



## Contribuição de aportes antropogênicos no processo de salinização do reservatório Dionísio Machado

Contribution of anthropogenic inputs in the salinization process of the Dionísio Machado reservoir

A. S. C. Monteiro; P. J. C. Santos; J. P. H. Alves\*

*Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Sergipe, 49100-000, São Cristóvão-Sergipe, Brasil*

*\*jphalves@uol.com.br*

*(Recebido em 22 de abril de 2024; aceito em 08 de agosto de 2024)*

Nesse estudo foi avaliado, com base nos dados hidroquímicos e usando a análise estatística multivariada, a evolução da salinidade da água do reservatório Dionísio Machado situado na cidade de Lagarto no estado de Sergipe, Brasil. Foram coletadas dez amostras de água superficial, nos períodos secos e chuvosos de 2013 a 2019 e medidos os seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD),  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  e  $\text{HCO}_3^-$ . A análise de componentes principais separou as amostras em três grupos, em função da sua composição mineral (concentrações iônicas, CE e STD), estando no Grupo I as amostras com  $\text{STD} < 500 \text{ mg L}^{-1}$ ; no Grupo II as amostras com  $\text{STD} > 500$  e  $< 600 \text{ mg L}^{-1}$  e no Grupo III amostras com  $\text{STD} > 1000 \text{ mg L}^{-1}$ . A salinidade da água, medida pelos STD, variou de  $300 \text{ mg L}^{-1}$  em 2013 para  $1574 \text{ mg L}^{-1}$  em 2019. O diagrama de Gibbs indicou que a evaporação não é o processo dominante de controle da composição iônica das águas, ou seja, da salinidade do reservatório. Os resultados mostraram que o crescente processo de salinização do reservatório é controlado, principalmente, pelo impacto dos aportes antropogênicos associados aos efluentes de esgoto, drenagem urbana e efluentes industriais.

Palavras-chave: composição iônica, evaporação, análise de componentes principais.

In this study, the evolution of water salinity in the Dionísio Machado reservoir, located in the city of Lagarto in the state of Sergipe, Brazil, was evaluated based on hydrochemical data and using multivariate statistical analysis. Ten samples of surface water were collected, in the dry and rainy periods from 2013 to 2019, and the following parameters were measured: pH, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS),  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  and  $\text{HCO}_3^-$ . The Principal Components Analysis separated the samples into three groups, depending on their mineral composition (ion concentrations, EC, TDS), with Group I being the samples with  $\text{TDS} < 500 \text{ mg L}^{-1}$ ; in Group II samples with  $\text{TDS} > 500$  and  $< 600 \text{ mg L}^{-1}$  and in Group III samples with  $\text{TDS} > 1000 \text{ mg L}^{-1}$ . Water salinity, measured by TDS, varied from  $300 \text{ mg L}^{-1}$  in 2013 to  $1574 \text{ mg L}^{-1}$  in 2019. The Gibbs diagram indicated that evaporation is not the dominant process controlling the ionic composition of water, i.e., the salinity of the reservoir. The results showed that the increasing salinization process of the reservoir is controlled, mainly, by the impact of anthropogenic inputs associated with sewage effluents, urban drainage and industrial effluents.

Keywords: ionic composition, evaporation, principal component analysis.

### 1. INTRODUÇÃO

As águas doces são recursos essenciais para a vida humana e suas características químicas são conferidas pelo seu conteúdo mineral, ou seja, pela sua composição iônica, constituindo-se em um padrão individual de cada corpo d'água. O aumento da concentração iônica pode levar a salinização da água, tornando-a inadequada para o consumo humano e irrigação, além de exercer impacto sobre a saúde do ecossistema aquático [1].

A composição iônica é controlada por uma variedade de processos geoquímicos, como a interação água – rocha e o grau de evaporação, mas também pode ter uma contribuição significativa de atividades antropogênicas [2-4].

Em regiões áridas e semi-áridas, a elevada evaporação e as atividades agrícolas tem sido os fatores dominantes no processo de salinização de lagos [5-7]. Contudo nas últimas décadas a salinização tem sido provocada também, por atividades antropogênicas, como despejos urbanos e industriais e o intemperismo acelerado pelo homem [8-12].

A evaporação remove água pura e isso leva ao aumento das concentrações iônicas, provocando a salinização. A evaporação acontece em todos os climas, mas somente em climas relativamente áridos é que a evaporação é o principal processo de controle da composição da água, ou seja, dos constituintes iônicos dissolvidos [13]. Já as atividades agrícolas podem acelerar o processo de salinização, em consequência do aumento do intemperismo no entorno da área irrigada. Em áreas urbanas e industriais, o aporte de constituintes químicos para água doce é resultante de fontes difusas, bem como das descargas de águas residuais, industriais e esgotos municipais [14].

