

Qualidade de sedimentos na Baía Babitonga e sua implicação na reabertura do Canal do Linguado (SC), Brasil

Environmental assessment of Baía Babitonga and implications for the reopening of the Linguado Canal (SC), Brazil

Cláudio Rudolfo **TURECK**^{1,7}; Leticia **HAAK**¹; Suelen Maria Beeck da **CUNHA**²; Anelise **DESTEFANI**³; Celso Voos **VIEIRA**⁴; Bianca Sung Mi **KIM**⁵; Tailisi Hoppe **TREVIZANI**⁶; Paulo Alves de Lima **FERREIRA**⁶ & Rubens **FIGUEIRA**⁶

RESUMO

A Baía Babitonga é considerada área prioritária para conservação e uso sustentável, de acordo com a Portaria MMA n.º 9, de janeiro de 2007, pois é local de reprodução, alimentação e crescimento de espécies protegidas e espécies ameaçadas de extinção e abriga uma das maiores florestas remanescentes de manguezais da América do Sul. Este trabalho teve como objetivo realizar um estudo de reconstrução ambiental do Canal do Linguado, buscando gerar subsídios para tomada de decisão pelos órgãos competentes quanto à abertura do Canal do Linguado. Foram analisados os níveis de arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) em conjunto com a geocronologia atual, obtida a partir das atividades dos radionuclídeos ²¹⁰Pb, utilizando o modelo CRS (Constant Rate of Supply). Os resultados obtidos nos quatro testemunhos analisados mostraram que as variações de metais nos perfis muito provavelmente ocorreram em consequência da ação de fechamento do Canal do Linguado na década de 1930, que modificou a hidrodinâmica de sedimentação da região. Conclui-se que as concentrações de metais encontradas estão abaixo dos valores nível 1 definidos pela Resolução Conama 454/2012. Os resultados fornecem um diagnóstico da qualidade do sedimento atual, possibilitando uma melhor compreensão do histórico ambiental da Baía Babitonga, a fim de balizar as próximas ações nesse ecossistema.

Palavras-chave: Baía Babitonga; elementos traço; sedimentos; testemunhos.

ABSTRACT

Babitonga Bay is considered a priority area for conservation and sustainable use according to MMA Portaria n. 9 of January 2007, as it is one of the largest remaining mangrove forests in South America. It is also considered a breeding, feeding and growth site for protected and endangered species. The objective of this work was to study the environmental reconstruction of the Linguado Channel, with the purpose of generating subsidies for decisions by the competent agencies about opening the Linguado Channel. The levels of arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb) and zinc (Zn) were analyzed

Recebido em: 19 out. 2023

Aceito em: 5 fev. 2024

¹ Laboratório de Aquicultura (LAQUA), Universidade da Região de Joinville (Univille), Rod. Duque de Caxias, n. 6365, Iperoba – CEP 89240-000, São Francisco do Sul, SC, Brasil.

² Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC, Brasil

³ Instituto Federal Catarinense (IFC), Araquari, SC, Brasil.

⁴ Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente, Univille, Joinville, SC, Brasil.

⁵ Laboratório de Metais no Ambiente Marinho (LaMar), Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, PE, Brasil.

⁶ Laboratório de Química Inorgânica Marinha (LaQIMar), Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, Brasil.

⁷ Autor para correspondência: claudiotureck@univille.br.

together with the current geochronology, obtained from the activities of the ^{210}Pb radionuclides using the CRS (Constant Rate of Supply) model. The results obtained from the 4 samples analyzed showed that the variations in metals in the profiles probably occurred due to the closing of the Linguado Channel in the 1930s, which affected the hydrodynamics of sedimentation in the region. It is concluded that the concentrations of metals found are below the level 1 values defined by Conama Resolution 454/2012. The results provided a diagnosis of the current sediment quality, enabling a better understanding of the environmental history of Babitonga Bay, to guide the next actions in this ecosystem.

Keywords: Babitonga Bay; samples; sediments; trace elements.

INTRODUÇÃO

No Brasil, os estuários são historicamente atingidos pela introdução de metais provenientes de fontes antrópicas (PERINA & ABESSA, 2020), especialmente aqueles que se localizam próximos a centros de alta densidade populacional, com portos e indústrias (CLARK, 2001; PERINA & ABESSA, 2020). A introdução, direta ou indireta, tanto de elementos orgânicos quanto inorgânicos pode apresentar efeitos deletérios à saúde humana, em virtude dos efeitos nocivos aos recursos vivos (BURTON & MACPHERSON, 1995; HO & BURGESS, 2013), da diminuição da qualidade da água e redução dos atrativos naturais, causando conseqüentemente danos no âmbito econômico e social (AMIARD-TRIQUET & RAINBOW, 2009; MOFIJUR *et al.*, 2021; BENNETT *et al.*, 2023).

O estuário da Baía Babitonga, considerado o maior do estado de Santa Catarina, é reconhecido tanto por sua importância ecológica e econômica quanto por seus aspectos históricos. Totalizando uma população de aproximadamente 748 mil habitantes e uma área de 1.400 km² (IBGE, 2022), a região está posicionada entre as economias mais dinâmicas do estado catarinense, com destaque aos setores metalomecânico, têxtil e plástico (IBGE, 2022), contribui com um PIB de R\$ 49 bilhões (2020) e é responsável por 36,3% do que é produzido pela indústria do estado (FIESC, 2019). Apesar da economia pulsante, o baixo investimento em tratamento de esgoto doméstico é destaque (IBGE, 2022). No âmbito ecológico, a região abriga uma das maiores florestas de manguezais da América do Sul (VIEIRA & HORN FILHO, 2017; DESTEFANI & RESGALA, 2019) e está inserida no bioma mata atlântica, sendo área prioritária para conservação e uso sustentável, de acordo com a Portaria MMA n.º 9, de 24 de janeiro de 2007 (BRASIL, 2007).

Sua importância histórica advém de obras de engenharia. Na década de 1930 ocorreu a construção de um dique para dar suporte a um ramal ferroviário que cortou a Ilha João Dias no Canal do Linguado em duas porções: norte e sul. Essa obra transformou a Ilha de São Francisco em uma península, interrompendo a ligação do Canal do Linguado com o Oceano. Seu objetivo era escoar a produção manufaturada da região norte catarinense até o Porto de São Francisco do Sul. A porção norte, de maior largura (com 600 metros), sofreu aterramento total em 1907, reduzindo a seção de vazão apenas para a porção sul do Canal do Linguado. Em virtude de problemas estruturais na ponte ferroviária, a partir de 1933 ocorreu o fechamento total do Canal do Linguado, finalizado em 1935. A interrupção dessa conexão trouxe profundas modificações na hidrodinâmica desse ecossistema, principalmente pelo acúmulo de sedimentos. Estudos realizados desde a década de 1980 evidenciaram impactos negativos na qualidade da água, dos sedimentos e na composição da fauna e da flora do local, com conseqüente queda na produtividade pesqueira (INPH, 1985; CREMER *et al.*, 2006; FRANKLIN DA SILVA, 2011; DESTEFANI, 2017). Como conseqüência também foram observados diminuição do potencial de navegabilidade, acúmulo de sedimentos próximos ao dique situado na Rodovia BR-280 e diminuição da circulação das águas (INPH, 1985; CREMER *et al.*, 2006; SILVA, 2011). No Canal do Linguado do Balneário Barra do Sul em sua ligação com o Oceano Atlântico, a dominância da ação das ondas e, conseqüentemente, do transporte litorâneo favoreceu o processo de assoreamento da barra, o que exigiu obras de engenharia para a manutenção do acesso ao oceano (INPH, 1985; SILVA, 2011).

