

## XXVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRÍCOS

### **DEZ ANOS DE DADOS PARA GESTÃO DE ÁGUAS IMPACTADAS PELA MINERAÇÃO: UMA ABORDAGEM BASEADA EM MONITORAMENTO DE CAMPO**

*Albert Teixeira Cardoso<sup>\*1</sup>; Fernando Mainardi Fan<sup>2</sup>; Guilherme Casarotto Troian<sup>1</sup>; Luis Carlos Zancan Filho<sup>1</sup>; Patrícia Wagner Sotério<sup>1</sup>; Jéssica Finardi Ramos<sup>1</sup>; Marlon Colombo Hoelzel<sup>1</sup>; Maria Aline Lisniowski<sup>1</sup>; Geovani De Costa<sup>1</sup>;*

**Resumen:** El monitoreo continuo es esencial para el diagnóstico y la gestión eficaz de las aguas impactadas por la minería del carbón. Los métodos convencionales basados en muestreros puntuales presentan limitaciones en cuanto a la representatividad temporal y al retraso en la obtención de los resultados de laboratorio. En este estudio, se analizó una base de datos de diez años de monitoreo ambiental en la región carbonífera de Santa Catarina, con el objetivo de evaluar el comportamiento de los recursos hídricos, comprender las relaciones entre parámetros medidos en campo y de laboratorio, y desarrollar herramientas para la gestión hídrica. Las muestras fueron agrupadas en cuatro categorías según la ubicación y el grado de contaminación por Drenaje Ácido de Minas (DAM). Los resultados indicaron que los grupos con aguas no impactadas presentaron un pH cercano a la neutralidad y bajas concentraciones de metales y sulfato, frecuentemente por debajo de los límites de cuantificación para Mn y Al. Por otro lado, los grupos con aguas impactadas por DAM presentaron pH ácido y concentraciones elevadas de estos constituyentes, con mayor contaminación en el grupo de descargas subterráneas. Los análisis estadísticos mostraron correlaciones robustas en los grupos con aguas afectadas por la minería, especialmente en los cursos de agua superficiales. El modelo de regresión entre conductividad eléctrica y sulfato fue el más eficaz para predecir la contaminación por DAM, haciendo posible un monitoreo continuo y apoyando la toma de decisiones en la gestión de las aguas impactadas por la minería.

**Resumo:** O monitoramento contínuo é essencial para o diagnóstico e a gestão eficaz das águas impactadas pela mineração de carvão. Métodos convencionais baseados em coletas pontuais apresentam limitações quanto à representatividade temporal e à demora na obtenção dos resultados laboratoriais. Neste estudo, foi analisada uma base de dados de dez anos de monitoramento ambiental na região carbonífera de Santa Catarina, com o objetivo de avaliar o comportamento dos recursos hídricos, compreender relações entre parâmetros medidos em campo e laboratoriais, e desenvolver ferramentas para gestão hídrica. As amostras foram agrupadas em quatro categorias conforme localização e o grau de contaminação por Drenagem Ácida de Minas (DAM). Os resultados indicaram que grupos com águas não impactadas apresentaram pH próximo ao neutro e baixas concentrações de metais e sulfato, frequentemente abaixo dos limites de quantificação para Mn e Al. Já os grupos com águas impactadas por DAM tiveram pH ácido e concentrações elevadas desses constituintes, com maior contaminação no grupo com descargas subterrâneas. Análises estatísticas mostraram correlações robustas nos grupos com águas afetadas pela mineração, especialmente nos cursos d'água superficiais. O modelo de regressão entre condutividade elétrica e sulfato foi o mais eficaz para prever a contaminação por DAM, viabilizando um monitoramento contínuo e auxiliando a tomada de decisão na gestão das águas impactadas pela mineração.

**Palavras-Chave** – Drenagem Ácida de Mina, Monitoramento de Qualidade da Água

1) Afiliação: Serviço Geológico do Brasil SGB/CPRM, Núcleo de Apoio de Criciúma, \*albert.cardoso@sgb.gov.br

2) Afiliação: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas

## INTRODUÇÃO

A drenagem ácida de mina (DAM) é um dos principais problemas ambientais, sendo responsável pela contaminação de águas superficiais e subterrâneas, além de afetar a vida aquática e representar riscos à saúde humana. A DAM resulta da oxidação de sulfetos na presença de água e oxigênio. Suas principais características são o baixo pH, elevadas concentrações de sulfato e ferro e, dependendo da geologia local, altos teores de uma ampla variedade de metais (Sracek et al., 2010; Campaner et al., 2014). O monitoramento regular da DAM é essencial para avaliar sua magnitude e os impactos nos recursos hídricos.

Normalmente realizado por coletas manuais, o monitoramento convencional apresenta limitações como baixa representatividade temporal e demora na obtenção dos resultados (Ryberg, 2003). Uma alternativa é o monitoramento em alta frequência, que permite melhor acompanhamento das variações sazonais e de eventos específicos, facilitando uma rápida identificação dos constituintes da DAM em campo (Fytas e Hadjigeorgiou, 1995).

Este trabalho tem como objetivos: 1) analisar parâmetros físicos e químicos de diferentes fontes hídricas afetadas pela DAM com base em uma extensa base de dados (>10 anos) do monitoramento da água na região carbonífera de Santa Catarina; 2) avaliar o comportamento desses recursos hídricos; e 3) propor curvas de correlação para estimar rapidamente os níveis de contaminação por DAM.