Nesse estudo foi avaliado, com base nos dados hidroquímicos de amostras coletadas no período de 2013 a 2019, a evolução da salinidade da água do reservatório Dionísio Machado, situado na cidade de Lagarto no estado de Sergipe.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

A área de estudo compreende o reservatório Dionísio Machado, localizado na cidade de Lagarto no estado de Sergipe e inserido na bacia hidrográfica do rio Piauí (Figura 1). A bacia do rio Piauí é a segunda maior bacia hidrográfica do estado de Sergipe, ocupa uma área total de 4.175 km<sup>2</sup>, sendo 3.953,4 km<sup>2</sup> em território sergipano e o restante no estado da Bahia. A área da bacia hidrográfica contempla um total de quinze municípios, com uma população de 337.104 habitantes, onde 198.882 estão na área urbana e 138.222 na área rural [15].

O reservatório foi construído entre os anos de 1985 e 1987, pela Companhia de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Irrigação de Sergipe (COHIDRO), que também é responsável pela sua administração. É formado pelo barramento do rio Piauí, possui capacidade de acumulação de 15.000.000 m<sup>3</sup> e ocupa uma área de 345 ha. Os principais usos da água do reservatório são abastecimento humano e irrigação, constituindo-se na principal fonte de água da região, sendo responsável por 80% do abastecimento da cidade de Lagarto. A área irrigável é de 703 ha, com 421 lotes, beneficiando 3.515 agricultores [15-17].

O clima da região varia de tropical a semiárido quente, com precipitação anual média de 760 mm e as temperaturas médias mínimas mensais estão compreendidas entre 18 e 22 °C e as temperaturas médias máximas mensais estão entre 26 e 32 °C [18].

No entorno do reservatório encontra-se a sede municipal, o polo industrial, o perímetro irrigado e uma área de lixão (Figura 2). Desse modo o reservatório pode ser impactado por aportes antrópicos associados às águas residuais municipal, que consiste em efluentes de esgoto e drenagem urbana; aos despejos industriais; ao escoamento das atividades agrícolas e ao lixiviado drenado do lixão.

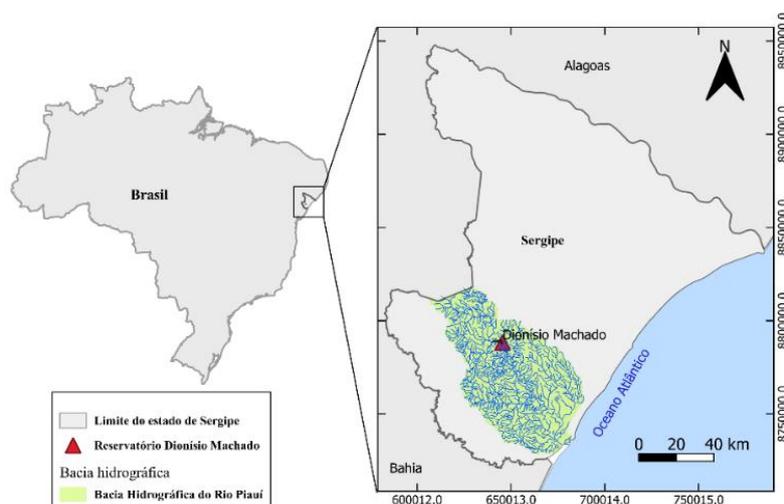


Figura 1: Bacia hidrográfica do rio Piauí com a localização do reservatório Dionísio Machado, Sergipe.

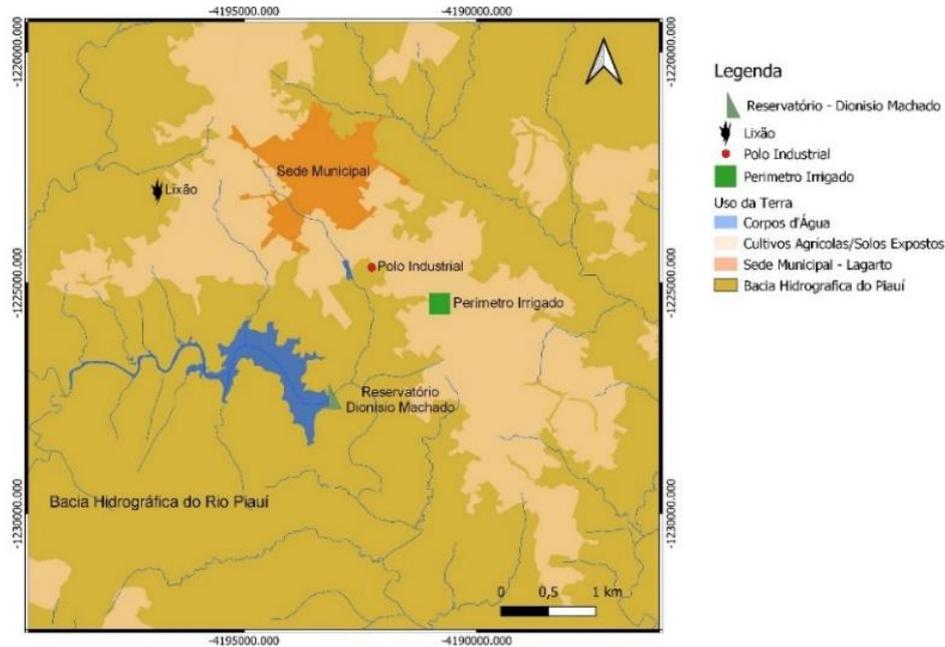


Figura 2: Uso da terra e atividades antrópicas no entorno do reservatório Dionísio Machado, Sergipe.