Diante dos problemas causados pela obstrução do canal e da expansão urbana, diferentes projetos e estudos relacionados à viabilidade e às alternativas de reabertura foram desenvolvidos. Entre elas, a abertura de um canal paralelo, a implantação de comportas e a reabertura por meio

de um canal de 70 metros de largura no aterro sul com dragagem de até 4 metros de profundidade (INPH, 1985; CREMER *et al.*, 2006; SILVA, 2011). Tais estudos buscavam os possíveis riscos associados à reabertura do canal. O Instituto de Pesquisas Hidroviárias (INPH) e a Empresa de Portos do Brasil S.A. (Portobrás) realizaram um trabalho intitulado “Canal do Linguado – SC: estudo da reabertura dos aterros”, em 1983. O INPH apresentou o documento “Relatório de análise das alternativas de reabertura do Canal do Linguado conjugado com melhorias de sua barra”, realizando 18 simulações com base em diferentes alternativas de abertura (INPH, 1985). Em 1986, a Associação de Preservação e Equilíbrio do Meio Ambiente de Santa Catarina (Aprema) apresentou o “Relatório sobre os impactos ambientais no ecossistema estuarino do Canal do Linguado”, como contribuição à proposta de reabertura do canal, que propunha a abertura de um canal escavado na rocha da Ilha do Linguado (CREMER *et al.*, 2006). De uma forma geral, essas pesquisas apontaram que as alterações na hidrodinâmica da Baía Babitonga causaram mudança na velocidade e direção das correntes na região (CREMER *et al.*, 2006; SILVA, 2011) e perda de profundidade de canais com prejuízos à navegação e consequente necessidade de aumento de atividades de dragagens.

Embora confirmados os aspectos negativos do fechamento do canal, restam dúvidas sobre os impactos e a viabilidade de uma possível reabertura do aterro do Canal do Linguado após mais de 90 anos. Desde o fechamento muito se discute sobre uma possível reabertura, mas até o momento nenhum estudo foi suficientemente conclusivo para embasar uma tomada de decisão segura quanto à reabertura e aos impactos futuros para a região, se permanecer fechado. Diante disso, o presente estudo teve como objetivo principal avaliar a qualidade do sedimento da Baía Babitonga por meio da caracterização geoquímica de metais e semimetais em testemunhos sedimentares. Dessa forma, pretende-se trazer informações relevantes para dar suporte às tomadas de decisão relacionadas à reabertura do canal.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O estuário da Baía Babitonga (figura 1), situado na porção norte do litoral catarinense, abrange os municípios de Joinville, Itapoá, Araquari, Garuva, Balneário Barra do Sul e São Francisco do Sul. A baía pode ser segmentada em três setores: canal principal na direção NE/SW comunicando-se com o ceano, com aproximadamente 3,8 km de largura e profundidades atingindo 28 metros (FRANKLIN DA SILVA, 2011), e dois eixos alongados no sentido SE/NW, mais estreitos, com largura máxima de 1,5 km e profundidade de até 4 metros, ao norte o Canal do Palmital e ao sul o Canal do Linguado (VIEIRA *et al.*, 2008). A baía pode ser enquadrada como um complexo estuarino raso, onde aproximadamente 75% das feições geomorfológicas de fundo se encontram até 5 m de profundidade (VIEIRA & HORN FILHO, 2017).

O Canal do Linguado (figura 1) compreende a porção sul da Baía Babitonga (26°02' – 26°28'S e 48°28' – 48°50'W). Nessa região, a coluna da água apresenta padrões comportamentais de ambiente mixoalino que favorece a floculação e precipitação do material particulado em suspensão. Essa característica estuarina aliada à presença dos diques favorece a deposição de um grande volume de sedimento fino e, por consequência, maiores teores de carbono orgânico total (COT) e argila minerais propensos a uma maior retenção dos químicos, além de matéria orgânica e nutrientes (DESTEFANI & RESGALLA JR, 2019).

AMOSTRAGEM

Na figura 1 é apresentada a localização dos pontos de coleta dos quatro testemunhos coletados. O ponto 2 encontra-se na região do Balneário Barra do Sul e não apresenta volumes significativos de sedimentos acumulados. O ponto 5 localiza-se na foz do Rio Parati, que atravessa a cidade de Araquari. O ponto 7 está localizado próximo ao dique, na porção norte do Canal do Linguado; o ponto 8, na porção sul.

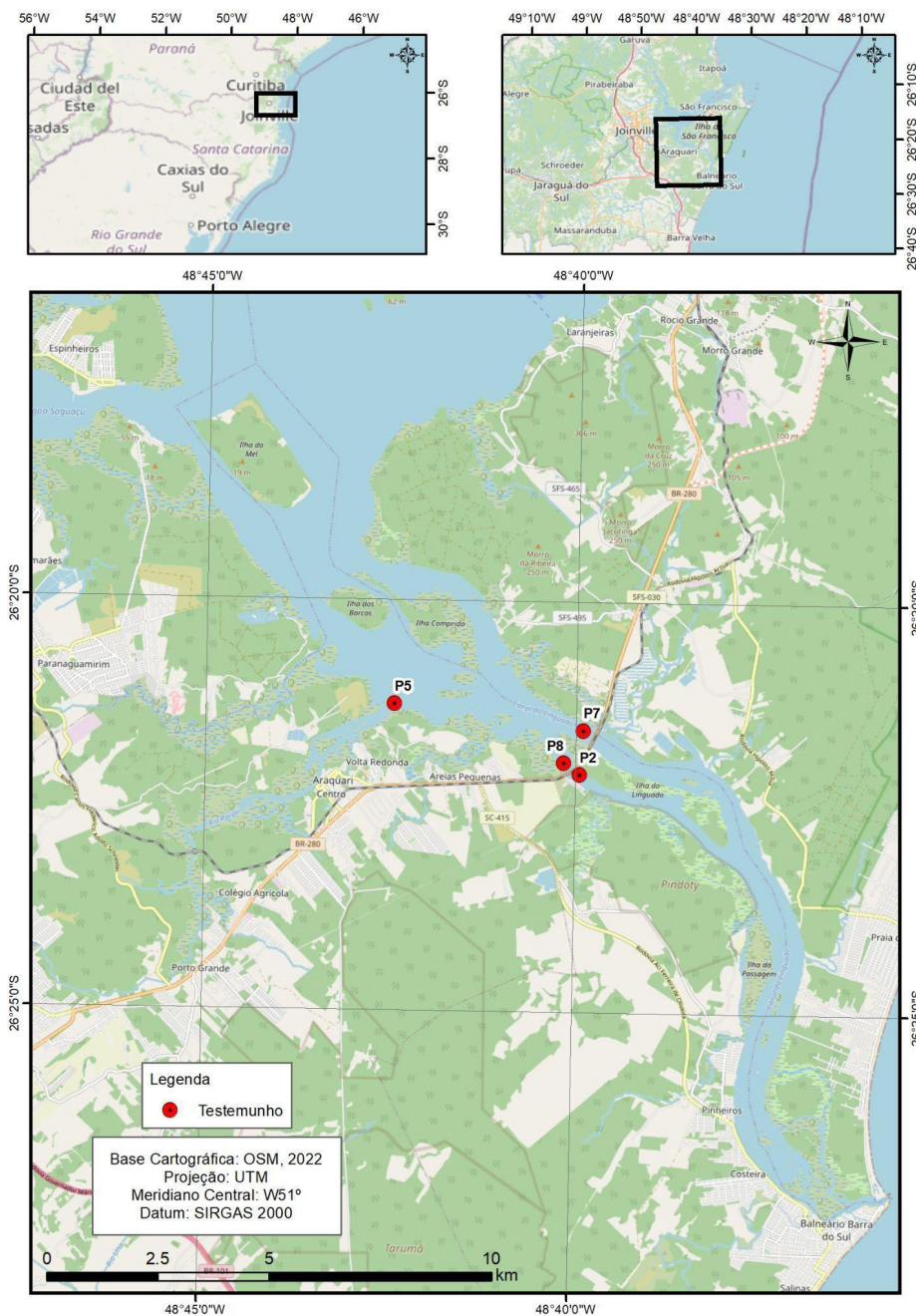


Figura 1 – Localização dos pontos de amostragem na Baía Babitonga. Fonte: primária.

Para a coleta utilizou-se um amostrador do tipo *vibracore*. A localização e o comprimento de cada testemunho constam da tabela 1. De modo a evitar contaminações, o equipamento de coleta e os *liners* foram limpos com detergente livre de fosfato, enxaguados com água deionizada para, então, serem embalados. Em campo, antes de cada coleta, o equipamento foi ambientado com água do próprio local.