## METODOLOGIA

A área de estudo localiza-se na região carbonífera de Santa Catarina, abrangendo as bacias dos rios Araranguá (3,025 km<sup>2</sup>), Tubarão (5,960 km<sup>2</sup>), e Urussanga (709 km<sup>2</sup>). A geologia regional é dominada por rochas sedimentares da Bacia do Paraná, que abrigam os depósitos de carvão, e rochas vulcânicas da Formação Serra Geral (Milani et al., 2007)

A mineração de carvão na região foi realizada por lavra a céu aberto e subterrânea. O histórico de práticas ambientais inadequadas inclui ausência de recuperação de áreas mineradas, deposição de resíduos junto a cursos d'água e uso de rejeitos como base de estradas, resultando em impactos significativos e persistentes na qualidade ambiental da região (Cardoso et al., 2022).

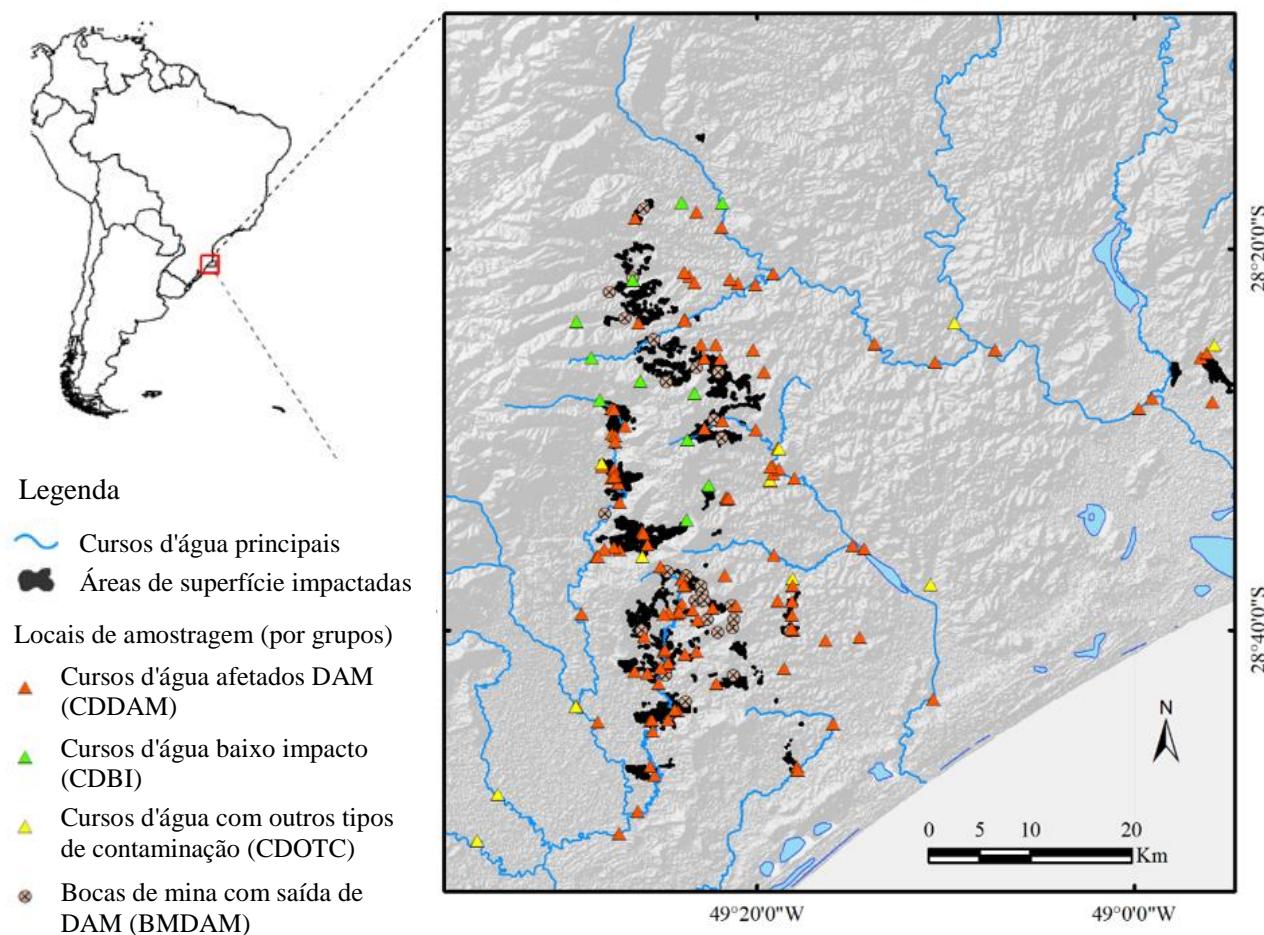
### Categorização, coleta e análises laboratoriais

Este estudo envolveu a coleta, categorização, compilação, sistematização e análise de dados provenientes de dez anos de trabalho de campo (2011–2020), conduzido pelo Serviço Geológico do Brasil (SGB/CPRM). Durante esse período, foram analisadas 3.234 amostras de água, sendo 2.676 provenientes de águas superficiais e 558 de efluentes de minas subterrâneas com descargas de DAM (Bocas de mina). Como as atividades de monitoramento foram realizadas semestralmente, o total de amostras está distribuído em 180 pontos de amostragem (Figura 1). Todos os locais de coleta são georreferenciados, garantindo a repetibilidade das amostragens nos mesmos pontos ao longo do tempo.