## 2.2 Amostragem e análises

Neste estudo foram usados os dados produzidos no Programa de Monitoramento da Qualidade da Água das Bacias Hidrográficas do Estado de Sergipe [19], referentes a dez campanhas de amostragem, realizadas nos períodos secos e chuvosos dos anos 2013, 2014, 2017, 2018 e 2019, contemplando as seguintes variáveis: temperatura da água, pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloreto, sulfato e bicarbonatos.

As amostras foram coletadas na água de superfície em uma estação de amostragem no reservatório Dionísio Machado (645.503 E, 8.788.322 N UTM). Foram armazenadas em frascos de polietileno e mantidas em gelo até chegar ao laboratório. A temperatura, pH e condutividade elétrica foram medidas no campo usando uma sonda multiparamétrica marca YSI, modelo EX01. Os sólidos totais dissolvidos foram calculados pela medida da condutividade elétrica (APHA, 2012) [20]. Os demais parâmetros foram determinados no Laboratório de Água do Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe (ITPS). Para determinação da composição iônica as amostras foram filtradas a vácuo através de membranas de 0,45  $\mu\text{m}$ . As determinações das concentrações iônicas foram realizadas por meio de cromatografia iônica usando um cromatógrafo iônico modelo Dionex – ICS 3000 com detecção por condutividade (APHA, 2012) [20].

A precisão das análises foi determinada por meio do balanço iônico, usando a seguinte equação [18]:

$$A = \left( \frac{\sum \text{cátions} - \sum \text{ânions}}{\sum \text{cátions} + \sum \text{ânions}} \right) \times 100$$

onde,

$\sum \text{cátions}$  = somatório das concentrações em  $\text{meq L}^{-1}$  de  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Na}^{+}$  e  $\text{K}^{+}$ ;

$\sum \text{ânions}$  = somatório das concentrações em  $\text{meq L}^{-1}$  de  $\text{HCO}_3^{-}$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$ ,  $\text{Cl}^{-}$  e A é a percentagem de erro do balanço iônico.

Os valores de A variaram de  $-2,3\%$  a  $5,4\%$  com um valor médio absoluto de  $2,1\%$ . De acordo com Yaouti et al. (2009) [21] um erro de  $\pm 10\%$  no balanço iônico é aceitável para esse tipo de estudo.

### 2.3 Análise Estatística Multivariada

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi aplicada ao conjunto dos dados hidroquímicos, para identificar diferenças na composição mineral das amostras coletadas e os possíveis fatores que influenciaram nessas diferenças. A matriz dos dados foi composta por 20 objetos (dez amostras) e 11 variáveis (pH, temperatura, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  e  $\text{HCO}_3^-$ ).

A ACP resume o conjunto de dados em um mínimo de componentes que tanto quanto possível mantêm a confiabilidade dos dados originais. A redução é obtida transformando o conjunto de dados em novas variáveis, chamadas de componentes principais, as quais são ortogonais (não correlacionadas) e organizadas em ordem decrescente de importância [22-24].

Um único ou poucos parâmetros de qualidade da água, muitas vezes podem ser a principal fonte de variabilidade e, neste caso, a primeira componente principal será grandemente representada por esses parâmetros, o que leva as demais componentes principais a terem uma variância pequena ou desprezível. Para corrigir esse desvio, ao invés de aplicar a ACP à matriz de covariâncias, foi utilizada a matriz de correlação, que equivale a normalização das variáveis [25, 26].

Todos os testes foram realizados utilizando o programa PAST – *Paleontological Statistics*, versão 3.04 [27]. Um valor de 0,05 foi adotado como nível crítico para todos os testes estatísticos, dando um nível de confiança de  $95\%$ .

## 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A estatística descritiva dos parâmetros hidroquímicos está apresentada na Tabela 1. Os valores do pH variaram, em geral, de 7,1 a 8,7, indicando que as águas do reservatório foram ligeiramente alcalinas, exceto a amostra de dez.13 que teve  $\text{pH} = 9,5$ .

Com base nos valores médios, a abundância catiônica foi  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$  e a aniônica  $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$ . A composição iônica não mostrou diferença estatística significativa (ANOVA) entre os períodos seco e chuvoso.

Em relação ao risco de salinização para uso em irrigação, as amostras, em geral, se dividiram entre risco médio ( $\text{CE} < 750 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) e risco alto ( $\text{CE} > 750 - < 2250 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), somente uma amostra apresentou risco muito alto ( $\text{CE} > 2250 \mu\text{S cm}^{-1}$ ).

Tabela 1: Estatística descritiva dos parâmetros medidos para a água dos reservatórios Dionísio Machado. Valor mínimo (Min), máximo (Max), média  $\pm$  desvio padrão (Média  $\pm$  dp) de 10 amostras. (CE = condutividade elétrica, STD = sólidos totais dissolvidos).