Após a coleta dos testemunhos, os *liners* foram retirados de dentro do tubo de aço inoxidável, fechados com tampas de policloreto de vinilo (PVC) e lacrados com fitas adesivas. Identificaram-se os testemunhos com código do local, comprimento, data e hora da coleta. No laboratório foram armazenados em câmara fria (4°C) até a análise. Os testemunhos foram analisados no Laboratório de Química Inorgânica Marinha do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (LaQIMar – IOUSP).

As colunas foram subamostradas de 2 em 2 centímetros até a profundidade de 100 cm e de 4 em 4 centímetros até a base. Esses estratos foram submetidos a análises químicas, totalizando 80

subamostras em cada testemunho. Na tabela 1 são apresentadas a localização e as especificações dos testemunhos.

Tabela 1 – Localização geográfica, comprimento e número de amostras analisadas de cada testemunho coletado na Baía Babitonga.

| Testemunho | Latitude | Longitude | Comprimento |
|------------|-------------|-------------|-------------|
| T2 | 26°22.105'S | 48°39.946'W | 300 cm |
| T5 | 26°21.272'S | 48°42.458'W | 316 cm |
| T7 | 26°21.567'S | 48°39.903'W | 422 cm |
| T8 | 26°21.964'S | 48°40.160'W | 370 cm |

PARTE EXPERIMENTAL

Com a finalidade de determinar apenas elementos disponíveis, eliminando a fração residual, a digestão parcial ácida foi realizada conforme o método SW 846 US EPA 3050b (USEPA, 1996). Tal método corresponde à lixiviação das amostras por ataque ácido, cujos elementos ligados ao material orgânico sedimentar, hidróxidos de Fe/Mn, carbonato e adsorvido nos grãos ficam em solução, para depois serem quantificados por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). O ICP-OES é um equipamento que realiza a determinação de múltiplos elementos em uma mesma corrida analítica. Para o presente estudo, utilizou-se um ICP-OES da marca Varian, modelo 710-ES.

Para a validação do método, o material de referência certificado SS-2 (140-025-002; lote: S150827031; EnvironMAT Contaminated Soil) foi submetido ao mesmo procedimento (tabela 2). Os resultados obtidos mostraram que o método evidenciou precisão e exatidão atestadas pelos valores de recuperação entre 88-139% e coeficientes de variação de 3 a 17%. O Cd foi o único elemento que apresentou valores abaixo do limite de detecção do método.

Tabela 2 – Parâmetros descritivos (média, desvio padrão – SD, coeficiente de variação – CV) e valores certificados do material de referência certificado SS-2.

| Elemento | Valor certificado | Int. confiança certificado | Média ± SD | Recuperação (%) | CV (%) | Int. confiança |
|----------|-------------------|----------------------------|--------------|-----------------|--------|----------------|
| Al | 9548 | 9254 – 9842 | 10410 ± 1129 | 109 | 11 | 9225 – 11595 |
| As | 3,36 | 3,18 – 3,53 | 3,3 ± 0,5 | 105 | 13 | 2,8 – 4,3 |
| Cd* | 0,91 | 0,88 – 0,94 | 1,3 ± 0,1 | 139 | 9 | 1,1 – 1,4 |
| Cr | 92,6 | 88,4 – 96,7 | 101 ± 11 | 109 | 11 | 87 – 115 |
| Cu | 120 | 118 – 122 | 121 ± 11 | 100 | 9 | 107 – 134 |
| Fe | 23083 | 22486 – 23680 | 24085 ± 4056 | 104 | 17 | 19828 – 28341 |
| Ni | 25,1 | 24,5 – 25,6 | 23,5 ± 1,6 | 93 | 7 | 21,8 – 25,2 |
| Pb | 244 | 239 – 250 | 214 ± 5 | 88 | 3 | 208 – 221 |
| V | 30 | 29,2 – 30,7 | 31 ± 2 | 103 | 8 | 28 – 34 |
| Zn | 281 | 274 – 288 | 282 ± 23 | 101 | 8 | 254 – 311 |

* Valor informativo

Os resultados dos teores de metais e semimetais (As, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) foram comparados com a resolução brasileira (Resolução Conama n.º 454/2012). A Resolução “estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional” (CONAMA, 2012) e dispõe de dois níveis: (a) nível 1 – limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota; b) nível 2 – limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota, para águas doces, salobras e salinas (tabela 2).

Tabela 3 – Valores respectivos aos níveis 1 e 2 para água salina/salobra da Resolução Conama n.º 454/2012

| Elemento | Nível 1 (mg.kg ⁻¹) | Nível 2 (mg.kg ⁻¹) |
|----------|--------------------------------|--------------------------------|
| As | 19 | 70 |
| Cd | 1,2 | 7,2 |
| Pb | 46,7 | 218 |
| Cu | 34 | 270 |
| Cr | 81 | 370 |
| Hg | 0,3 | 1,0 |
| Ni | 20,9 | 51,6 |
| Zn | 150 | 410 |

A geocronologia das amostras foi realizada pelo Laboratório de Espectrometria Gama (LEG) da Universidade de São Paulo seguindo os métodos adaptados por Ferreira *et al.* (2015) e Figueira *et al.* (2007).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As figuras 2 a 5 mostram os teores de metais e semimetais (As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) com a geocronologia, com destaque para a data da construção do dique no Canal do Linguado (1935; linha vermelha vertical), e os valores do nível 1 estabelecidos pela Resolução Conama n.º 454/2012 (linha vermelha horizontal), para os quatro testemunhos na Baía Babitonga.

Observam-se para o T2 uma tendência mais linear dos metais e uma diminuição a partir do ano de 2006. Os elementos apresentaram os menores teores quando comparados aos demais perfis. A construção do dique não teve influência na concentração ou deposição dos metais e semimetais avaliados.

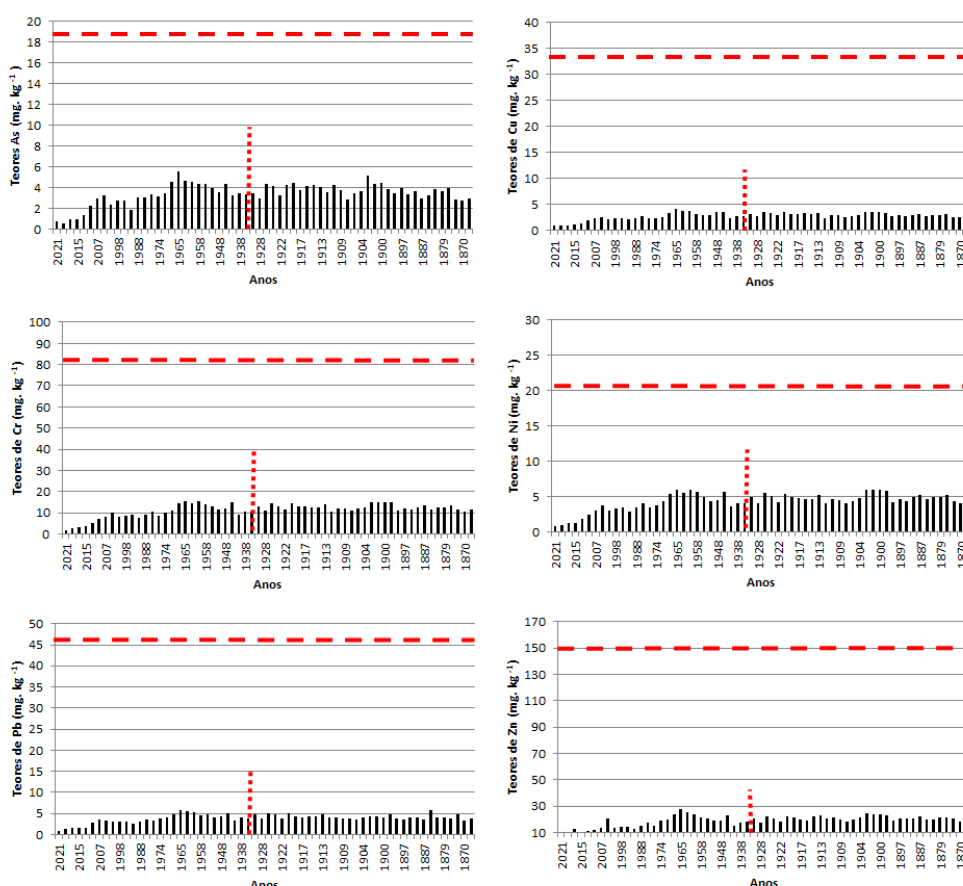


Figura 2 – Níveis de metais e As mg kg⁻¹ no testemunho 2 (Canal do Linguado do lado do Balneário Barra do Sul), com destaque na linha vermelha para os valores máximos do nível 1 da Resolução Conama n.º 454/2012 para águas salobras e salinas e destaque para o ano do fechamento do Canal do Linguado porção sul (1935). Fonte: primária.