Para fins de análise, as amostras foram agrupadas com base em sua localização e grau de contaminação, em quatro categorias: i) Cursos d'água em áreas de baixo impacto (CDBI); ii) Cursos d'água afetados por outros tipos de contaminação que não DAM (CDOTC); iii) Cursos d'água impactados por DAM (CDDAM); e iv) Bocas de mina com descargas de DAM (BMDAM). A categorização foi realizada utilizando software SIG, com base em polígonos de áreas impactadas/exploradas, dados de bocas de minas abandonadas e o conhecimento regional do SGB/CPRM (levantamentos e estudos locais). As amostras de bocas de minas (BMDAM) foram consideradas contaminadas devido à sua ligação com antigas minas subterrâneas. Amostras de rios a

montante das fontes de contaminação foram classificadas como CDBI, enquanto as a jusante foram consideradas impactadas (CDDAM). Diversas amostras, não impactadas por DAM, mas coletadas a jusante de áreas urbanas e agrícolas, foram classificadas como CDOTC, devido ao potencial de influência de outras fontes de contaminação.

Figura 1 – Localização da área de estudo e dos locais de amostragem.



Condutividade elétrica (CE) e pH foram medidos in situ, utilizando sonda multiparamétrica. Em cada ponto de amostragem foram coletadas amostras para análise físico-química e de metais, realizadas em laboratório do SGB. Os limites de quantificação dos métodos analíticos foram de 0,5 mg.L<sup>-1</sup> para sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), 0,01 mg.L<sup>-1</sup> para ferro (Fe) e alumínio (Al), e 0,002 mg.L<sup>-1</sup> para manganês (Mn). Os procedimentos analíticos seguiram *Standard Methods* (Eaton et al., 1998).

### Análise e compilação dos dados

A análise da base de dados teve como objetivo determinar a distribuição e a relevância de determinados parâmetros associados à DAM na área de estudo, bem como compreender e justificar suas correlações e a possibilidade de prever a contaminação por DAM a partir de análises de campo.

Com base no conhecimento gerado por estudos anteriores sobre os recursos hídricos da área impactada (Silva et al., 2011; Simão et al., 2019; Cardoso e Fan, 2021), este estudo optou por analisar apenas os constituintes mais relevantes da DAM na região: sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), ferro (Fe), manganês (Mn) e alumínio (Al).

A distribuição dos parâmetros foi analisada por meio de estatísticas descritivas e gráficos do tipo *boxplot* (Tukey, 1977). Para avaliar a correlação entre os parâmetros, foi utilizada a matriz de

correlação não paramétrica de *Spearman*. Os valores abaixo dos limites de quantificação foram substituídos por metade do valor do limite, seguindo a prática recomendada por estudos anteriores (Keith et al., 1983). Como os parâmetros CE, sulfato, Fe, Mn e Al não apresentaram distribuição Gaussiana, foi aplicada uma transformação logarítmica nesses dados para a realização da análise de regressão.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

### Composição química – Distribuição e relevância dos principais parâmetros da DAM

As estatísticas descritivas - tamanho amostral (n), média, desvio padrão (s) e mediana - dos quatro grupos, para os parâmetros de campo (pH e CE) e laboratoriais ( $\text{SO}_4^{2-}$ , Fe, Mn e Al), bem como os limites de background para águas superficiais, são apresentadas na Tabela 1.

A alta variabilidade dos dados, observada nos desvios padrão da Tabela 1, reflete a heterogeneidade natural da área de estudo, que abrange um amplo espectro de condições de qualidade da água, desde áreas preservadas até pontos com intensa contaminação. Por se tratar de ambientes naturais, as amostras estão sujeitas a influências de múltiplos fatores, como interações geológicas, geoquímicas, biológicas e antrópicas, o que pode gerar grande variabilidade nos dados (Stumm e Morgan, 1996; Khatri e Tyagi, 2015; Chaves et al., 2019; Akhtar et al., 2021; Li et al., 2023). Por fim, optou-se por utilizar toda a base de dados disponível, sem exclusão de *outliers*, evitando a possível eliminação de valores genuínos e resultando em uma ampla faixa de variação dos dados. Esses fatores, em conjunto, explicam a alta variabilidade observada na Tabela 1, refletindo a natureza heterogênea e dinâmica das condições de qualidade da água nas bacias afetadas.

Tabela 1 – Estatística descritiva

	n	Não afetados por DAM		Afetados por DAM		Limites Background (Cardoso et al., 2022)	
		CDBI*	CDOTC**	CDDAM ***	BMDAM ****	Inferior	Superior
pH	Média	6.4	6.2	4.4	4.1		
	s	0.8	0.8	1.4	1.2	5.4	8.1
	Mediana	6.3	6.2	4.0	3.8		
CE ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	Média	72	99	733	1125		
	s	34	76	704	880	19.5	153.7
	Mediana	61	75	513	879		
$\text{SO}_4^{2-}$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Média	9.6	13.8	403.1	659.6		
	s	9.0	12.3	603.1	715.1	<0.5	29.4
	Mediana	7.4	11.5	184.3	458.4		
Fe ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Média	0.30	1.11	40.50	62.03		
	s	0.68	1.22	99.99	136.90	<0.01	1.01
	Mediana	0.18	0.92	7.73	25.43		
Mn ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Média	0.021	0.093	2.683	4.247		
	s	0.055	0.127	5.004	10.318	<0.002	0.060
	Mediana	0.009	0.061	1.210	2.180		
Al ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Média	0.07	0.21	18.29	24.57		
	s	0.23	0.34	39.29	55.26	<0.01	0.01
	Mediana	0.01	0.10	4.81	9.08		

\* Cursos d'água em áreas de baixo impacto (CDBI); \*\* Cursos d'água afetados por outros tipos de contaminação (CDOTC); \*\*\* Cursos d'água impactados por DAM (CDDAM); \*\*\*\* Bocas de mina com descargas de DAM (BMDAM).