Parâmetro	Mín - Max	Média $\pm$ dp
pH	7,1 – 9,5	8,3 $\pm$ 0,7
T ( $^{\circ}\text{C}$ )	25,0 – 30,6	27,5 $\pm$ 2,1
CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	435,8 – 2690	1326 $\pm$ 771
STD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	300,7 – 1574	814,1 $\pm$ 455,1
$\text{Na}^+$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	40,55 – 338,5	156,0 $\pm$ 107,9
$\text{K}^+$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	2,71 – 8,89	4,86 $\pm$ 1,99
$\text{Ca}^{2+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	7,17 – 78,60	48,26 $\pm$ 24,45
$\text{Mg}^{2+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	6,42 – 139,6	40,09 $\pm$ 43,35

SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	4,70 – 312,2	91,24±114,6
Cl <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	84,98 – 587,4	302,3±196,6
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	45,50 – 125,2	87,83±27,06

Os resultados da análise de componentes principais incluindo porcentagem de variância, porcentagem cumulativa de variância e os pesos da contribuição de cada variável, estão apresentados na Tabela 2. A ACP reduziu o número de variáveis de onze para duas novas variáveis, CP1 e CP2, que juntas guardam 81,9 % (CP1 67,5 %; CP2 14,4 %) de todas as informações contidas nas variáveis iniciais. Com base nos pesos de cada variável, observa-se que a CP1 está fortemente associada (peso > 0,700) aos íons Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> e Cl<sup>-</sup>, a CE e aos STD. Isso significa que quanto maior for o valor da concentração iônica, da CE e dos STD, maior será o deslocamento da variável no sentido positivo da CP1. A CP2 tem uma associação forte com a temperatura, moderada positiva com pH e moderada negativa com HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, então no sentido positivo da CP2 cresce o valor do pH e da temperatura da água e no sentido negativo aumenta a concentração do HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Tabela 2: Pesos dos parâmetros experimentais para as duas primeiras componentes principais (em negrito pesos fortes > 0,700 e moderados >0,500 e < 0,700).

Parâmetros	PC 1	PC 2
pH	0,570	<b>0,637</b>
T (°C)	0,569	<b>0,785</b>
CE (µS cm <sup>-1</sup> )	<b>0,977</b>	-0,134
STD (mg L <sup>-1</sup> )	<b>0,973</b>	-0,152
Na <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	<b>0,907</b>	-0,135
K <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	0,644	0,142
Ca <sup>2+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	<b>0,819</b>	0,312
Mg <sup>2+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	<b>0,916</b>	-0,217
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	<b>0,934</b>	-0,247
Cl <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	<b>0,988</b>	-0,052
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	0,524	<b>-0,525</b>
Variância total (%)	67,5	14,4
Variância cumulativa (%)	67,5	81,9

No plano formado por CP1 e CP2 as amostras do reservatório se separam em três grupos distintos (Figura 3).

O Grupo I é composto pelas amostras DIO-jun.13, DIO-dez.14, DIO-ago.17, que estão posicionadas na região negativa da CP1 e CP2, e se separou dos outros dois grupos, por apresentarem os menores valores das concentrações iônicas, da CE e dos STD.

O Grupo II formado pelas amostras DIO-dez.13, DIO-jul.14, DIO-jun.19 está posicionado na região negativa da CP1 e positiva da CP2 e se separou do Grupo I por apresentarem valores maiores da composição iônica, do pH e da temperatura.

O Grupo III composto pelas amostras DIO-jun.18, DIO-ago.18, DIO-nov.18 e DIO-fev.19, está posicionado no lado positivo da CP1 e se separou do Grupo I e II por apresentar os maiores valores das concentrações iônicas, da CE e dos STD.

Percebe-se, portanto, que as amostras do reservatório Dionísio Machado se dividiram entre os Grupos I (3 amostras), II (3 amostras) e III (4 amostras) em função da sua composição mineral, estando no Grupo I as amostras com STD < 500 mg L<sup>-1</sup>; no Grupo II as amostras com STD > 500 e < 600 mg L<sup>-1</sup> e no Grupo III amostras com STD >1000 mg L<sup>-1</sup>. Observa-se desse modo, que a salinidade da água do reservatório aumentou do Grupo I para o Grupo III, mas não se identificou uma relação dessas variações de salinidade com a sazonalidade, pois estão misturadas num

mesmo grupo, amostras do período seco (nov, dez, fev) e do período chuvoso (jun, jul, ago). No período seco desse estudo, a precipitação média na região do reservatório, foi de 32,7 mm e no período chuvoso de 151,7 mm [28]. Esperava-se, portanto, uma redução da salinidade nas amostras coletadas no período chuvoso, devido a maior aporte de água doce. Para poder avaliar a relação da salinidade com a sazonalidade é necessário realizar estudos compreendendo um período temporal maior.