Os elementos presentes nas amostras do T5 exibiram maior concentração dos elementos potencialmente contaminantes antes do ano do fechamento do Canal do Linguado Sul (1935). A construção do dique alterou a hidrodinâmica do local, o que possibilitou uma maior dispersão dos poluentes.

Analisando os dados da geocronologia, o testemunho 5 apresentou uma leve tendência de aumento das concentrações de Zn, Pb, Ni, Cu a partir do ano de 1975. Essa tendência pode estar atribuída ao desenvolvimento econômico da região, que teve um aumento substancial na estrutura fundiária entre os anos 1975 e 1995 (SDR, 2003). Além disso, na Bacia Hidrográfica do Rio Parati existem diversas indústrias localizadas do ramo metalomecânico e de galvanoplastia que podem também favorecer o enriquecimento desses elementos. A região de Santa Catarina recebeu nos anos 2000 um alto investimento do setor automobilístico acompanhado de incentivos fiscais para pequenas e médias empresas, principalmente na região de Araquari (ORJECOSKI, 2019).

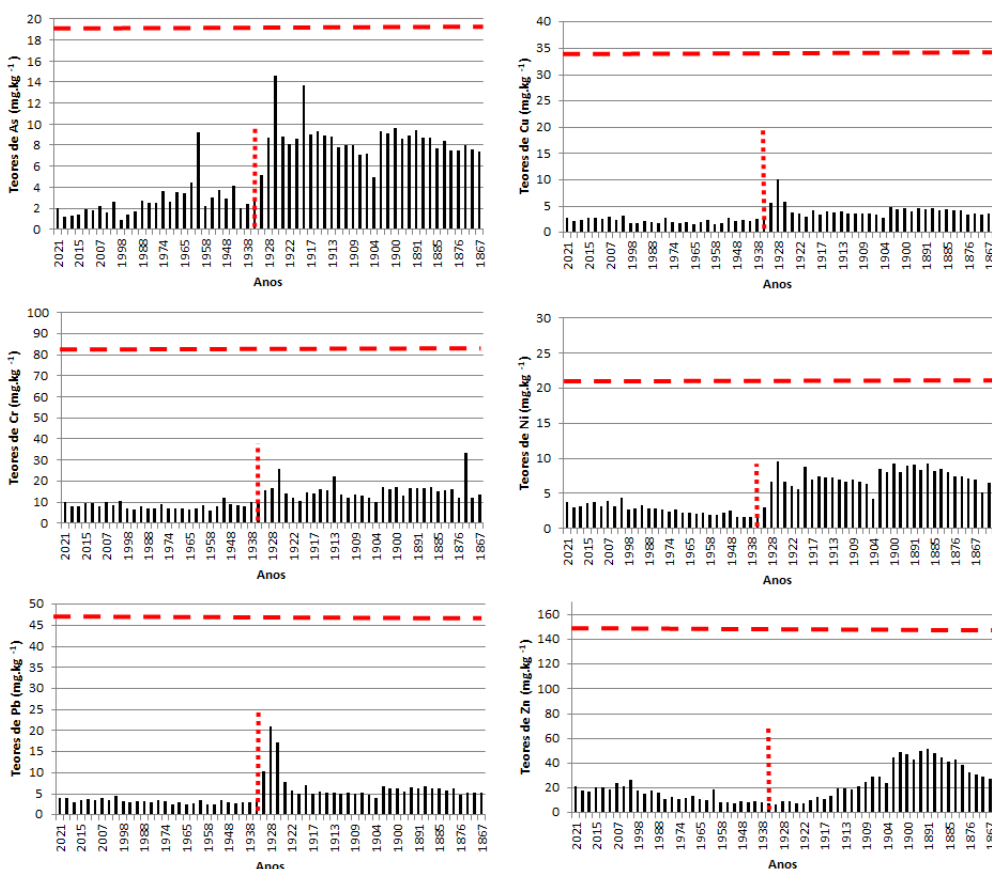


Figura 3 – Níveis de metais e As (mg kg^{-1}) no testemunho 5 (próximo à foz do Rio Parati), com destaque na linha vermelha para os valores máximos do nível 1 da Resolução Conama n.º 454/2012 para águas salobras e salinas e destaque para o ano do fechamento do Canal do Linguado porção sul (1935). Fonte: primária.

Os perfis dos elementos nos testemunhos 7 e 8 (figuras 4 e 5) apresentaram tendências muito semelhantes. No T7, para todos os metais e semimetais analisados, ocorreu um aumento na concentração. Contudo essa tendência de aumento aconteceu próximo ao ano de 1913, seis anos após seu fechamento (1907). Em contraposição, no testemunho 8, a evidência do seu fechamento e a concentração dos teores de poluentes são mais nítidas, em que se observa, para todos os elementos avaliados, maior concentração a partir do ano de 1935, ano do fechamento do Canal na porção sul.

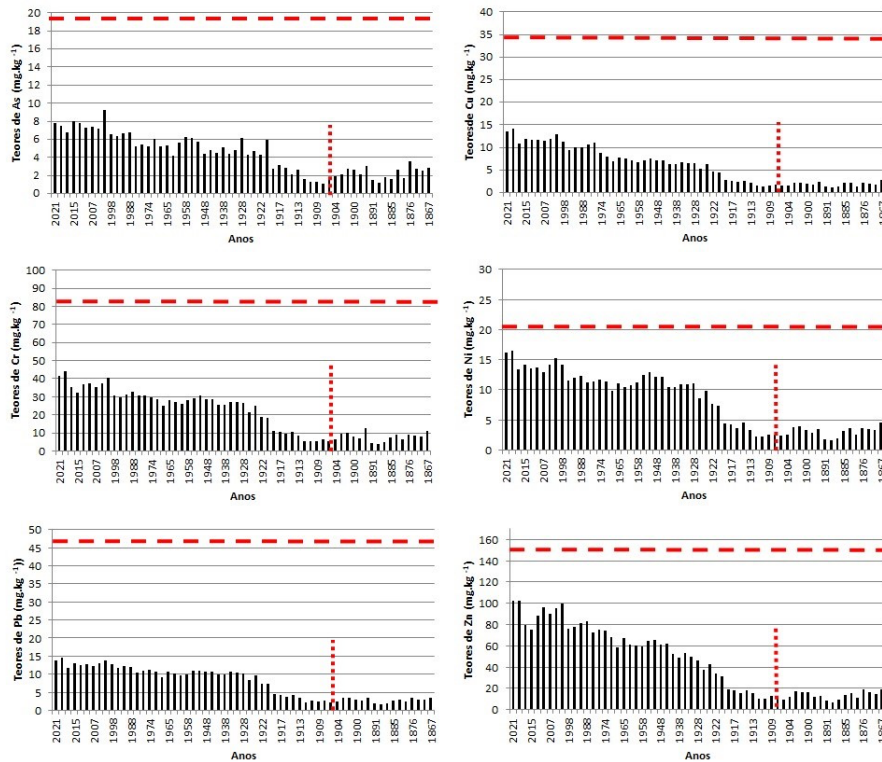


Figura 4 – Níveis de metais e As (mg kg^{-1}) no testemunho 7 (próximo ao dique na porção norte do Canal do Linguado), com destaque na linha vermelha para os valores do nível 1 da Resolução Conama n.º 454/2012 para águas salobras e salinas e destaque para o ano do fechamento do Canal do Linguado porção norte (1907). Fonte: primária.