Os dois grupos não impactados por DAM (CDBI e CDOTC) apresentaram valores semelhantes para os parâmetros avaliados, com pH próximo à neutralidade e baixas concentrações de metais. Em comparação com os valores de background, o grupo CDBI teve apenas o valor médio de alumínio

(Al) acima do limite superior. Por outro lado, o grupo CDOTC apresentou três parâmetros com médias superiores aos limites: ferro, manganês e alumínio, sendo que, para os dois últimos, as medianas também estavam acima dos limites de background. Os valores mais elevados desses parâmetros podem estar relacionados a outras fontes de contaminação, como atividades agrícolas e industriais.

Nos grupos impactados por DAM (CDDAM e BMDAM), todos os parâmetros (média e mediana) excederam amplamente os limites de background. Os valores médios de Al foram particularmente expressivos, sendo 1.828 e 2.456 vezes superiores aos valores estabelecidos para CDDAM e BMDAM, respectivamente. Em comparação com os cursos d'água impactados, o grupo de descargas subterrâneas (BMDAM) apresentou valores médios e medianos ainda mais elevados, com concentrações superiores de CE,  $\text{SO}_4^{2-}$ , Fe, Mn e Al, além de pH mais ácido.

Parte desse resultado pode ser explicada pelo fato de que as amostras do grupo CDDAM foram coletadas ao longo de toda a bacia hidrográfica, incluindo pontos próximos às fontes de contaminação e outros mais distantes, onde os cursos d'água já recebiam contribuições de afluentes não impactados. Em contraste, os pontos de amostragem do grupo BMDAM foram sempre coletados imediatamente após as descargas alcançarem a superfície, sem sofrer influência de diluição.

O impacto na qualidade da água observado nos grupos afetados por DAM decorre da oxidação da pirita ( $\text{FeS}_2$ ), mineral abundante nos carvões brasileiros (Kalkreuth et al., 2006; Silva et al., 2009). A concentração de metais na DAM dependerá de dois fatores principais: (i) o tipo de minerais de ganga presentes na matriz rochosa e (ii) o tipo e a quantidade de sulfetos (Pak et al., 2016). O pH ácido da DAM favorece a dissolução de minerais, principalmente carbonatos, além de estimular a dessorção de metais de minerais insolúveis. Isso, por sua vez, aumenta a salinidade e a condutividade elétrica da água contaminada.

Após a análise das estatísticas descritivas, foram elaborados gráficos *boxplot* para verificar se os parâmetros laboratoriais apresentam diferenças entre os grupos (Figura 2). Para facilitar a visualização, os eixos dos gráficos são apresentados em logaritmo. A comparação das médias entre os grupos foi realizada por meio do teste *t-student*.

Mesmo após a transformação logarítmica, as amostras dos cursos d'água em áreas de baixo impacto (CDBI) apresentaram distribuição assimétrica (assimetria à direita) para Mn e Al (Figura 2). Esse comportamento ocorre pois parte considerável dos dados está igual ou abaixo do limite de quantificação do método, 26% das amostras para Mn e 60% para Al.

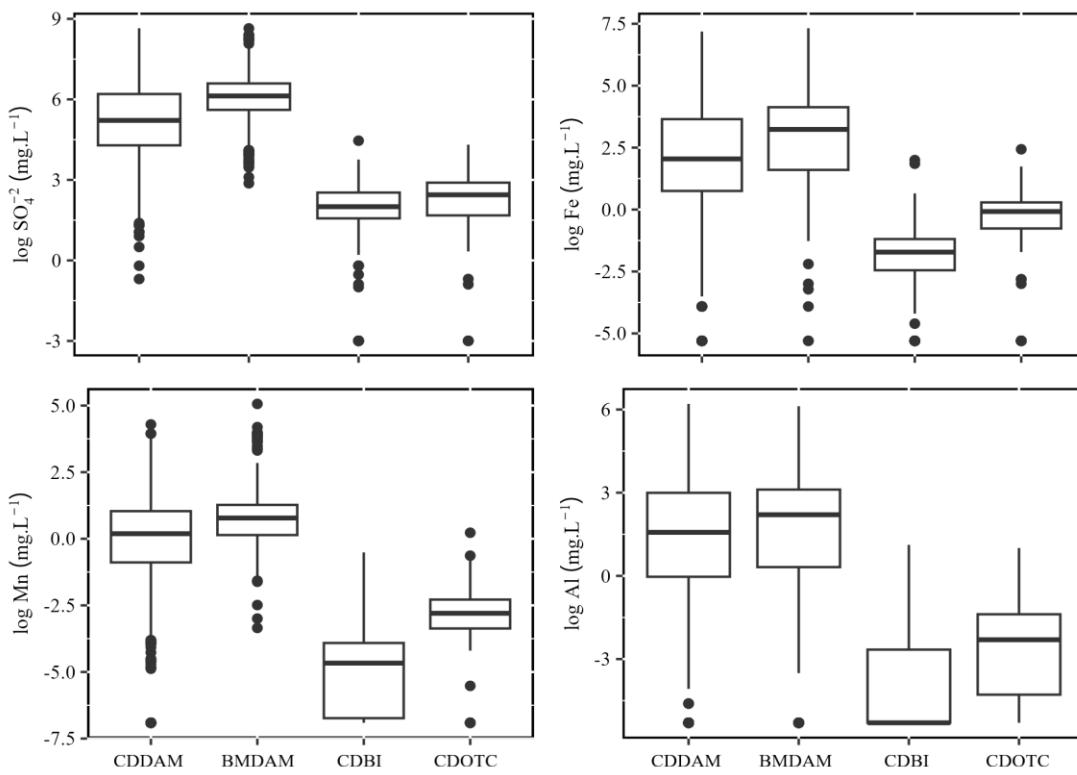
Conforme mostrado na Figura 2 e corroborado pelo teste *t-student*, os grupos são significativamente diferentes entre si, exceto para o alumínio entre os grupos CDDAM (cursos d'água impactados por DAM) e BMDAM (bocas de mina com DAM), cujo valor do teste foi 0,73. Visualmente, é possível notar grandes diferenças entre os grupos impactados por DAM e os não impactados. Essas diferentes distribuições justificam a utilização como variáveis de referência para a caracterização da contaminação por DAM.