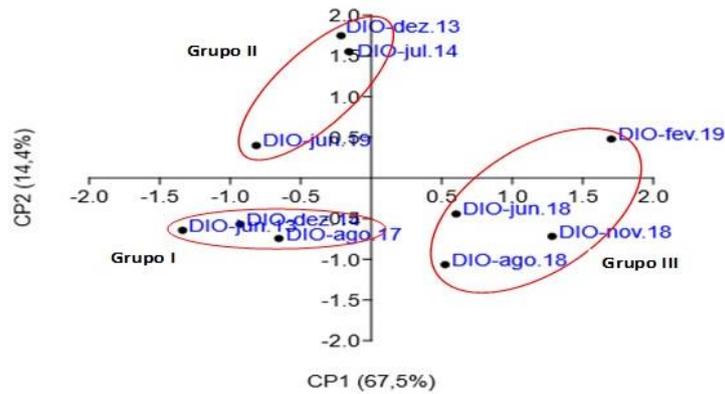


Figura 3: Localização das amostras do reservatório Dionísio Machado (DIO), Sergipe, no plano formado pelas duas primeiras componentes principais PC1 x PC2. Código das amostras = nome do reservatório-mês.ano da amostragem.

Em regiões áridas e semiáridas, a salinização de águas de lagos e reservatórios, nas últimas décadas tem sido provocada pela elevada evaporação que ocorre nessas regiões e por atividades antropogênicas. O diagrama de Gibbs [29], no entanto, indicou que o processo dominante de controle da composição iônica das águas do reservatório Dionísio Machado é o intemperismo, ou seja, a interação água-rocha (Figura 4). As amostras com os valores mais elevados dos STD (Grupo III) não se posicionaram no domínio da evaporação, mas se distribuíram na linha que divide o intemperismo da evaporação, confirmando, portanto, que a evaporação não é o mecanismo principal responsável pelo aumento da composição iônicas (salinidade) dessas amostras.

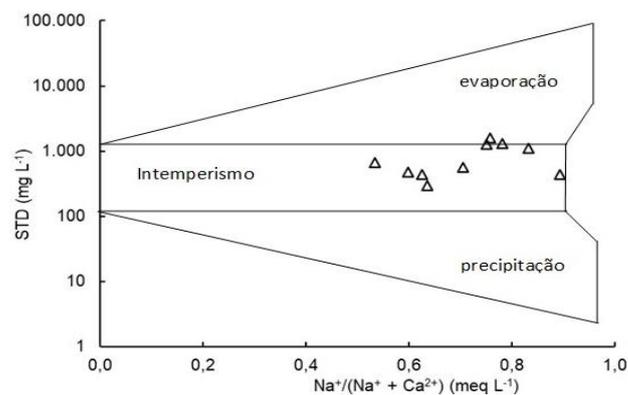


Figura 4: Diagrama de Gibbs exibindo a localização das amostras do reservatório Dionísio Machado.

O efeito de atividades antropogênicas tem sido avaliado pela relação entre o  $\text{HCO}_3^-$  e o somatório dos cátions maiores ( $\sum \text{cátions} = [\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}] - \text{Cl}^-$ ). A subtração do  $\text{Cl}^-$  é para eliminar o efeito de sais tipo  $\text{NaCl}$  e  $\text{CaCl}_2$  e com isso, passa a representar apenas a dissolução dos minerais tipo carbonatos e silicatos [30, 31]. Amostras situadas na linha 1:1 representam a distribuição dos íons originários somente do intemperismo dos carbonatos e silicatos, enquanto

amostras abaixo da linha 1:1 revelam o efeito de atividades antropogênicas [30]. Despejos urbanos, industriais e atividade agrícola podem contribuir com a composição iônica e quando isso acontece, as amostras se desviam da linha 1:1 [31].

A Figura 5 mostra que a maioria das amostras do reservatório Dionísio Machado se desviou da linha 1:1, confirmando a grande contribuição dos aportes antropogênicos para o aumento da composição iônica, ou seja, da salinização das águas do reservatório. Os grupos destacados na Figura 5 contêm, respectivamente, as mesmas amostras dos grupos separados pelo plano CP1x CP2 (Figura 3), indicando que as variações da composição iônica estão fortemente associadas aos aportes antropogênicos. Como o impacto antropogênico aumenta à medida que a amostra se desvia da linha 1:1; no Grupo I estão as amostras coletadas nos períodos em que os impactos pelos aportes antropogênicos não foram significativos e no Grupo III as amostras coletadas nos períodos mais impactados pelos despejos antropogênicos.

Em outros reservatórios salinizados, situados no estado de Sergipe, como Algodoeiro, Três Barras e Glória ocorreram contribuições de aportes antropogênicos, mas diferente do Dionísio Machado, nesses casos, o principal mecanismo responsável pela salinização dos reservatórios foi o processo de evaporação [32].