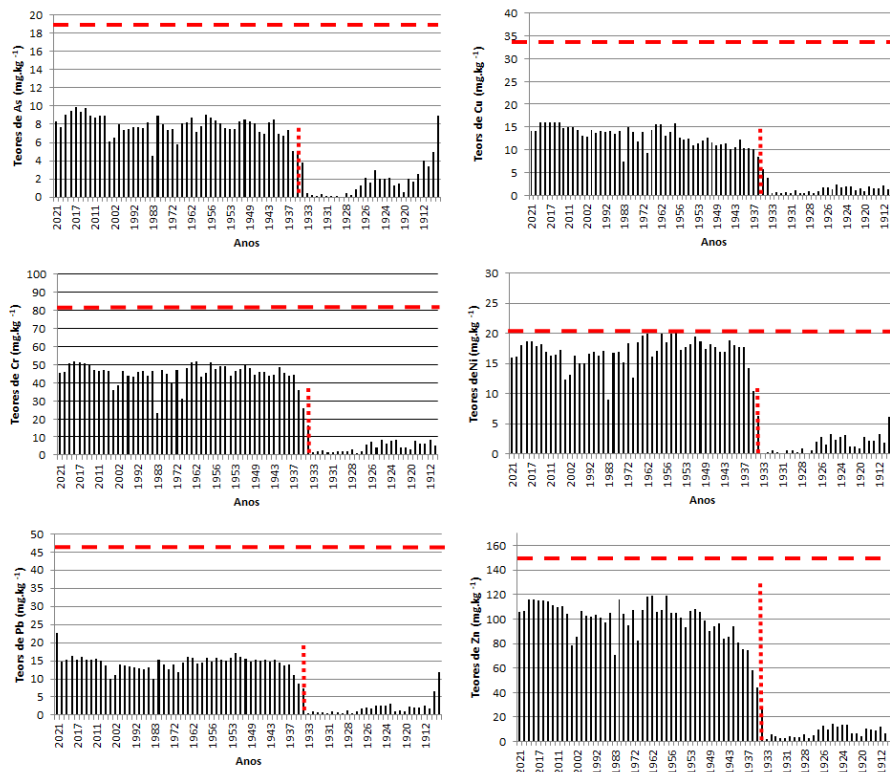


Figura 5 – Níveis de metais e As (mg kg^{-1}) no testemunho 8 (próximo ao dique na porção sul do Canal do Linguado), com destaque na linha vermelha para os valores do nível 1 da Resolução Conama n.º 454/2012 para águas salobras e salinas e destaque para o ano do fechamento do Canal do Linguado (1935). Fonte: primária.

Em um ambiente natural, variações bruscas nos parâmetros físico-químicos de um testemunho normalmente marcam eventos em grande escala, como, por exemplo, vulcanismo e atividades antropogênicas (e.g., COSSA *et al.*, 2014; QI *et al.*, 2010; SOMMERFIELD & WHEATCROFT, 2007). No caso da Baía Babitonga, mesmo que a construção do dique não represente uma modificação em grande escala, é possível identificar um padrão de sedimentação distinto em camadas mais profundas, indicando modificações na hidrodinâmica da região, como foi reportado por Franklin da Silva (2011), o qual encontrou um escoamento hídrico próximo de zero na área do aterro.

Estudos realizados por Destefani & Resgalla Jr. (2019) indicam que os sedimentos próximos ao dique do Linguado, além de suas características inerentes a um ambiente estuarino, têm valores elevados de carbono orgânico total, carbonatos, nutrientes (N e P), silte, argila e matéria orgânica. Tal característica possibilita uma maior capacidade de retenção de químicos. Importante ressaltar que o tamanho do grão está relacionado com a capacidade de coesão e sorção das partículas, tornando-se progressivamente mais importante conforme o tamanho de grão diminui. A superfície de contato promove maior sorção de elementos orgânicos e inorgânicos, tanto de origem natural como antropogênica, logo, apresenta maiores concentrações de elementos potencialmente contaminantes (FÖRSTNER, 1990; LAMBERSON *et al.*, 1992; THOMPSON & LOWE, 2004). A baixa hidrodinâmica da região do Canal do Linguado potencializa a deposição de sedimentos de menor granulometria, estabelecendo condições adequadas para a adsorção de substâncias químicas orgânicas e inorgânicas, que, por consequência, configura esse ambiente como um sorvedouro, promovendo, assim, maiores teores de elementos potencialmente contaminantes na região, como demonstrado nos pontos T7 e T8.

Alguns estudos já reportaram que o fechamento do canal somado ao desenvolvimento do polo industrial e demográfico regional teve como consequência uma alteração da hidrodinâmica do local, o que promoveu intensa sedimentação no seu interior (DEMORI, 2008, VIEIRA *et al.*, 2008; FRANKLIN DA SILVA, 2011). Avaliando os dados juntamente com a geocronologia nos testemunhos T7 e T8, é possível observar que essas grandes variações ocorreram concomitantemente às ações de fechamento do Canal do Linguado. Dessa forma, é possível que essas modificações sejam atribuídas às ações antropogênicas de maneira indireta, as quais modificaram a dinâmica de sedimentação do canal.

Dos elementos analisados, temos diversas fontes antropogênicas. O arsênio, por exemplo, serve para a produção de pesticidas e conservantes de madeira (OSUNA-MARTINÉZ *et al.*, 2021), além de ser comumente encontrado em resíduos de mineração (ACQUAVITA *et al.*, 2021). A grande maioria dos metais é amplamente utilizada no setor industrial, como na formação do latão e ligas metálicas utilizando Cu e Zn (HEWITT & WALL, 2000; ZHUANG & GAO, 2014) e na galvanoplastia (Ni e Pb) (CHE *et al.*, 2023; DI BARI, 2000). Mesmo com a atribuição de uma ação antropogênica e com uma tendência de aumento marcadamente na época de construção do dique, os elementos, quando comparados à Resolução Conama 454/2012, indicaram teores abaixo do nível 1 para águas salobras e salinas. Isso significa que os resultados encontrados apresentam uma menor probabilidade de efeitos adversos à biota quando dragados. Entretanto salienta-se que a Resolução Conama n.º 452/2012 estabelece a necessidade da avaliação de outras substâncias, como os orgânicos (pesticidas organoclorados, bifelinas policloradas, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos), nutrientes (nitrogênio e fósforo), caracterização ecotoxicológica e o metal mercúrio, que não foram avaliados nesta etapa da pesquisa.

Metais e semimetais ocorrem naturalmente no meio ambiente e são provenientes de inúmeras fontes, como o intemperismo e erosão do solo, ocasionando concentrações variadas em diferentes regiões geográficas (JENG & BERGSETH, 1992). No ambiente, a especiação de metais é governada por parâmetros físico-químicos, como o pH, capacidade de troca catiônica e potencial redox (SAHUQUILLO *et al.*, 2003). No sedimento, atributos geoquímicos influenciam na sua distribuição e mobilidade. Dessa forma, a forma química na qual ele se encontra é um conjunto de características biogeoquímicas do sistema que define seu potencial toxicológico e também sua capacidade de redistribuição (SAKAN *et al.*, 2009). Vale ressaltar que a modificação de qualquer parâmetro ocasionada tanto por processos naturais ou antropogênicos, como o fechamento de um canal, como é reportado aqui, ou mesmo a reabertura do canal, como é previsto, pode redistribuir esses elementos para a coluna d'água.

Uma comparação de todos os valores obtidos com outras regiões portuárias foi realizada (tabela 3). O Estuário de Santos e São Vicente assemelha-se à Baía Babitonga no âmbito socioeconômico e já é reconhecido pela alta influência antropogênica dada pelo complexo industrial de Cubatão e às atividades portuárias do Porto de Santos (e.g., KIM *et al.*, 2019; KIM *et al.*, 2020). Esse estuário apresentou menores valores de As, Cr e Ni que na Baía Babitonga, porém Cu, Pb e Zn apresentaram-se maiores, até mesmo maiores do que estabelece a Resolução Conama n.º 454/2012 para o nível 1 em águas salobras e salinas. Tendo em vista ambientes como a Baía de Paranaguá e a Baía do Araçá, considerados não contaminados graças tanto à hidrodinâmica como à granulometria, a Baía Babitonga evidenciou maiores valores para todos os metais.

