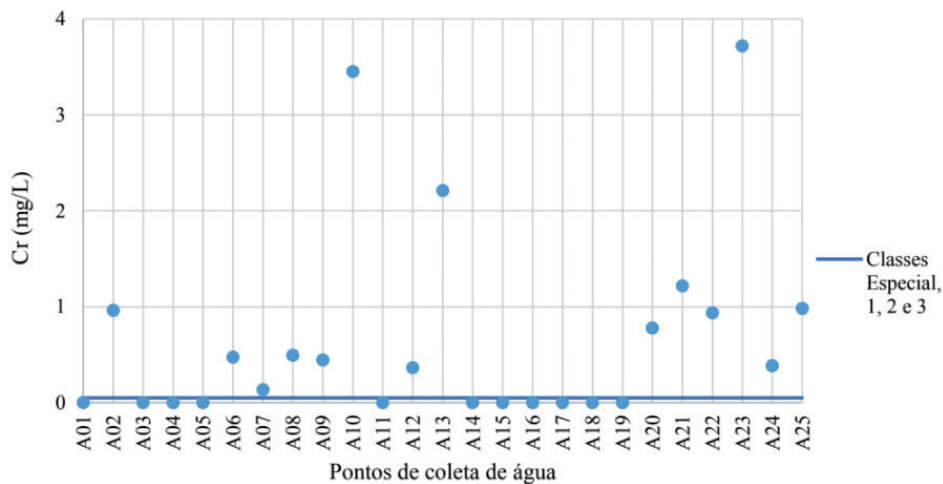


Figura 10 - Concentração de cromo total nas amostras de água analisadas

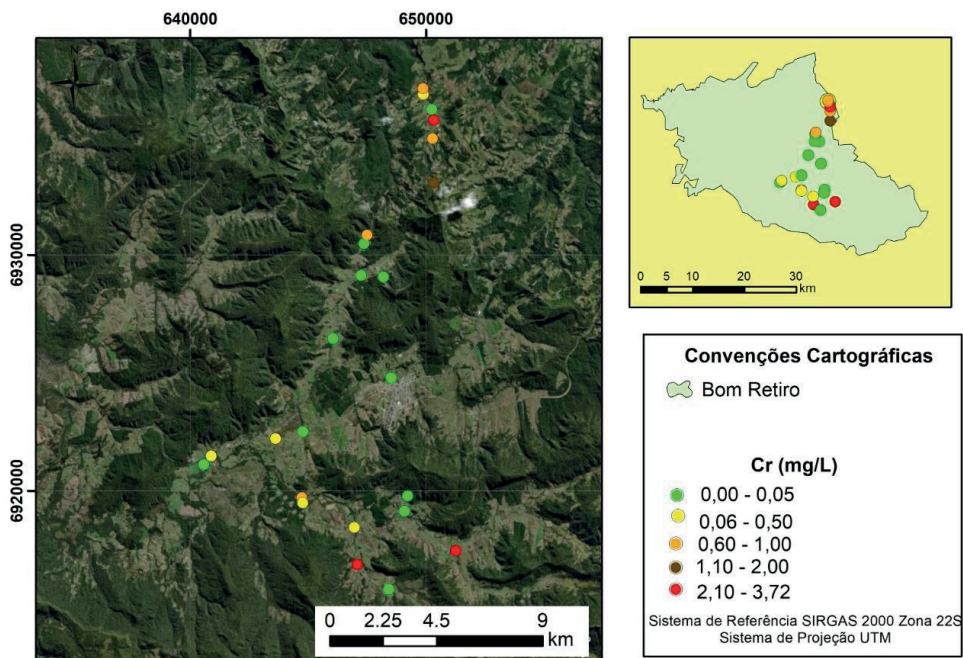


Figura 11 - Concentração de cromo nas amostras dos pontos de coleta de água

Os solos presentes na área de estudo apresentam grande parte da CTC ocupada por cátions de Al^{3+} , o que impede que os metais fiquem adsorvidos e o risco de lixiviação e contaminação superficial das águas aumente. Cruz (2012) e Nascimento et al. (2015), constataram aumento na concentração de cromo na água, após o corpo hídrico atravessar o perímetro urbano. O cromo é dificilmente encontrado em águas naturais, a não ser que haja contaminação. As atividades mineradoras, agrícolas e industriais são a principal fonte de contaminação do cromo. Baum (2018) e Lavnitcki (2018), encontraram altas concentrações de Cr nas águas subterrâneas dos cemitérios e do rio Ponte Grande, respectivamente, no município de Lages/SC. Além disso, estudos em aquíferos na Califórnia, no México, no Arizona, na Itália e na Austrália também encontraram concentrações elevadas de cromo (ROBERTSON, 1991; CAMACHO; ARMIENTA, 2000; FANTONI et al., 2002; GRAY, 2003; GONZALEZ; NDUNG; FLEGAL, 2005; IZBICKI et al., 2008).