### Determinação em campo – Análise de correlação e regressão

A diferença nas concentrações entre os grupos de dados, identificada por meio da análise exploratória, indica que os parâmetros estudados refletem a contaminação dos recursos hídricos causada por DAM.

As correlações entre as variáveis de campo e de laboratório (sem transformação logarítmica) foram avaliadas por meio da correlação de *Spearman* (Tabela 2).

Figura 2 – Distribuição amostral (*boxplot*) entre os diferentes grupos para  $\text{SO}_4^{2-}$ , Fe, Mn e Al.



As correlações entre as variáveis de campo e de laboratório (sem transformação logarítmica) foram avaliadas por meio da correlação de *Spearman* (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores de correlação de *Spearman* entre os parâmetros de campo e laboratoriais (valores de r inferiores a -0,5 ou superiores a 0,5 estão em negrito)

	Correlação entre pH e				
	CE	$\text{SO}_4^{2-}$	Fe	Mn	Al
CDDAM	<b>-0,74</b>	<b>-0,73</b>	<b>-0,66</b>	<b>-0,77</b>	<b>-0,82</b>
BMDAM	-0,26	-0,17	-0,04	-0,19	<b>-0,71</b>
CDOTC	0,15	-0,02	0,09	-0,01	0,06
CDBI	0,42	0,14	-0,23	-0,08	-0,08

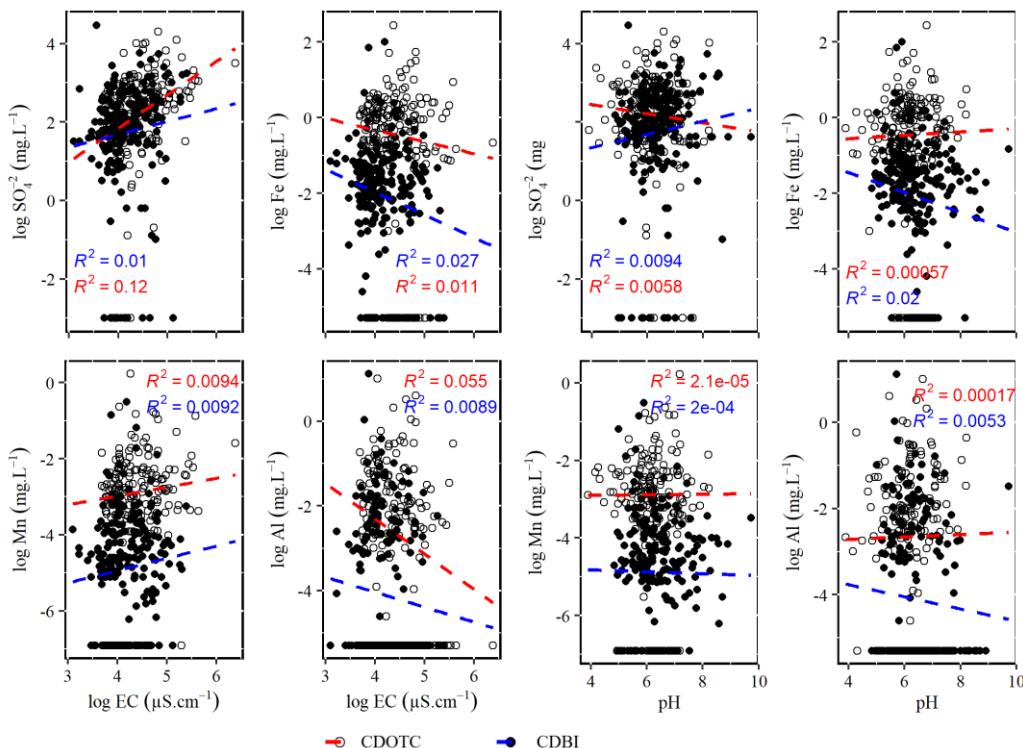
  

	Correlação entre CE e				
	pH	$\text{SO}_4^{2-}$	Fe	Mn	Al
CDDAM	<b>-0,74</b>	<b>0,94</b>	<b>0,81</b>	<b>0,85</b>	<b>0,83</b>
BMDAM	-0,26	<b>0,80</b>	<b>0,65</b>	<b>0,73</b>	0,32
CDOTC	0,15	0,43	-0,05	0,12	-0,17
CDBI	0,42	0,24	-0,12	0,11	-0,06

Como observado na Tabela 2, nos dois grupos de amostras não contaminadas por DAM (CDBI e CDOTC), não foram identificadas correlações significativas entre o pH ou a CE e os demais parâmetros, conforme indicado pelos coeficientes de correlação de *Spearman*. O grupo BMDAM apresentou três correlações relevantes entre a CE e o sulfato, Fe e Mn, mas apenas uma correlação significativa para o pH, com o Al. No grupo CDDAM, pH e CE apresentaram correlação significativa com todos os parâmetros laboratoriais, sendo a mais fraca entre pH e Fe (r: 0,66) e a mais forte entre CE e sulfato (r: 0,94).