Tabela 3 – Comparação dos níveis obtidos dos elementos potencialmente contaminantes (mg kg⁻¹) com outras regiões portuárias do Brasil e a Resolução Conama 454/2012. Legenda: ^a Kim *et al.* (2019); ^b Angeli *et al.* (2020); ^c Kim *et al.* (2018); ^d Buruaem *et al.* (2012); ^e Conama (2012). * Os valores designam os níveis 1 e 2 estipulados pela Resolução.

| Localização | Teores de metais e semimetais (mg kg ⁻¹) | | | | | |
|---|--|------------|--------------|--------------|--------------|-------------|
| | As | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
| Estuário de Santos e São Vicente, SP ^a | 0,3 – 14,7 | 2,5 – 44,7 | 0,5 – 48,8 | 0,9 – 19,3 | 1,3 – 64,0 | 5,8 – 912 |
| Baía de Paranaguá, PR ^b | 0,13 – 32,3 | 0,7 – 43,7 | 0,1 – 16,5 | 0,2 – 16,3 | 0,4 – 18,8 | 2,0 – 66,0 |
| Baía do Araçá, SP ^c | 1,3 – 14,7 | 7,4 – 40,2 | 1,4 – 1,72 | 2,9 – 17,6 | 2,0 – 18,1 | 12,1 – 68,0 |
| Baía de Mucuripe, CE ^d | - | 3,3 – 50,1 | <0 – 16,8 | <2 – 21,5 | <2 – 3,6 | 25 – 583 |
| Conama 454/2012 ^{e*} | 19 – 70 | 81 – 370 | 34 – 270 | 20,9 – 51,6 | 46,7 - 218 | 150 – 410 |
| Baía Babitonga, SC | <1,2 – 43,9 | 1,2 – 61,1 | <0,42 – 30,5 | <0,89 – 21,6 | <0,89 – 22,8 | 2,0 – 154,9 |

Com base nos resultados obtidos foi possível fazer uma relação direta entre o aumento da concentração dos metais avaliados e o período de início da industrialização do município de Joinville. Da mesma forma fica evidente que as concentrações deixaram de aumentar a partir da década de 1990, quando a fiscalização e o controle ambiental sobre as atividades produtivas passaram a ser mais eficazes.

Com os resultados obtidos nos quatro testemunhos juntamente com a geocronologia, foi possível traçar o histórico de deposição de metais e identificar profundas modificações a partir das camadas datadas do ano de fechamento do Canal do Linguado. O aumento dos metais pode ser atribuído a modificações da granulometria ao longo do tempo. Essas modificações muito provavelmente são consequência da modificação da hidrodinâmica de sedimentação da região. Além de mudanças no padrão de sedimentação, o fechamento do Canal do Linguado pode ter causado maior introdução de metais, em virtude do aumento da ocupação do solo, decorrente da forte industrialização e urbanização da região. Há a possibilidade de a introdução de metais ter ocorrido antes do fechamento do Canal do Linguado, porém a hidrodinâmica da região não apresentava condições favoráveis para a deposição do sedimento.

CONCLUSÃO

Mesmo não havendo concentrações consideradas alarmantes, de acordo com regulamentação brasileira, deve-se considerar que a abertura do canal levaria à dispersão de grande quantidade de sedimento que ali se acumulou. Tal sedimento, em contato com outros parâmetros físico-químicos, poderia modificar a especiação, disponibilizando-os.

Para determinar a viabilidade ou não da reabertura do canal, mais informações são necessárias. Dentre essas informações destacamos uma modelagem dos potenciais impactos da abertura sobre as margens do canal, custos operacionais e impactos de uma eventual dragagem, bem como o detalhamento de obras de engenharia necessárias. Outra questão de grande importância é um prognóstico sobre o futuro da Baía Babitonga se o canal permanecer fechado.

Embora a região estudada não apresentasse níveis de metais avaliados em sedimentos altos, sugere-se que outros estudos sejam realizados, como avaliação da concentração de mercúrio e análises geoquímicas abordando orgânicos (hidrocarbonetos, POPs, coprostanol e outros) para analisar poluentes emergentes e outros tipos de atividade antrópica. Pesquisas que analisem índices, como riqueza, diversidade e equitabilidade dos organismos bentônicos, são recomendadas para determinar a qualidade do sedimento estudado.

AGRADECIMENTOS

À Universidade da Região de Joinville (Univille); ao Instituto Federal Catarinense (IFC); ao Instituto Oceanográfico/Universidade de São Paulo (IO/USP); à Câmara Técnica Canal do Linguado; ao Grupo Pró-Babitonga (GPB); ao Ministério Público Federal (MPF/Joinville, SC); à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp) – n.º 2021/09078-9.

REFERÊNCIAS

- Abdel Ghani, S., Shobier, A., Shreadah, M. Assessment of arsenic and vanadium pollution in surface sediments of the Egyptian Mediterranean coast. *International Journal of Environmental Technology and Management*. 2013; 16: 82-101.
doi:10.1504/IJETM.2013.050673
- Acquavita, A., Floreani, F., Covelli, S. Occurrence and speciation of arsenic and mercury in alluvial and coastal sediments. *Current Opinion in Environmental Science & Health*. 2021; 22: 100272.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100272>
- Al Rashdi S., Arabi A. A., Howari, F. M., Siad, A. Distribution of heavy metals in the coastal area of Abu Dhabi in the United Arab Emirates. *Marine Pollution Bulletin*. 2015; 97: 494-498.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.052>
- Amiard-Triquet, C., Rainbow, P. S. (ed.). *Environmental assessment of estuarine ecosystems: a case study*. CRC Press; 2009.
- Angeli, J. F. L., Kim, B. S. M., Paladino, I. M., Nagai, R. H., Martins, C. C., Mahiques, M. M. Statistical assessment of background levels for metal contamination from a subtropical estuarine system in the SW Atlantic (Paranaguá Estuarine System, Brazil). *Journal of Sedimentary Environments*. 2020; 5: 137-150.
doi: <https://doi.org/10.1007/s43217-020-00008-5>
- Appleby, P. G. & Oldfield, F. The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported 210Pb to the sediment. *Catena*. 1978; 5: 1-8.
doi: [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(78\)80002-2](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(78)80002-2)
- Begy, R., Cosma, C., Timar, A. Recent changes in Red Lake (Romania) sedimentation rate determined from depth profiles of 210Pb and 137Cs radioisotopes. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009; 100: 644-648.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.05.005>
- Bennett, N. J., Alava, J. J., Ferguson, C. E., Blythe, J., Morgera, E., Boyd, D. & Côté, I. M. Environmental (in) justice in the Anthropocene ocean. *Marine Policy*. 2023; 147: 105383.
- Brasil. Portaria n.º 9, de 24 de janeiro de 2007. Dispõe sobre o reconhecimento de áreas prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. DOU, Brasília, DF; 24 jan. 2007.