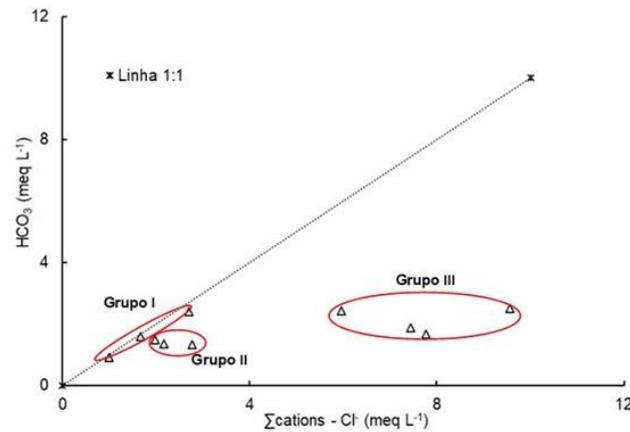


Figura 5: Gráfico de dispersão do  $\text{HCO}_3^-$  com o  $\Sigma \text{cations} - \text{Cl}$ .

Reservatórios adjacentes a áreas urbanas, industriais e agrícolas são inevitavelmente sujeitos aos impactos dessas áreas. Os aportes municipais tais como efluentes de esgoto e drenagem urbana, bem como os processos industriais, de tratamento de água e águas residuais, podem contribuir para o aumento das concentrações de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{SO}_4^{2-}$  nas águas superficiais. Enquanto os sais de potássio são amplamente usados em fertilizantes para a agricultura e podem entrar nas águas superficiais pelo escoamento de terras agrícolas [33].

A Figura 6 mostra a variação das concentrações iônicas nas amostras do reservatório Dionísio Machado, coletadas em junho/2013 (Grupo I), julho/2014 (Grupo II) e fevereiro/2019 (Grupo III). Os valores dos STD praticamente duplicaram de junho/2013 para julho/2014 e quintuplicaram no período de junho/2013 a fevereiro/2019, enquanto as concentrações de todos os íons aumentaram, exceto o  $\text{K}^+$ , destacando-se as elevadas concentrações do  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$ . Essa situação é preocupante, pois como a água do reservatório tem um grande uso para abastecimento humano, os valores do  $\text{Cl}^-$  já estão acima do máximo permitido pela Resolução do CONAMA N° 357 [34], para águas doces classe 2, destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional.

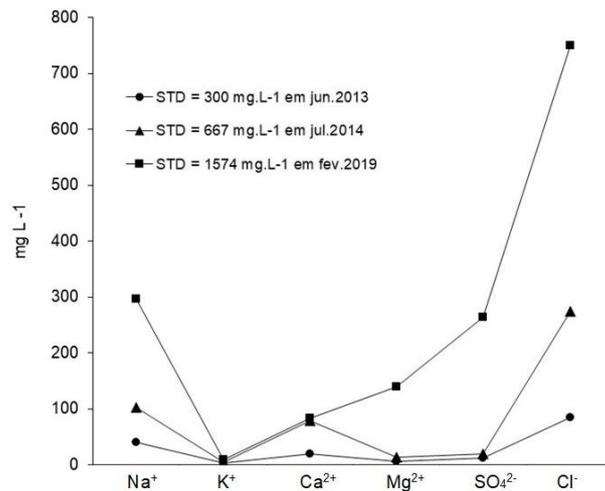


Figura 6: Variação das concentrações entre as amostras coletadas no reservatório Dionísio Machado, Sergipe, no período 2013 a 2019.

De acordo com Guo et al. (2015) [14] a salinização é comum em muitos reservatórios de água doce interiores e lagos, em todo o mundo, especialmente em áreas áridas e semiáridas. Eles citam como exemplo, o Lago Bosten, um lago de água doce localizado na região árida do Noroeste da China, cuja salinidade quase quadruplicou nos últimos 50 anos. Eles destacaram ainda, que a influência das condições climáticas e das atividades humanas, principalmente da irrigação, levaram a salinização do lago e que a salinidade foi muito maior no período seco em relação ao período chuvoso. Essa variação foi atribuída ao impacto da irrigação, que é maior no período seco, e ao aumento do aporte de água doce no período chuvoso.

Liu et al. (2020) [12] simularam as variações da salinidade da água do Lago Chagan na China, usando os dados do monitoramento obtidos de 2008 a 2018. Os resultados apontaram que a descarga da irrigação foi a principal causa da salinização do lago, com uma diferença muito pequena entre os valores do inverno e verão.

Em geral, na salinização provocada por impactos antropogênicos, o fator dominante tem sido as atividades agrícolas, com menores contribuições de despejos urbanos e industriais. O lago Constance [8], situado na fronteira entre Alemanha, Áustria e Suíça, é um dos poucos exemplos, onde a salinização é provocada principalmente, pelo sal usado no degelo das estradas e pelo aporte de águas residuais.

No reservatório Dionísio Machado, pela localização do perímetro irrigado (Figura 2), os despejos da irrigação não devem atingir o reservatório e a pequena variação das concentrações do K<sup>+</sup> (Figura 6) confirmam a baixa contribuição das atividades agrícolas. Desse modo, os efluentes domésticos, industriais e a drenagem urbana devem ser a principal causa do aumento da salinidade do reservatório, o que destaca esse trabalho como um exemplo de salinização em região tropical, associada principalmente a impactos antropogênicos não originário de atividades agrícolas.