A Figura 3 apresenta os diagramas de dispersão (*scatterplots*) dos grupos não impactados por DAM, acompanhados das linhas de regressão e dos respectivos valores de  $R^2$ , que fornecem uma medida da acurácia e do ajuste dos modelos.

Figura 3 – Correlação entre CE/pH e  $\text{SO}_4^{2-}$ , Fe, Mn e Al para os grupos CDOTC e CDBI (exceto pH, todos os parâmetros foram transformados em logaritmo).

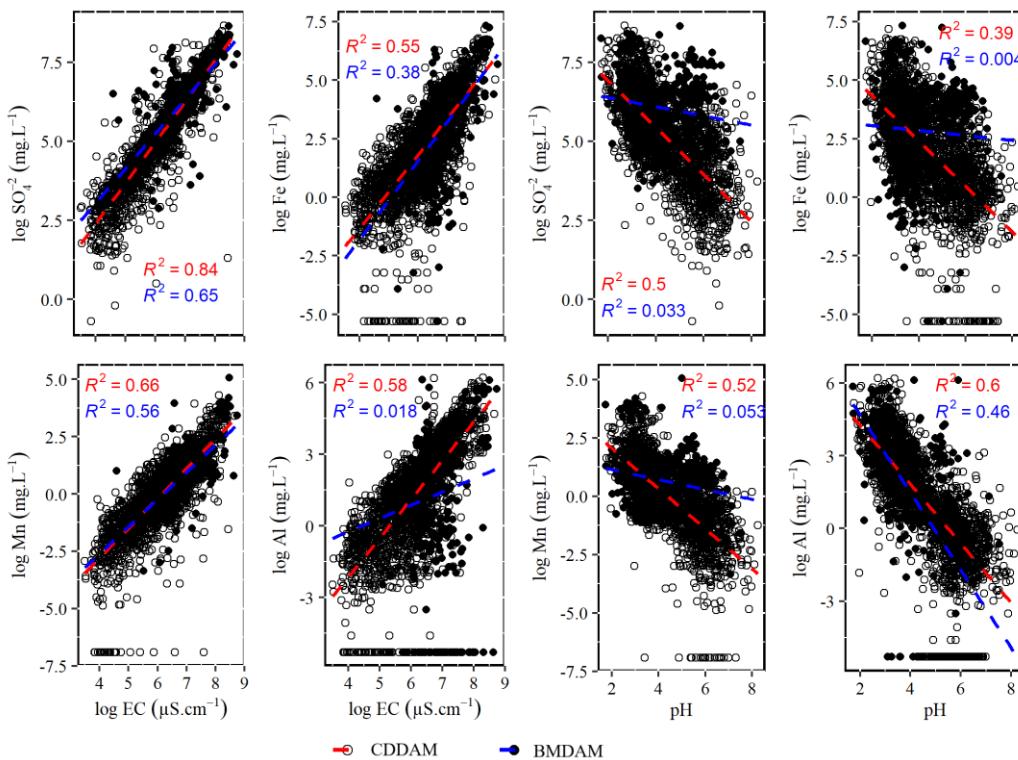


Os gráficos da Figura 3 evidenciam a dispersão das correlações, que não apresentaram significância, demonstrado pelos baixos valores de  $R^2$ . As faixas de variação dos parâmetros para ambos os grupos não impactados são mais estreitas do que as observadas nos grupos impactados por DAM, com os valores distribuídos de forma aleatória dentro dessa faixa. A Figura 3 também demonstra que todos os parâmetros laboratoriais apresentaram amostras com valores iguais ou abaixo do limite de quantificação do método.

Embora a CE geralmente apresente correlação positiva com o conteúdo iônico total nas águas, cabe esclarecer que a ausência de correlação significativa entre a CE e os constituintes ( $\text{SO}_4^{2-}$ , Fe, Mn e Al) nas águas não impactadas por DAM, neste estudo, não contradiz essa relação amplamente reconhecida. Essa aparente inconsistência pode ser explicada pelo fato de que, nas águas não afetadas por DAM, a CE pode estar sendo influenciada de forma mais significativa por outros íons além de  $\text{SO}_4^{2-}$ , Fe, Mn e Al. A presença desses íons, possivelmente decorrente de condições geológicas naturais ou de outras fontes antrópicas, pode mascarar o impacto das relativamente baixas concentrações de  $\text{SO}_4^{2-}$ , Fe, Mn e Al sobre a CE. Consequentemente, mesmo com variações nas concentrações desses constituintes, o impacto sobre a CE total pode ter sido relativamente pequeno, resultando nas fracas correlações observadas nas águas não impactadas por DAM.