- Brasil. Portaria n.º 444, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da “Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção”. Brasília, DF; 17 dez. 2014.
- Burton, G. A., MacPherson, C. Sediment toxicity testing issues and methods. In: Handbook of ecotoxicology. v. 5. 1995. p. 70-103.
- Che, K., Zhu, X., Tang, G., Zhao, M., Pan, J. In situ electroplating of Ir@carbon cloth as high-performance selective oxygen evolution reaction catalyst for direct electrolytic recovery of lead. *Catalysts*. 2023; 13(2): 322. doi: <https://doi.org/10.3390/catal13020322>
- Clark, R. B. Marine pollution. 5 ed. USA: Oxford University Press; 2001. 237 p.
- Clifton, R. J., Watson, P. G., Davey, J. T., Frickers, P. E. A study of processes affecting the uptake of contaminants by intertidal sediments, using the radioactive tracers: ⁷Be, ¹³⁷Cs and unsupported ²¹⁰Pb. *Estuarine, Coastal and Shelf Research*. 1995; 41: 459-474. doi: [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(95\)90004-7](https://doi.org/10.1016/0272-7714(95)90004-7)
- Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n.º 420, de 28 de dezembro 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>.
- Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n.º 454, de 1.º de novembro de 2012. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi= 693>.
- Cossa, D., Buscail, R., Puig, P., Chiffoleau, J. F., Radakovitch, O., Jeanty, G. Origin and accumulation of trace elements in sediments of the northwestern Mediterranean margin. *Chemical Geology*. 2014; 380: 61-73. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.04.015>
- Cremer, M. J. O estuário da Baía da Babitonga. In: Cremer, M. J., Morales, P. R. D. & Oliveira, T. M. N. (eds). Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga. Joinville: Editora Univille; 2006. p. 15-19.
- Cremer, M. J., Morales, P. R. D., Oliveira, T. M. N. de. Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga. Joinville: Editora Univille; 2006.
- Demori, J. Análise histórica da contaminação por metais pesados na Baía da Babitonga – SC. 2008. 94 f. [Dissertação de Mestrado]. Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí; 2008.
- Destefani, A. Avaliação de riscos ecológicos associado aos sedimentos acumulado no canal do Linguado Sul (Baía de Babitonga – SC). [Tese de Doutorado]. Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí; 2017.
- Destefani, A. & Resgalla Jr, C. Integrated evaluation of accumulated sediments in a buried channel of a subtropical estuary. *Regional Studies in Marine Science*. 2019; 25: 100453.
- Di Bari, G. A. Electrodeposition of nickel. *Modern Electroplating*. 2000; 5: 79-114.
- DNIT – Departamento Nacional de Infraestrutura de Transporte. Convênio DNIT/IME (Org.). Estudos ambientais da Baía da Babitonga – Canal do Linguado: relatório de impacto ambiental. São Francisco do Sul; 2004.166 p.
- Elkady, A. A., Sweet, S. T., Wade, T. L., Klein, A. G. Distribution and assessment of heavy metals in the aquatic environment of Lake Manzala, Egypt. *Ecological Indicators*. 2015; 58: 445-57. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.029>.
- Ferreira, P. A. L. Aplicação do modelo de migração vertical de ¹³⁷Cs para o cálculo de taxas de sedimentação recentes em ambientes costeiros. [Dissertação de Mestrado]. São Paulo: Universidade de São Paulo; 2014.
- Ferreira, P. A. L., Siegle, E., Schettini, C. A. F., Mahiques, M. M., Figueira, R. Statistical validation of the model of diffusion-convection (MDC) of ¹³⁷Cs for the assessment of recent sedimentation rates in coastal systems. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2015; 303(3): 2059-2071. doi: [10.1007/s10967-014-3622-z](https://doi.org/10.1007/s10967-014-3622-z)
- Ficker, C. História de Joinville: crônica da Colônia Dona Francisca. 2. ed. Joinville: Editora Letradágua; 2008.

Fiesc – Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina. Santa Catarina em dados: 2019. Florianópolis: Fiesc; 2019. 192 p.

Figueira, R. C. L. Inventário de radionuclídeos artificiais em água do mar e sedimentos da costa sul do Brasil. [Tese de Doutorado]. São Paulo: Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares; 2000.

Figueira, R. C. L., Tessler, M. G., Mahiques, M. M., Fukumoto, M. M. Is there a technique for the determination of sedimentation rates based on calcium carbonate content? A comparative study on the Southeastern Brazilian shelf. *Soils Found.* 2007; 47: 649-656.
doi: <https://doi.org/10.3208/sandf.47.649>

Filzmoser, P., Garrett, R. G., Reimann, C. Multivariate outlier detection in exploration geochemistry. *Computers & Geosciences.* 2005; 31: 579-587.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2004.11.013>

Förstner, U. Sediment criteria development. In: *Sediments and environmental geochemistry.* Springer Berlin Heidelberg; 1990. p. 311-338.

Franklin da Silva, F. Alterações morfodinâmicas no canal do linguado pela remoção do dique que o separa da Baía da Babitonga (SC). [Tese de Doutorado]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul; 2011.

Fundação IPPUJ. Joinville, cidade em dados 2016. Joinville; 2016. 158 p.

Geoconsultores Engenharia e Meio Ambiente LTDA. Estudo de impacto ambiental, visando ao licenciamento ambiental prévio para a implantação da linha de distribuição em 138kV Joinville SC – São Francisco do Sul (Trecho II). Dezembro de 2017. 584 p.

Hai, X., Li, A., Liangcheng, T., Zhisheng, A. Geochronology of a surface core in the northern basin of Lake Qinghai: Evidence from ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs radionuclides. *Chinese Journal of Geochemistry.* 2006; 25: 301-306.
doi: <https://doi.org/10.1007/s11631-006-0301-y>

Hernández-Crespo, C. & Martín, M. Determination of background levels and pollution assessment for seven metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe, Mn) in sediments of a Mediterranean coastal lagoon. *Catena.* 2015; 133: 206-14.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.05.013>

Herut, B. & Sandler, A. Normalization methods for pollutants in marine sediments: review and recommendations for the Mediterranean. New York: Unep/MAP; 2006.

Hewitt, K. & Wall, T. The zinc industry. 1. ed. 2000.

Ho, K. T., Burgess, R. M. What's causing toxicity in sediments? Results of 20 years of toxicity identification and evaluations. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 2013; 32(11): 2424-2432.

Hoenicke, N. F. O Distrito Industrial de Joinville e suas implicações no processo de desenvolvimento industrial e na estruturação da cidade – 1975/2000. [Dissertação de Mestrado]. São Paulo: Universidade de São Paulo; 2001.

Hoenicke, N. F. O Distrito Industrial de Joinville/SC (1975-2007): análise crítica e propositiva. [Tese de Doutorado]. São Paulo: Universidade de São Paulo; 2018.

IARC – International Agency for Research on Cancer. Agents classified by the IARC monographs, v. 1, p. 103, 2012.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br>.

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Manifesto de apoio urgente à sustentabilidade da Baía da Babitonga e repúdio ao licenciamento do Porto Mar Azul em São Francisco do Sul – Santa Catarina. 2010.

Iglesias, C. M. F., Zeffass, H., Silva, M. A. S., Klein, C. Geologia e recursos minerais da folha Joinville – SH. 22-Z-B, escala 1:250.000, estado de Santa Catarina. Porto Alegre; 2011.

Inmetro – Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. Vocabulário internacional da metrologia: conceitos fundamentais e gerais e termos associados. 1. ed. luso-brasileira. Rio de Janeiro: Duque de Caxias; 2012.

INPH – Instituto Nacional de Pesquisas Hidroviárias. Relatório de análise das alternativas de reabertura do Canal do Linguado conjugado com melhorias de sua barra. Estudos de reabertura do Canal do Linguado. Relatório técnico. Rio de Janeiro; 1985. 108 p.

Instituto Trata Brasil. *Ranking* do saneamento. 2022. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2022/>.

Jeng, A. S. & Bergseth, H. Chemical and mineralogical properties of Norwegian alum shale soils, with special emphasis on heavy metal content and availability. *Acta Agriculturae Scandinavica B-Plant Soil Sciences*. 1992; 42(2): 88-93.

Jiang, J., Wang, J., Liu, S., Lin, C., He, M., Liu, X. Background, baseline, normalization, and contamination of heavy metals in the Liao River Watershed sediments of China. *Journal of Asian Earth Sciences*. 2013; 73: 87-94.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.jseaes.2013.04.014>

Jweda, J. & Baskaran, M. Interconnected riverine-lacustrine systems as sedimentary repositories: case study in southeast Michigan using ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs-based sediment accumulation and mixing models. *Journal of Great Lakes Research*. 2011; 37: 432-446.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2011.04.010>

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. Trace elements in soils and plants. 3. ed. CRC Press LLC; 2001.

Kim, B. S. M., Angeli, J. L. F., Ferreira, P. A. L., Sartoretto, J. R., Miyoshi, C., Mahiques, M. M., Figueira, R. C. L. Use of a chemometric tool to establish the regional background and assess trace metal enrichment at Baixada Santista – southeastern Brazil. *Chemosphere*. 2017; 166: 372-379.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.132>

Kim, B. S. M., Angeli, J. L. F., Ferreira, P. A. L., Mahiques, M. M., Figueira, R. C. L. A multivariate approach and sediment quality index evaluation applied to Baixada Santista, Southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. 2019; 143: 72-80.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.040>

Kim, B. S. M., Bícigo, M. C., Taniguchi, S., Siegle, E., Oliveira, R., Alcántara-Carrió, J., Figueira, R. C. L. Organic and inorganic contamination in sediments from Araçá Bay, São Sebastião, Brazil. *Ocean and Coastal Management*. 2018; 164: 42-51.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.12.028>

Kim, B. S. M., Ferreira, P. A. L., Angeli, J. L. F., Tramonte, K. M., Mahiques, M. M., Figueira, R. C. L. Geochemical behavior and remobilization potential of trace elements in surface sediments from the Baixada Santista industrial area, Southeastern Brazilian coast. *Journal of Sedimentary Environments*. 2020; 5: 505-518.
doi: <https://doi.org/10.1007/s43217-020-00032-5>

Lamberson, J. C., Dewitt, T. H., Swartz, R. C. Assessment of sediment toxicity to marine benthos. In: *Sediment toxicity assessment*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers; 1992. P 183-211.

Liu, M., Zhang, A., Liao, Y., Chen, B., Fan, D. The environment quality of heavy metals in sediments from the central Bohai Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 2015; 100: 534-543.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.001>

Long, E. R., Macdonald, D. D., Smith, S. L. & Calder, F. D. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*. 1995; 19: 81-97.
doi: <https://doi.org/10.1007/BF02472006>

Martins, C. C., Cabral, A. C., Barbosa-Cintra, S. C. T., Sauner, A. L. L., Souza, F. M. An integrated evaluation of molecular marker indices and linear alkybenzenes (LABs) to measure sewage input in a subtropical estuary (Babitonga Bay, Brazil). *Environmental Pollution*. 2014; 188: 71-80.

Mazzer, A. M., Gonçalves, M. L. Aspectos geomorfológicos da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil: caracterização morfométrica. *Revista Brasileira de Geomorfologia*. 2011; 12(3): 115-120.

Mclean, J. E., Bledsoe, B. E. *Behavior of metals in soils*. United States of America, 1992.

Mofijur, M., Ahmed, S. F., Rahman, S. A., Siddiki, S. Y. A., Islam, A. S., Shahabuddin, M. & Show, P. L. Source, distribution and emerging threat of micro-and nanoplastics to marine organism and human health: Socio-economic impact and management strategies. *Environmental Research*. 2021; 195: 110857.

Noernberg, M. A., Rodrigo, P. A., Luersen, D. M. Seasonal and fortnightly variability of the hydrodynamic regime at Babitonga Bay, Southern of Brazil. *Regional Studies in Marine Science*. 2020; 40: 101518.

Orjecoski, L. G. Recente expansão industrial no nordeste catarinense: município de Araquari. *Revista Geografar*. 2019; 14(2): 340-358.

Osuna-Martínez, C. C., Armienta, M. A., Bergés-Tiznado, M. E., Páez-Osuna, F. Arsenic in waters, soils, sediments, and biota from Mexico: an environmental review. *Science of the Total Environment*. 2021; 752: 142062.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142062>

Perina, F. C. & Abessa, D. M. de S. Contamination and toxicity in a subtropical Estuarine Protected Area influenced by former mining activities. *Ocean and Coastal Research*. 2020; 68: 29.
doi: <https://doi.org/10.1590/S2675-28242020068313>

Qi, S., Leipe, T., Rueckert, P., Di, Z., Harff, J. Geochemical sources, deposition and enrichment of heavy metals in short sediment cores from the Pearl River Estuary, Southern China. *Journal of Marine Systems*. 2010; 82(3).
doi: 10.1016/j.jmarsys.2010.02.003

R Core Team. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria; 2023. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

Ravichandran, M., Baskaran, M., Santschi, P. H., Bianchi, T. S. History of trace-metal pollution in Sabine – Neches estuary, Beaumont, Texas. *Environmental Science & Technology*. 1995; 29(6): 1495-1503.

Reimann, C. C. P. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: Regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Science of the Total Environment*. 2005; 337: 91-107.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.06.011>

Reimann, C. C. P. Establishing geochemical background variation and threshold values for 59 elements in Australian surface soil. *Science of the Total Environment*. 2017; 578: 633-648.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.010>

Robbins, J. A. & Edgington, D. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 1975; 39: 285-304.
doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037\(75\)90198-2](http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037(75)90198-2)

Rocha, I. de O. *Industrialização de Joinville/SC: da gênese às exportações*. Florianópolis: Imprensa Universitária da UFSC; 1997.

Rocha, I. de O. *O dinamismo industrial e exportador de Santa Catarina*. [Tese de Doutorado]. São Paulo: Universidade de São Paulo; 2004.

Sahuquillo, A., Rigol, A., Rauret, G. Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. *Trends in Analytical Chemistry*. 2003; 22: 152-159.
doi: [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(03\)00303-0](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(03)00303-0)

Sakan, S. M., Djordjevic, D. S., Manojlovic, D. D., Predrag, P. S. Assessment of heavy metal pollutants accumulation in the Tisza river sediments. *Journal of Environmental Management*. 2009; 90(11): 3382-3390.
doi: 10.1016/j.jenvman.2009.05.013

Santana, N. A. de. *A produção do espaço urbano e os loteamentos na cidade de Joinville (SC) – 1949/1996*. [Dissertação de Mestrado]. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina; 1998.

SDR – Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional. Caracterização regional: Joinville, SC. Secretaria de Estado do Planejamento, Orçamento e Gestão. Maio de 2003. 34 p.

Silva, L. F. Alterações morfodinâmicas no Canal do Linguado pela remoção do dique que o separa da Baía da Babitonga (SC). [Tese de Doutorado]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Geociências; 2011.

Sommerfield, C. K., Wheatcroft, R. A. Late Holocene sediment accumulation on the northern California shelf: Oceanic, fluvial, and anthropogenic influences. *Bulletin of the Geological Society of America*. 2007; 119: 1120-1134.
doi: <https://doi.org/10.1130/B26019.1>

Souza, L. A. O processo de ocupação das áreas de mangues em Joinville: agentes, estratégias e conflitos. [Dissertação de Mestrado]. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina; 1991.

Ternes, Apolinário. História de Joinville, uma abordagem crítica. Joinville: Meyer; 1981.

Ternes, Apolinário. História econômica de Joinville. Joinville: Meyer; 1986.

Thompson, B., Lowe, S. Assessment of macrobenthos response to sediment contamination in the San Francisco Estuary, California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2004; 23(9): 2178-2187.

Unda-Calvo, J., Ruiz-Romera, E., Fdez-Ortiz, V. S., Martínez-Santos, M., Gredilla, A. Evaluating the role of particle size on urban environmental geochemistry of metals in surface sediments. *Science of the Total Environment*. 2019; 646: 121-133.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.172>

Unep – United Nations Environment Programme. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter – reference methods for Marine Pollution Studies No 63. 1995.

Usepa – U.S. Environmental Protection Agency. Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges and soils. 1996.

Vieira, C. V. & Horn Filho, N. O. Paisagem marinha da Baía da Babitonga, nordeste de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Geografia Física*. 2017; 10: 1677-1689.
doi: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v10.6.p1677-1689>

Vieira, C. V., Horn Filho, N. O., Bonetti, C. V. D. H. C. & Bonetti, J. Caracterização morfosedimentar e setorização do complexo estuarino da Baía da Babitonga/SC. *Boletim Paranaense de Geociências*. 2008; 62-63: 85-105.

Wang, J., Liu, G., Lu, L., Zhang, J., Liu, H. Geochemical normalization and assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, and Ni) in sediments from the Huaihe River, Anhui, China. *Catena*. 2015; 129: 30-38.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.008>

Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T. L., Takahashi, K., Wilke, C. *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag New York; 2016.

Zhuang, W. & Gao, X. Integrated assessment of heavy metal pollution in the surface sediments of the Laizhou bay and the coastal waters of the Zhangzi Island, China: comparison among typical marine sediment quality indices. *PLoS ONE*. 2014; 9(4): e94145.
doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0094145>

Zoller, W. H., Gladney, E. S., Duce, R. A. Atmospheric concentrations and sources of trace metals at the South Pole. *Science*. 1974; 183(4121): 198-200.
doi: [10.1126/science.183.4121.198](https://doi.org/10.1126/science.183.4121.198)