#### 4. CONCLUSÃO

Este trabalho documenta que atividades antrópicas podem contribuir para aumentar a salinização de reservatórios.

No reservatório Dionísio Machado as amostras coletadas no período de 2013 a 2019 apresentaram um aumento de salinidade de 300 mg L<sup>-1</sup> para 1574 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Os resultados desse estudo suportam a hipótese de que os aportes municipais, tais como, efluentes de esgoto, drenagem urbana e efluentes industriais foram as principais contribuições para o aumento da salinidade do reservatório e, conseqüentemente, das concentrações de Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> na água.

Julgamos que para uma melhor gestão do reservatório são necessários a realização de estudos quantitativos num prazo maior, para compreender como as atividades antrópicas, realizadas nas

proximidades do reservatório, podem estar afetando a sua salinidade. Devem também ser avaliadas as variações espaço-temporal da salinização e o período em que a salinidade pode atingir um limite significativo que comprometa o uso da sua água para o consumo humano e irrigação.

Os resultados apresentados suportam a hipótese de que os aportes municipais, tais como efluentes de esgoto, drenagem urbana e de efluentes industriais, foram as principais contribuições para o aumento da salinidade do reservatório no período estudado.

## 5. AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Esse trabalho é parte do projeto “Hidrogeoquímica dos processos que controlam a salinização dos reservatórios de Sergipe”, aprovado na Chamada Universal 2018, e contou com financiamento do CNPq.

O trabalho utilizou os dados gerados no Programa de “Monitoramento de Mananciais Superficiais e Reservatórios do Estado de Sergipe”. Por isso apresentamos nossos agradecimentos à Diretoria de Recursos Hídricos/SEMACE e ao Instituto Tecnológico e de Pesquisas de Sergipe (ITPS).

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Merchán D, Auqué LF, Acero P, Gimeno MJ, Causapé J. Geochemical processes controlling water salinization in an irrigated basin in Spain: Identification of natural and anthropogenic influence. *Sci Total Environ*. 2015 Jan;502:330-43. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.09.041
2. Subramani T, Rajmohan N, Elango L. Groundwater geochemistry and identification of hydrogeochemical processes in a hard rock region, Southern India. *Environ Monit Assess*. 2010 Feb;162:123-37. doi: 10.1007/s10661-009-0781-4
3. Lin CY, Abdullah MH, Praveena SM, Yahaya AHB, Musta B. Delineation of temporal variability and governing factors influencing the spatial variability of shallow groundwater chemistry in a tropical sedimentary island. *J Hydrol*. 2012 Mar;432(433):26-42. doi: 10.1016/j.jhydrol.2012.02.015
4. Jiang L, Yao Z, Liu Z, Wang R, Wi S. Hydrochemistry and its controlling factors of rivers in the source region of the Yangtze River on the Tibetan Plateau. *J Geochem Explo*. 2015 Aug;155:76-83. doi: 10.1016/j.gexplo.2015.04.009
5. Koh DC, Ko KS, Kim, Lee SG, Chang HW. Effect of agricultural land use on the chemistry of groundwater from basaltic aquifers, Jeju Island, South Korea. *Hydrogeol J*. 2007 Jun;15:727-43. doi: 10.1007/s10040-006-0142-0
6. Wahed AMSM, Mohamed EA, El-Sayed MI, M'nif A, Sillanpa M. Geochemical modeling of evaporation process in Lake Qarun, Egypt. *J Afr Earth Sci*. 2014 Sept;97:322-30. doi: 10.1016/j.jafrearsci.2014.05.008
7. Jia H, Qiana H, Zhenga L, Feng W, Wang H, Gao Y. Alterations to groundwater chemistry due to modern water transfer for irrigation over decades. *Sci Total Environ*. 2020 May;717(15):137170. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137170
8. Müller B, Gächter R. Increasing chloride concentrations in Lake Constance: Characterization of sources and estimation of loads. *Aquat Sci*. 2011 Mar;74:101-12.
9. Kaushal SS, Duan S, Doody TR, Haq S, Smith RM, Johnson TAN, et al. Human-accelerated weathering increases salinization, major ions, and alkalization in fresh water across land use. *Appl Geochem*. 2017 Aug;83:121-35. doi: 10.1016/j.apgeochem.2017.02.006
10. Kaushal SS, Likens GE, Pace ML, Utz RM, Haq S, Gorman J, Grese M. Freshwater salinization syndrome on a continental scale. *Proc Natl Acad Sci USA* 2018 Jan;115(4):E574-83.
11. Singh A. Salinization of agricultural lands due to poor drainage: A viewpoint. *Ecol Indic*. 2018 Dec;95:127-30. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.07.037
12. Liu X, Zhang G, Zhang J, Jun Xu Y, Wu Y, Sun G, et al. Effects of irrigation discharge on salinity of a large freshwater lake: A case study in Chagan Lake, Northeast China. *Water*. 2020 Jul;12(2012):1-18. doi: 10.3390/w12082112
13. Drever JI. *The geochemistry of natural waters: surface and groundwater environments*. 3. ed. New Jersey (US): Prentice Hall; 1982.