Na Figura 4, são apresentados os diagramas de dispersão (*scatterplots*) dos dois grupos impactados por DAM (CDDAM e BMDAM), juntamente com as linhas de regressão e os valores de  $R^2$  calculados para avaliar as correlações entre as variáveis. O número de amostras dos dois grupos afetados por DAM ( $n = 2.841$ ) é significativamente superior ao dos dois grupos não impactados ( $n = 393$ ). Ao contrário dos cursos d'água não impactados, a Figura 4 demonstra que, tanto nos cursos d'água (CDDAM) quanto nas bocas de mina (BMDAM) impactadas por DAM, existe uma correlação clara entre os parâmetros de campo e os laboratoriais. Das dezesseis correlações apresentadas, apenas sete apresentaram valores de  $R^2$  inferiores a 0,5. Também é possível verificar o melhor ajuste das correlações com a CE, evidenciado pela menor dispersão dos pontos em torno da linha de regressão.

Figura 4 – Correlação entre CE/pH e  $\text{SO}_4^{2-}$ , Fe, Mn e Al para os grupos CDDAM e BMDAM (exceto pH, todos os parâmetros estão normalizados em logaritmo)..



Embora o parâmetro CE tenha apresentado correlações mais fortes com os parâmetros laboratoriais do que o pH, apenas a relação entre CE e sulfato para os cursos d'água impactados por DAM (CDDAM) apresentou um coeficiente suficientemente robusto para uso preditivo. Isso ocorre porque o sulfato está diretamente relacionado ao processo de oxidação da pirita e possui a característica de ser extremamente sensível à DAM, mesmo após diluições (Fan et al., 2022). Essa sensibilidade pode ser atribuída à capacidade do sulfato de permanecer dissolvido na água, sem precipitação, mesmo em baixas concentrações, mantendo assim uma correlação consistente com a CE. Além disso, a redução desse ânion é pouco provável de ocorrer em águas superficiais, que são predominantemente ambientes oxidantes, o que contribui ainda mais para sua sensibilidade. As correlações mais fracas entre os parâmetros de campo e os metais nos dois grupos impactados por DAM, em comparação com o sulfato, podem ser atribuídas à influência de processos de sorção e precipitação de metais, que podem atenuar suas concentrações (Runkel et al., 1999; Silva et al., 2013; Campaner et al., 2014). Essa atenuação está frequentemente associada à precipitação de fases minerais secundárias que são altamente dependentes do pH, como hidróxidos de ferro (ex., goethita, ferrihidrita) e hidroxisulfatos de alumínio (ex., gibbsita, jurbanita), que removem eficientemente os metais da coluna d'água e enfraquecem sua correlação direta com parâmetros conservativos como a CE.

A equação geral para prever a concentração de sulfato em águas superficiais afetadas por DAM na região de mineração de carvão de Santa Catarina é:

$$\text{SO}_4^{2-} (\text{mg L}^{-1}) = 0,0646 \cdot (\text{CE} (\mu\text{S.cm}^{-1}))^{1,28}$$

Os resíduos da correlação demonstraram distribuição normal e comportamento aleatório, características que validam o modelo e indicam que ele captura adequadamente as relações subjacentes entre as variáveis, podendo fornecer previsões adequadas. É fundamental ressaltar que, embora a equação de regressão apresentada possua especificidade regional, sendo calibrada para as

condições geoquímicas das bacias da região carboníferas de Santa Catarina, a abordagem metodológica é universalmente aplicável. O desenvolvimento de modelos locais baseados na correlação entre CE e sulfato pode ser replicado em outras áreas afetadas por DAM, representando uma importante ferramenta de gestão.

A acurácia na previsão das concentrações de sulfato nos recursos hídricos da região pode ser aprimorada quando aplicada a valores de CE que excedam o nível de background regional das águas superficiais sugeridos por Cardoso et al. (2022), de  $153,7 \mu\text{S.cm}^{-1}$  () .

## CONCLUSÕES

A análise de uma década de monitoramento dos recursos hídricos da região carbonífera de Santa Catarina permitiu validar o uso de parâmetros de campo como indicadores eficientes da contaminação por DAM. A clara distinção química entre os grupos de águas impactadas (pH ácido e altas concentrações de sulfato e metais) e não impactadas (condições próximas à neutralidade) fundamentou a busca por modelos preditivos.

Os modelos de regressão demonstraram que a CE foi o melhor preditor, com destaque para a robusta correlação com o sulfato ( $R^2 = 0,84$ ). Essa relação se mostrou mais forte que as correlações com metais, cujas concentrações são atenuadas por processos de precipitação e sorção. A favorabilidade da relação CE-sulfato é justificada pela natureza conservativa do sulfato, que, sendo um produto direto da oxidação da pirita, permanece dissolvido e é menos suscetível à redução em águas superficiais oxidantes. A acurácia do modelo pode ser aprimorada ao se considerar o nível de background regional da CE.

A calibração deste modelo permite a realização de um monitoramento contínuo dos recursos hídricos da região, viabilizando a avaliação de processos anteriormente não observados, como as variações de contaminação durante eventos de chuva intensa. Este estudo contribui, portanto, para a gestão sustentável dos recursos hídricos, oferecendo uma ferramenta para o diagnóstico rápido da qualidade da água, auxiliando diretamente na tomada de decisão e na implementação de medidas para mitigar os impactos da mineração de carvão.

## REFERÊNCIAS

- BLOWES, D. W.; PTACEK, C. J.; JAMBOR, J. L.; WEISENER, C. G. (2003). The geochemistry of acid mine drainage. *Treatise on Geochemistry*, v. 9, pp. 149–204.
- CAMPANER, V. P.; LUIZ-SILVA, W.; MACHADO, W. (2014). Geochemistry of acid mine drainage from a coal mining area and processes controlling metal attenuation in stream waters, southern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 86, n. 2, pp. 539–554.
- CARDOSO, A. T.; FAN, F. M.; FRANZEN, M.; SIMÃO, G.; TROIAN, G. C. (2022). Surface water resources of Santa Catarina state's southern region – geochemical background of the coal mining territory. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 27.
- CARDOSO, A. T.; FAN, F. M. (2021). A first evaluation of water resource conditions after an environmental reclamation effort at a former degraded coal mining area in Southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 193, n. 10.
- CRAVOTTA, C. A.; BRADY, K. B. C.; ROSE, A. W.; DOUDS, J. B. (1999). Frequency distribution of the pH of coal-mine drainage in Pennsylvania. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigative Report 99-4018A, pp. 313–324.
- EATON, A. D.; CLESCHERI, L. S.; GREENBERG, A. E.; FRANSON, M. A. H.; AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION.; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION.; WATER ENVIRONMENT

FEDERATION. (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington.

FAN, R.; QIAN, G.; LI, Y.; SHORT, M. D.; SCHUMANN, R. C.; CHEN, M.; SMART, R. S. C.; GERSON, A. R. (2022). Evolution of pyrite oxidation from a 10-year kinetic leach study: implications for secondary mineralisation in acid mine drainage control. *Chemical Geology*, v. 588.

FYTAS, K.; HADJIGEORGIOU, J. (1995). An assessment of acid rock drainage continuous monitoring technology. *Environmental Geology*, v. 25.

GOTARDO, R.; PIAZZA, G. A.; TORRES, E.; SEVERO, D. L.; KAUFMANN, V. (2018). Distribuição espacial e temporal das chuvas no estado de Santa Catarina. *Geosul*, v. 33, n. 67, pp. 253–276.

KALKREUTH, W.; HOLZ, M.; KERN, M.; MACHADO, G.; MEXIAS, A.; SILVA, M. B. et al. (2006). Petrology and chemistry of Permian coals from the Paraná Basin: 1. Santa Terezinha, Leão-Butiá and Candiota Coalfields, Rio Grande do Sul, Brazil. *International Journal of Coal Geology*, v. 68, n. 1-2, pp. 79–116.

KEITH, L. H.; CRUMMETT, W.; DEEGAN, J.; LIBBY, R. A.; WENTLER, G.; TAYLOR, J. K. (1983). Principles of environmental analysis. *Analytical Chemistry*, v. 55, n. 14, pp. 2210–2218.

KHATRI, N.; TYAGI, S. (2015). Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science*, v. 8, n. 1, pp. 23–39.

LI, B.; YU, T.; JI, W.; LIU, X.; LIN, K.; LI, C.; MA, X.; YANG, Z. (2023). Geochemical response of surface environment to mining of Sn-Pb-Zn sulfide deposits: a case study of Dachang tin polymetallic deposit in Guangxi. *Water*, v. 15, n. 8.

MILANI, E. J.; MELO, J. H. G.; SOUZA, P. A.; FERNANDES, L. A.; FRANÇA, A. B. (2007). Bacia do Paraná. *Boletim de Geociências da Petrobras*, v. 15, n. 2, pp. 265–287.

PAK, G.; JUNG, M.; KIM, H.; MALLARI, K. J. B.; CHUNG, G.; KIM, S.; KIM, Y.; OA, S.; YOON, J. (2016). Assessment of metals loading in an acid mine drainage watershed. *Mine Water and the Environment*, v. 35, n. 1, pp. 44–54.

RUNKEL, R. L.; KIMBALL, B. A.; MCKNIGHT, D. M.; BENCALA, K. E. (1999). Reactive solute transport in streams: a surface complexation approach for trace metal sorption. *Water Resources Research*, v. 35, n. 12, pp. 3829–3840.

RYBERG, K. R. (2003). Continuous water-quality monitoring and regression analysis to estimate constituent concentrations and loads. *USGS Report*.

SILVA, L. F. O.; OLIVEIRA, M. L. S.; BOIT, K. M.; FINKELMAN, R. B. (2009). Characterization of Santa Catarina (Brazil) coal with respect to human health and environmental concerns. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 31, n. 4, pp. 475–485.

SILVA, L. F. O.; WOLLENSCHLAGER, M.; OLIVEIRA, M. L. S. (2011). A preliminary study of coal mining drainage and environmental health in the Santa Catarina region, Brazil. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 33, n. 1, pp. 55–65.

SILVA, L. F. O.; FDEZ-ORTIZ DE VALLEJUELO, S.; MARTINEZ-ARKARAZO, I.; CASTRO, K.; OLIVEIRA, M. L. S.; SAMPAIO, C. H. et al. (2013). Study of environmental pollution and mineralogical characterization of sediment rivers from Brazilian coal mining acid drainage. *Science of the Total Environment*, v. 447, pp. 169–178.

SIMÃO, G.; PEREIRA, J. L.; ALEXANDRE, N. Z.; GALATTO, S. L.; VIERO, A. P. (2019). Estabelecimento de valores de background geoquímico de parâmetros relacionados a contaminação por carvão. *Revista Água Subterrânea*, v. 33, n. 2, pp. 109–118.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. (1996). Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters. 3. ed. New York: John Wiley & Sons.

TUKEY, J. W. (1977). Exploratory data analysis. Reading: Addison-Wesley.