Indústrias, efluentes domésticos e insumos agropecuários podem contribuir para o aumento das concentrações de substâncias químicas na água, envolvidos também na poluição dos sedimentos (MISERENDINO, 2008). O acúmulo de metais depende de fatores externos, como pH, força iônica, tipo de ligação, superfície de adsorção e granulometria (BONAI, 2009). Os metais pesados não são decompostos naturalmente e não permanecem fixos nos sedimentos, pois retornam ao corpo d'água (SANTANA, 2007).

A Figura 12, mostra o pH das análises de água e sedimento, que variaram entre 4,38 (ponto 5) e 8,12 na água (ponto 2) e 4,73 (amostra 5) e 7,53 (ponto 19) nos sedimentos. Foi observada uma correlação fraca entre a concentração de Cr e a água (0,13) e média entre a concentração de Cr e o sedimento (0,34). A relação do pH com o cromo nos sedimentos e na água é fundamental, pois o pH influencia a especiação, solubilidade e mobilidade do cromo. Em condições de pH ácido, o cromo tende a estar na forma de Cr(III), que é menos solúvel e mais propenso a se adsorver aos sedimentos, reduzindo sua mobilidade na água. Já em pH alcalino, o cromo pode oxidar-se para Cr(VI), uma forma altamente solúvel e tóxica, que aumenta sua mobilidade na água e potencializa os riscos ambientais e à saúde humana (PUGA, 2015).

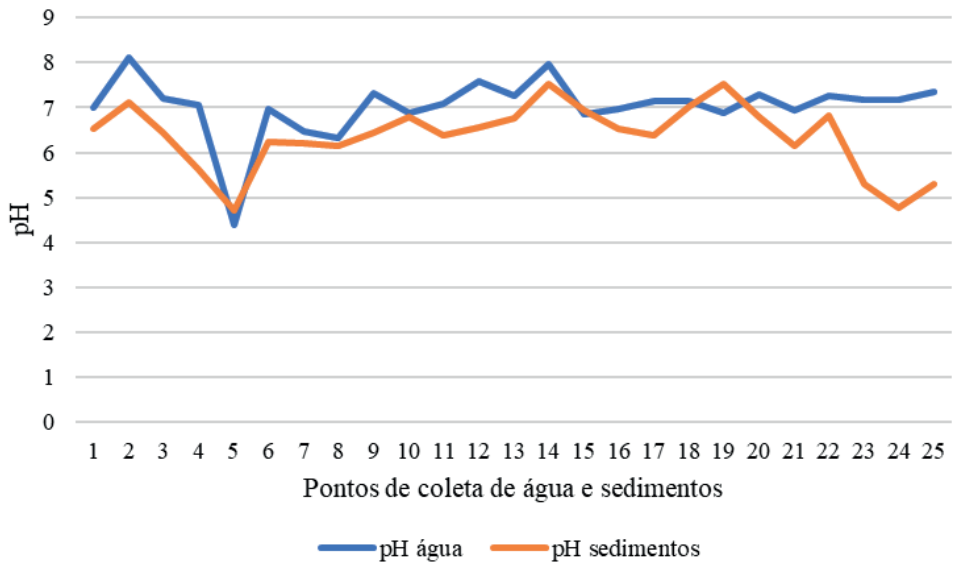


Figura 12 - Valores de pH das águas e sedimentos.

O ponto A13 é o local cuja amostra apresentou a terceira maior concentração de cromo na água. Neste ponto, observou-se a presença de rodas de automóveis, despejo de esgoto e resíduos sólidos metálicos dentro do corpo hídrico. Tal contexto corrobora para que aconteça a presença de cromo na água, visto que em atividades industriais, como soldagens, aço-cromo, pigmentos, vernizes e curtimento de peles são utilizados compostos de cromo (RUPPENTHAL, 2013; RAVIKUMAR et al., 2015; DENG; QI; ZHANG, 2018).

A presença de metais em corpos d'água se deve à lixiviação, visto que todos os pontos que apresentaram concentrações acima do que está estabelecido na legislação sofrem influência da lixiviação dos insumos agrícolas (BRASIL, 2005; BIGALKE, 2017). Os pontos de coleta de água A10 e A23 apresentam as maiores concentrações de cromo, 3,45 e 3,72 mg L⁻¹, respectivamente. Nessas áreas foi possível observar a ausência de mata ciliar e a presença das culturas do tomate (A10), da cebola (A23) e do milho.

Como a coleta das amostras foi realizada em dezembro, período de pleno desenvolvimento do estágio vegetativo das referidas culturas, e alguns produtos químicos como o Dithane (Mancozebe), Glifosato, Roundup (Glifosato) e Confidor (Imidacloprido e Beta-Ciflutrina) são utilizados para combater pragas e doenças. Todos estes produtos apresentam cromo em sua composição química (CAMPOS, 2001). Outro produto utilizado é a calda sufocálica, cuja base do mesmo é o enxofre que é matéria-prima de muitos outros agroquímicos. O enxofre é absorvido pelos vegetais na forma de sulfato (SO₄⁻²) e em análise dos metais presentes nesse enxofre usado para a preparação da calda, Campos (2001) encontrou concentrações de 2,82 mg kg⁻¹ de cromo.

Os fertilizantes fosfatados são a principal fonte de metais, principalmente de Cd, Cr e Pb (BIGALKE et al., 2017; SALMAN et. al, 2017). A rocha fosfática de onde é extraída esse mineral, é constituída principalmente de apatita e sua fórmula estrutural é $Me_{10}(XO_4)_8Y_2$ onde Me pode ser Ca, Pb, Zn, Na, Sr ou Cd; X pode ser P, As, V, S, C ou Si e Y pode ser F, OH, Cl ou Br (HARBEN; BATES, 1990). A eficiência agrícola depende da ação de fertilizantes fosfatados e o consumo de adubos sintéticos para suprir essa necessidade vegetal se torna economicamente viável (CAMPOS, 2001).

O calcário (carbonato de cálcio ($CaCO_3$)) é um insumo agrícola muito utilizado para o corrigir o pH do solo. Logo, Campos (2001) analisou a composição química de calcário dolomítico, muito utilizado na agricultura brasileira e encontrou $3,85 \text{ mg kg}^{-1}$ de cromo. Além disso, ele analisou também os fertilizantes sintéticos e encontrou altas concentrações de cromo, como por exemplo o Can-Fal com concentração de 16,57 ppm, o Plant-Fal com 5,32 ppm, o NPK apresentou 508,32 ppm de cromo e o Yoorin Master 979 ppm.

A ação negativa dos metais de origem antrópica já é demonstrada em muitos estudos. Não é só evidenciada no desequilíbrio dos ecossistemas, causando a morte de muitas espécies e contaminação do meio, mas também impacta diretamente a vida das pessoas, dos produtores aos consumidores, ocasionando vários problemas de saúde, como o câncer e distúrbios neurológicos. A contaminação gera danos à saúde e ao patrimônio, compromete a qualidade dos recursos hídricos e restringe o uso do solo (BIGALKE et al, 2017). A poluição ambiental por metais pode resultar na absorção na cadeia alimentar e comprometer a qualidade do ecossistema e a saúde humana (OBAROH et al., 2015). A intoxicação por metais é um problema de saúde pública. Os metais podem comprometer o futuro das pessoas contaminadas, nos casos de intoxicação lenta e gradual ou rápida e devastadora (ROCHA, 2009).

CONCLUSÃO

Embora as concentrações de cromo encontradas nos solos e sedimentos estejam abaixo dos limites estabelecidos pela legislação ambiental vigente, a presença de cromo em concentrações significativas na água é um indicativo de risco ambiental e para a saúde pública. A presença de cromo acima dos limites permitidos em 14 amostras de água ressalta a urgência de estratégias de mitigação e controle para evitar a lixiviação e a contaminação da água superficial e subterrânea. Esses dados reforçam a importância de práticas agrícolas sustentáveis e o manejo adequado de insumos agrícolas para proteger os recursos naturais e a saúde da população.

Este estudo evidencia a complexidade dos impactos ambientais associados às atividades antrópicas e a necessidade de uma abordagem integrada para a gestão dos recursos naturais.

A colaboração entre produtores, comunidade e autoridades ambientais é fundamental para implementar soluções eficazes e sustentáveis. Sendo que a continuidade de monitoramentos periódicos e a implementação de tecnologias de remediação são essenciais para garantir a segurança ambiental e a saúde pública.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Brasileira no 15.492**: Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - Procedimento, NBR 15492, 2007.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9.898**: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.

AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A.U.; LIM, J.E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S.S.; OK, Y.S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. **Chemosphere**. 99, 19-33, 2014.

ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C. **Chemical Principles of Environmental Pollution**, 2 ed. Ed. Chapman & Hall, New York, 1997.

ALMODOVAR, Marta Lúcia Nunes. **A Origem Natural da Poluição por Cromo no Aquífero Adamantina, Município de Urânia (SP)**. 2000. 214 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

ALVARENGA, M. A. R. **Tomate**: produção em campo, em casa-de-vegetação e em hidroponia, 2.a. ed. UFLA: Lavras, 2013. 455 p.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Control). **CERCLA priority list of hazardous substances**. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/clist.html>. Acesso em: 10 dez. 2018.

BAUM, C. A. **Impactos ambientais no solo e na água subterrânea ocasionados por cemitérios públicos urbanos de Lages – SC**. 2018. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2018.

BETEMPS, G. R.; KERSTNER, T.; SANCHES FILHO, P. J. Caracterização físico-química da água e determinação de metais pesados (Cr, Cu, Pb e Zn) no sedimento do riacho Arroio do Padre (Arroio do Padre, Brasil/RS). **Revista Thema**, v. 11, n. 2, p. 4-20, 2014.

BIGALKE, M., ULRICH, A., REHMUS, A., KELLER, A. Accumulation of cadmium and uranium in arable soils in Switzerland. **Environ. Pollut.** 221, 85–93, 2017.

BOETCHER, M. L. **Cromo**: aspectos toxicológicos e ocupacionais. Trabalho de conclusão de curso. Ciências Farmacêuticas, FEEVALE, Novo Hamburgo, 2008.

BONAI, N. C.; SOUZA-FRANCO, G.M.; FOGOLARI, O.; MOCELIN, D. J. C.; MAGRO, J. Distribution of metals in the sediment of the Itá Reservoir, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, 21(2): 245-250. 2009.

BORTOLUZZI, C. A.; AWDZIEJ, J.; ZARDO, S. M. Geologia da Bacia do Paraná em Santa Catarina. In: SILVA, L. C.; BORTOLUZZI, C. A. (Ed.). **Textos básicos de Geologia e recursos minerais de Santa Catarina**: Mapa geológico do Estado de Santa Catarina. Texto explicativo e mapa -Escala 1:500.000. Florianópolis: Departamento Nacional de Produção Mineral, 1987. n. 1, p. 135-167.

BRASIL, 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução 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. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 18 mar. 2005. p. 58- 63.

BRASIL, 2009. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 420, de 04 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 30 dez. 2009.

BRASIL, 2012. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 454, de 01 de dezembro de 2012**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 08 nov. 2012. Seção 1.

CAMACHO, J. R.; ARMIENTA, M. A. Natural chromium contamination of groundwater at León Valley, México. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 68, p. 167-181, 2000.

CAMPOS, Valquíria de. **Comportamento químico de arsênio, fósforo e metais pesados (cromo, cobre, chumbo e mercúrio) em solos expostos a cultivares frutíferos**, Município de Jundiá, São Paulo. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2001.

CASTILHOS, Danilo Dufech; VIDOR, Caio; TEDESCO, Marino Jose. Redução química e biológica do cromo hexavalente aplicado ao solo. **Revista brasileira de ciência do solo**. Campinas. Vol. 25, n. 2 (2001), p. 509-514, 2001.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Índices de qualidade das águas, critérios de avaliação da qualidade dos sedimentos e indicador de controle de fontes – Apêndice B. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2010. 21p.

CHEN, H.; GUO, Z.; ZHOU, Y.; LI, D.; MU, L.; KLERKS, P.L.; LUO, Y.; XIE, L. Accumulation, depuration dynamics and effects of dissolved hexavalent chromium in juvenile Japanese medaka. **Ecotox Environ Safe** 148:254–260, 2018.

CHOUDHARY, B.; PAUL, D. Isotherms, kinetics and thermodynamics of hexavalent chromium removal using biochar. **J Environ Chem Eng** 6:2335–2343, 2018.

COELHO, C. A. S., FERRO, C. A. T., STEPHENSON, D. B., & STEINSKOG, D. J. Methods for exploring spatial and temporal variability of extreme events in climate data. **Journal of Climate**, v. 21, n. 10, p. 2072-2092, 2008.

CRUZ, M. A. S. **Avaliação da geoquímica dos sedimentos superficiais das nascentes do Rio Subaé – BA**. 2012. 103 f. Dissertação (Mestrado em em Modelagem em Ciências da Terra e Ambiente) – Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2012.

DENG, X.; QI, L.; ZHANG, Y. Experimental study on adsorption of hexavalent chromium with microwave-assisted alkali modified fly ash. **Water Air Soil Pollut**, 2018.

DONAGEMA, G. K. **Manual de métodos de análise de solos** — Dados eletrônicos. — Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p. - (Documentos / Embrapa Solos, ISSN 1517-2627 ; 132)

EPAGRI, 2004 **Mapas digitais de Santa Catarina**. Disponível em: <http://ciram.epagri.sc.gov.br/mapoteca/servlet/MapotecaControlador?command=Login>. Acesso em: 04 abr. 2018.

FANTONI, D.; BROZZO, G.; CANEPA, M.; CIPOLLI, F.; MARINI, L.; OTTONELLO, G.; ZUCCOLINI, M. V. Natural hexavalent chromium in groundwaters interacting with ophiolitic rocks. **Environmental Geology**, v. 42, p. 871-882, 2002.

FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A. P.; CUNHA, C. L. N. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. 2010. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**. Portugal, 2010.

GONZALEZ, A. R.; NDUNG, U. K.; FLEGAL, A. R. Natural occurrence of hexavalent chromium in the Aromas Red Sands aquifer, California. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 15, p. 5505-5511, 2005.

GRAY, D. J. Naturally occurring Cr⁶⁺ in shallow groundwaters of the Yilgarn Craton, Western Australia. **Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis**, v. 3, n. 4, p. 359-368, 2003.

HARBEN, P. W.; BATES, R. L. Industrial minerals geology and world deposits. In: **Phosphate rock**. London, Metal Bulletin, 1990.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010. **IBGE Cidades**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em: 01 mai. 2018.

IUPAC – International Union of Pure and Applied Chemistry. **Periodic Table of the Elements**. Disponível em: . 1 dec. 2018.

IZBICKI, J. A.; BALL, J. W.; BULLEN, T. D.; SUTLEY, S. J. Chromium, chromium isotopes and selected trace elements, western Mojave Desert, USA. **Applied Geochemistry**, v. 23, p. 1325–1352, 2008.

JIANG, Y.; XU, H.; HU, X.; WARREN, A.; SONG, W. Functional groups of marine ciliated protozoa and their relationships to water quality. **Environmental Science and Pollution Research**, 20(8), 5272-5280, 2013.

LOSI, M.E.; AMRHEIN, C.; FRANKENBERGER JR. W.T. Environmental biochemistry of chromium. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 136, p. 91-121. 1994.

MAHLER, Claudio Fernando (org.). **Lixo urbano: o que você precisa saber sobre o assunto**. Rio de Janeiro: Revan : FAPERJ, 2012. 192 p.

MANGAS-SUAREZ, Mario; BARQUERO, Jose Ignacio; NAVARRO-MURILLO, Enol; ROQUEÑÍ, Nieves; GARCIA-ORDIALES, Efrén. Trace metals from different anthropic sources on the mid-west coast of Asturias: concentrations, dispersion and environmental considerations. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 194, p. 115446, set. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115446>.

MENDES, R. **Patologia do trabalho**. 2ª ed. atual. e ampl. São Paulo: Atheneu, 2007. p.1664.

MEURER, E.J. **Fundamentos de química do solo**. 3.ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006.

- MISERENDINO, M. L.; BRAND, C.; DI PRINZIO, C.Y. Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). **Water, Air, and Soil Pollution**. 2008.
- NASCIMENTO, B. L. M. Comportamento e avaliação de metais potencialmente tóxicos (Cu (II), Cr (III), Pb (II) e Fe (III)) em águas superficiais dos Riachos Capivara e Bacuri ImperatrizMA, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 3, p. 369-378, 2015.
- OBAROH, I. O.; ABUBAKAR, U.; HARUNA, M. A.; ELINGE, M. C. Evaluation of some heavy metals concentration in River Argungu. **Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 10, n. 6, p. 581-586, 2015.
- OMETTO, J.C. **Bioclimatologia Vegetal**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1981. 440p. PALUDZYSZYN FILHO, E. Ensaio nacional de cultivares de girassol. In: Resultados de pesquisa de girassol. Londrina: EMBRAPA/CNPSo, 1982. p. 62-65.
- PANG, L.; HU, J.; ZHANG, M.; YANG, C.; WU, G. An efficient and reusable quaternary ammonium fabric adsorbent prepared by radiation grafting for removal of Cr(VI) from wastewater. **Environ Sci Pollut Res** 25:11045–11053, 2018.
- PANTSAR-KALLIO, M.; REINIKAINEN, S.P.; OKSANEN, M. Interactions of soil components and their effects on speciation of chromium in soils. **Analytica Chimica Acta**, v. 439, p. 9-17. 2001.
- PNUD. **IDHM Municípios 2010**. 2010. Disponível em: <https://www.undp.org/pt/brazil/idhm-municipios-2010>. Acesso em: 19 jun. 2024.
- PUGA, A. P. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. **Journal of environmental management**, v. 159, p. 86-93, 2015.
- QUADRO, M. S.; ANDREAZZA, R.; TEDESCO, M. J.; GIANELO, C.; BARCELOS, A. A.; BORTOLON, L. Chromium contents linked to iron oxide at areas with tannery sludge disposal. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 63-67, 2018.
- RAVIKUMAR, K. V. G.; KUMAR, D.; RAJESHWARI, A.; MADHU, G. M.; MRUDULA, P.; CHANDRASEKARAN, N.; MUKHERJEE, A. A comparative study with biologically and chemically synthesized nZVI: applications in Cr(VI) removal and ecotoxicity assessment using indigenous microorganisms from chromium-contaminated site. **Environ Sci Pollut Res** 23:2613–2627, 2015.
- REES ET AL., F.; SIMONNOT, M.O.; MOREL, J.L. Short-term effects of biochar on soil heavy metal mobility are controlled by intra-particle diffusion and soil pH increase. **Eur. J. Soil Sci**. 65, 149-161, 2014.
- RIBEIRO, T. G.. Estudo Da Qualidade Das Águas Por Meio Da Correlação De Parâmetros Físico-Químicos, Bacia Hidrográfica Do Ribeirão Anicuns. **Geochimica Brasiliensis**, v. 30, n. 1, p. 84-94, 2017.
- ROBERTSON, F. N. Geochemistry of ground water in alluvial basins of Arizona and adjacent parts of Nevada, New Mexico and California. Washington: **US Geological Survey Professional Paper** 1406-C, 1991.
- ROCHA, A. F. **Cádmio, chumbo, mercúrio** – A problemática destes metais pesados na saúde pública. Faculdade de ciências da nutrição e alimentação. Universidade do Porto, Portugal, 2009.

ROCHA, I; MARIMON, M. (org.). **Diagnóstico socioambiental e proposições de planejamento territorial**: Alfredo Wagner e Bom Retiro (Santa Catarina). Florianópolis: Editora UDESC, 2014.

RUPPENTHAL, J. E. **Toxicologia**. Colégio Técnico Industrial da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, 2013.

SALMAN, S.A.; ELNAZER, A.A.; NAZER, H.A.E. Integrated mass balance of some heavy metals fluxes in Yaakob village, south Sohag, Egypt. Int. J. **Environ. Sci. Technol.**, v. 14 (5), 1011–1018, 2017.

SANTANA, G.P.; BARRONCAS, P. S. R. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM). **Acta Amaz.** 2007

TEODORO, Patrícia Ferreti; SANTOS, Ariodari Francisco. Qualidade da água da bacia do Rio das Pedras–Guarapuava (PR), baseado nos parâmetros que definem o Índice de Qualidade da Água (IQA). **Guairacá-Revista de Filosofia**, v. 25, n. 1, 2011.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Basic information about chromium in drinking water**. 2012 Disponível em <http://water.epa.gov/drink/contaminants/basicinformation/chromium.cfm>. Acesso em: 16 mar. 2018.

VINCENT, J. **The nutritional biochemistry of chromium (III)**. Elsevier, 2018.

XIAO, W.; YE, X.; YANG, X.; LI, T.; ZHAO, S.; ZHANG, Q. Effects of alternating wetting and drying versus continuous flooding on chromium fate in paddy soils. **Ecotoxicology Environmental Safety**, v. 113, p. 439-445. 2015.