14. Guo M, Zhou X, Li J, Wu W, Chen Y. Assessment of the salinization processes in the largest inland freshwater lake of China. *Stoch Environ Res Risk Assess*. 2015 Oct;29:1823-33. doi: 10.1007/s00477-014-0995-z
15. Alves JPH. Hidrogeoquímica dos reservatórios de Sergipe. Aracaju (SE): Criação Editora; 2023. Disponível em: <http://ri.ufs.br/jspui/handle/riufs/17123>
16. Companhia de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Irrigação de Sergipe (Cohidro). Irrigação. Perímetros [Internet]; 2020 [acessado em 10 jan 2020]. Disponível em: <https://cohidro.se.gov.br>
17. Lima RS, Alves JPH. Avaliação da qualidade da água dos reservatórios localizados nas bacias hidrográficas dos rios Piauí – Real, utilizando o índice de qualidade da água (IQA). *Sci Plena*. 2017 Oct;13(10):1-10. doi: 10.14808/sci.plena.2017.109918
18. Monteiro ASC, Silva EL, Silva RRM, Alves JPH. Mecanismos que controlam as características das águas dos reservatórios do estado de Sergipe, Nordeste do Brasil. *Sci Plena*. 2021 Jan;17:011701. doi: 10.14808/sci.plena.2021.011701
19. Alves JPH, Fonseca LC, Chielle RSA, Macedo LCB. Monitoring water quality of the Sergipe River basin: An evaluation using multivariate data analysis. *Rev Bras Recur Hídricos*. 2018 Jul;23(e27):1-12. doi: 10.1590/2318-0331.231820170124
20. Apha. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington (US): American Public Health Association; 2012.
21. Yaouti FE, Mandour AE, Khattach D, Benavente J, Kaufmann O. Salinization processes in the unconfined aquifer of Bou-Areg (NE Morocco): A geostatistical, geochemical, and tomographic study. *Appl Geochem*. 2009 Jan;24(1):6-31. doi: 10.1016/J.APGEOCHEM.2008.10.005
22. Singh KP, Malik A, Mohan D, Sinha S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India): A case study. *Water Res*. 2004 Nov;38(18):3980-92. doi: 10.1016/j.watres.2004.06.011
23. Shrestha S, Kazama F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji river basin, Japan. *Environm Modell Software*. 2007 Apr;22(4):464-47. doi: 10.1016/j.envsoft.2006.02.001
24. Zhu B, Wang X, Rioual P. Multivariate indications between environment and ground water recharge in a sedimentary drainage basin in northwestern China. *J Hydrol*. 2017 Jun;549:92-113. doi: 10.1016/j.jhydrol.2017.03.058
25. Khalil B, Ouarda TBMJ. Statistical approaches used to assess and redesign surface water-quality monitoring networks. *J Environm Monit*. 2009 Oct;11:1915-29. doi: 10.1039/B909521G
26. Wang X, Cai Q, Ye L, Qu X. Evaluation of spatial and temporal variation in stream water quality by multivariate statistical techniques: a case study of the Xiangxi River basin, China. *Quaternary Int*. 2012;282:137-144. doi: 10.1016/j.quaint.2012.05.015
27. Hammer O, Harper DAT, Ryan PD. *Paleontological statistic*. Oslo (NO): University of Oslo; 2001 [acessado em 10 jan 2018]. Disponível em: <http://folk.uio.no/ohammer/past>
28. Empresa de Desenvolvimento Agropecuário de Sergipe (Emdagro). Pluviosidade [Internet]; 2024 [acessado em 10 jul 2024]. Disponível em: <https://emdagro.se.gov.br/pluviosidade>
29. Gibbs RJ. Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*. 1970 Dec;170(3962):1088-90. doi: 10.1126/science.170.3962.1088
30. Kim K. Long-term disturbance of groundwater chemistry following well installation. *Groundwater*. 2003 Dec;41:780-9. doi: 10.1111/j.1745-6584.2003.tb02419.x
31. Barzegar R, Moghaddam AA, NazemI AH, Adamowski, J. Evidence for the occurrence of hydrogeochemical processes in the groundwater of Khoy plain, northwestern Iran, using ionic ratios and geochemical modeling. *Environ Earth Sci*. 2018 Aug;77(16):1-17. doi: 10.1007/s12665-018-7782-y
32. Monteiro ASC, Silva EL, Alencar NRO, Cardoso CM, Silva IS, Nascimento RS, Alves JPH. Geochemical modeling of the evaporation process in salinized reservoirs in the semi-arid region of Northeastern Brazil. *Rev Bras Recur Hídricos*. 2022 Jul;27:e21. doi: 10.1590/2318-0331.272220220018
33. Chapman D, editor. *Water quality assessments - A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2. ed. London: F & FN Spon Ltd; 1996.
34. Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). 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. Brasília (DF): Diário Oficial da União; 2005. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res\\_conama\\_357\\_2005\\_classificacao\\_corpos\\_agua\\_rtfcd\\_a\\_altrd\\_res\\_393\\_2007\\_397\\_2008\\_410\\_2009\\_430\\_2011.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf)