

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
CURSO DE LICENCIATURA EM QUÍMICA

MATHEUS ANTONIO MELO DA CUNHA

**AVALIAÇÃO DA GEOCRONOLOGIA E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE
SEDIMENTOS DO RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO, BAHIA.**

Recife

2024

MATHEUS ANTONIO MELO DA CUNHA

AVALIAÇÃO DA GEOCRONOLOGIA E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE
SEDIMENTOS DO RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO, BAHIA

Monografia apresentada no Departamento de Química da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Licenciatura em Química.

ORIENTADOR (A): Profa. Dra. Maria José de
Filgueiras Gomes.

Recife

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- C972a da Cunha, Matheus Antonio Melo
AVALIAÇÃO DA GEOCRONOLOGIA E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE SEDIMENTOS DO RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO, BAHIA. / Matheus Antonio Melo da Cunha. - 2024.
39 f. : il.
- Orientadora: Dra. Maria Jose de Filgueiras. Gomes..
Coorientador: Dr. Elvis Joacir Franca.
Inclui referências.
- Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Licenciatura em Química, Recife, 2024.
1. Datação. 2. Geocronologia. 3. Sedimentação. 4. Sobradinho. I. Gomes., Dra. Maria Jose de Filgueiras., orient. II. Franca, Dr. Elvis Joacir, coorient. III. Título

**AVALIAÇÃO DA GEOCRONOLOGIA E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE
SEDIMENTOS DO RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO, BAHIA**

Monografia apresentada no Departamento de Química da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Licenciatura em Química.

MATHEUS ANTONIO MELO DA CUNHA

Aprovada em: _____.

COMISSÃO AVALIADORA

Profa. Dra. Maria José de Figueiras Gomes (Orientadora)

DQ/UFRPE

Profa. Dra. Katya Maria Oliveira de Souza

DQ/UFRPE

Prof. Dr. Manoel de Farias Souza Filho

DQ/UFRPE

AGRADECIMENTOS

A Deus, por cada dia, por cada vez que me refaço, por cada sonho que se tornou realidade e por estar sempre comigo, sempre!

A minha orientadora, Profa. Dra. Maria José, pela paciência, cumplicidade, compreensão, atenção, transparência e amizade. Por ser a pessoa incrível que é e ter me dado a honra de ser seu orientando.

Ao Prof. Dr. Elvis França por ter me permitido uma oportunidade de experimentar a produção científica no CRCN, com toda sua maestria e atenção.

Ao Prof. Gilberto por ter tornado meus dias mais leves com suas descontrações, brincadeiras e por ser um gigantesco profissional por ser uma pessoa gigante.

A Profa. Dra. Ivoneide Barros, por ter sido minha orientadora na área de Química Inorgânica enquanto monitor na graduação.

Aos professores componentes da banca pela disponibilidade e por contribuírem com meu desenvolvimento pessoal, profissional e científico.

Aos meus amigos que estão comigo desde 2019, enfatizando os mais próximos como Jonas, Isabelle, Isabela, Antonio, Marcus e vários outros que contribuíram para tornar minha vida nos primeiros anos da graduação mais leve.

Ao trio de “Teletubbies”, “patetas” ou que for, de 2019: Almir, Isabela e Matheus. Sempre vou lembrar, por mais que não nos vejamos mais, eu gosto de lembrar de vocês comigo como 2019.

Ah, Almir, dariam mais de 50 páginas! Eu agradeço o simples fato de você existir, acredito que vai além de qualquer explicação. Se um dia eu tiver a honra de estar de frente com Deus, certamente, haverá um momento que irei agradecer por ter lhe encaixado em minha finita trajetória na vida. Te eternizo aqui, pois a vida já cansou de me provar, que serás eterno, em algum lugar comigo, dentro do peito.

A meu irmão João por estar ao meu lado por toda minha vida, me ajudado a aguentar várias adversidades, pois sozinho sabia que não estava.

A minha avó, Valéria Sueli, por ter sido a minha mãe, o meu pai, a personificação de um anjo da guarda. Por ter me criado e ter me preenchido com todo amor que tinhas.

A toda minha família, em destaque a minha mãe, pai, irmã, tio, avô e avó materna por nunca me desampararem.

Aos servidores do CRCN-NE pelo auxílio e contribuição no desenvolvimento das atividades laboratoriais.

E a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a concretização deste trabalho.

Muito obrigado!

RESUMO

A economia da região de Sobradinho, situada na Bahia, e de suas cidades adjacentes é fortemente influenciada pela atividade agrícola. O cultivo predominante de cebola nessas áreas demanda um manejo cuidadoso da irrigação, o que pode alterar as características do solo e do ambiente circundante. Nesse contexto, o presente trabalho propõe-se a identificar as mudanças na composição química do sedimento do reservatório de Sobradinho e avaliar o impacto ambiental em sedimentos, em decorrência das práticas agrícolas e do desenvolvimento urbano da região. Foram realizadas análise qualitativa e quantitativa nas amostras de sedimento, seguida de sua datação, conduzida no laboratório do CRCN-NE por meio das técnicas analíticas Espectroscopia de Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia (EDXRF) e do Contador Proporcional de Fluxo Gasoso (CPFG). Inicialmente, foram coletadas colunas de sedimento com 1 metro de comprimento, as quais foram subdivididas em frações de 3 cm de profundidade para uma análise mais detalhada. O instrumento de Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia (EDXRF) foi calibrado com voltagens de 15 kV e 50 kV para a quantificação identificação dos elementos Al, Fe, Ni, Pb, Si, Ti e Zn. A datação do sedimento foi realizada utilizando o isótopo radioativo ^{210}Pb , cujo decaimento para o ^{210}Bi é acompanhado pela emissão de partículas beta, sendo a quantidade de atividade radioativa medida em cada profundidade. Essa abordagem permitiu identificar variações nas concentrações dos elementos químicos ao longo do tempo, sendo que as alterações mais significativas foram observadas nos teores de níquel e silício, os quais apresentaram mudanças entre os anos de 2010 e 2019. Essas variações podem ser atribuídas a diversos fenômenos químicos e ambientais, tais como a formação de complexos entre os metais, processos naturais de erosão provocados pela ação do vento e da chuva, e impactos não naturais advindos da prática agrícola na região. O cultivo intensivo de cebola e uva, juntamente com a crescente industrialização agrícola e o uso de fertilizantes ricos em nitrogênio e fósforo, contribuíram para o processo de eutrofização e para a redução da disponibilidade de oxigênio na água. Além disso, as condições de hipóxia foram agravadas pelo aumento da temperatura da água, influenciado por fatores ambientais como o fenômeno El Niño, que teve início em 2010, e pela emissão de poluentes resultantes da modernização da região e das cidades circunvizinhas a Sobradinho. Os resultados das análises revelam uma redução média de 23,44% nos teores de ferro (Fe) no sedimento ao longo do período de 2011 a 2016. Além disso, observou-se um aumento expressivo nas concentrações de titânio (Ti) e silício (Si) em 2016, com variações médias de 738,25 mg/kg e 15.000,05 mg/kg, respectivamente. As análises também indicam uma correlação inversa entre as concentrações de níquel (Ni) e silício (Si) ao longo do tempo, sugerindo interações complexas entre esses elementos.

Palavras-chave: Datação, Geocronologia, Sedimentação, Sobradinho, Monitoramento.

ABSTRACT

The economy of the Sobradinho region, located in Bahia, and its adjacent cities is heavily influenced by agricultural activity. The predominant cultivation of onions in these areas requires careful irrigation management, which can alter the characteristics of the soil and the surrounding environment. In this context, the present study aims to identify changes in the chemical composition of sediment in the Sobradinho reservoir and assess the environmental impact on sediments, resulting from agricultural practices and urban development in the region. Qualitative and quantitative analysis of sediment samples was conducted, followed by their dating, carried out in the CRCN-NE laboratory using the analytical techniques of Energy-Dispersive X-ray Fluorescence Spectroscopy (EDXRF) and Gas Proportional Flow Counter (CPFG). Initially, sediment cores with a length of 1 meter were collected, which were subdivided into fractions of 3 cm depth for a more detailed analysis. The Energy-Dispersive X-ray Fluorescence Spectroscopy (EDXRF) instrument was calibrated with voltages of 15 kV and 50 kV for the quantification and identification of the elements Al, Fe, Ni, Pb, Si, Ti, and Zn. Sediment dating was performed using the radioactive isotope ^{210}Pb , whose decay to ^{210}Bi is accompanied by the emission of beta particles, with the amount of radioactive activity measured at each depth. This approach allowed the identification of variations in the concentrations of chemical elements over time, with the most significant changes observed in the levels of nickel and silicon, which showed changes between the years 2010 and 2019. These variations can be attributed to various chemical and environmental phenomena, such as the formation of complexes between metals, natural erosion processes caused by wind and rain, and non-natural impacts arising from agricultural practices in the region. The intensive cultivation of onions and grapes, together with the growing agricultural industrialization and the use of nitrogen and phosphorus-rich fertilizers, contributed to the eutrophication process and the reduction of oxygen availability in the water. Additionally, hypoxic conditions were exacerbated by the increase in water temperature, influenced by environmental factors such as the El Niño phenomenon, which began in 2010, and by the emission of pollutants resulting from the modernization of the region and the surrounding cities of Sobradinho. The results of the analysis reveal an average reduction of 23.44% in the levels of iron (Fe) in sediment over the period from 2011 to 2016. Furthermore, there was a significant increase in concentrations of titanium (Ti) and silicon (Si) in 2016, with average variations of 738.25 mg/kg and 15,000.05 mg/kg, respectively. The analysis also indicates an inverse correlation between the concentrations of nickel (Ni) and silicon (Si) over time, suggesting complex interactions between these elements.

Keywords: Dating, Geochronology, Sedimentation, Sobradinho, Monitoring.

Sumário

1. INTRODUÇÃO	9
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	12
2.1 O RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO:	12
2.2 CEBOLICULTURA	13
2.3 O USO INADEQUADO DE AGROTÓXICOS	14
2.4 CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS	15
2.5 A FALTA DE OXIGÊNIO NO LAGO DE SOBRADINHO	15
2.6 SEDIMENTAÇÃO E TIPOS DE SEDIMENTO	16
2.7 EDXRF: FLUORESCÊNCIA DE RAIOS-X POR DISPERSÃO DE ENERGIA	17
2.8 O ISÓTOPO CHUMBO-210	19
2.9 DATAÇÃO USANDO CHUMBO-210	20
2.10 CPFG: CONTADOR PROPORCIONAL DE FLUXO GASOSO	23
2.11 VARIAÇÃO MÉDIA DA CONCENTRAÇÃO	24
2.12 TAXA DE SEDIMENTAÇÃO	25
3 METODOLOGIA	28
3.1 A COLETA	28
3.2 O EDXRF	28
3.3 EXTRAÇÃO DO ^{210}Pb	29
3.4 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ^{210}Pb	29
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
5. CONCLUSÕES	41
REFERÊNCIAS	42

1. INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica do Rio São Francisco emerge como uma das regiões de maior relevância no contexto geográfico e socioeconômico do Brasil. Estendendo-se por uma vasta área territorial que abrange múltiplos estados, incluindo Minas Gerais, Bahia, Sergipe, Alagoas e Pernambuco, essa bacia desempenha um papel fundamental na dinâmica hídrica e no desenvolvimento regional do país (SILVA, 2018).

Devido à sua magnitude e potencial hidrológico, a bacia do São Francisco é uma fonte essencial de recursos naturais e energia para o Brasil. Ao longo dos anos, tem sido amplamente explorada para a construção de usinas hidrelétricas e barragens, visando a utilização eficiente de seu potencial energético. Entre os empreendimentos mais notáveis destacam-se a Usina Hidrelétrica Três Marias, a Barragem de Sobradinho e a Usina Hidrelétrica do Xingó, que desempenham um papel crucial na geração de energia elétrica e no fornecimento de recursos hídricos para as regiões circunvizinhas (GODINHO, 2003). Nesse contexto, é inegável a importância estratégica da bacia do São Francisco para o desenvolvimento econômico e social do Brasil, destacando-se como uma fonte essencial de recursos naturais e energéticos, bem como um elemento vital para a sustentabilidade ambiental e o bem-estar das comunidades que dependem de seus recursos hídricos (SANTOS, 2010).

A construção da barragem de Sobradinho, localizada no estado da Bahia, foi um marco significativo na engenharia hidráulica brasileira. Com sua implementação, deu-se origem a um vasto lago artificial, conhecido como reservatório de Sobradinho, que passou a desempenhar um papel crucial na regulação do fluxo hídrico regional. Esse reservatório, resultante do acúmulo de água represada pela barragem, foi concebido com o propósito de controlar as cheias, fornecer água para atividades agrícolas e atender às demandas hídricas diversas da região (SANTOS, 2010).

O surgimento do reservatório de Sobradinho não apenas transformou a paisagem local, mas também impulsionou o desenvolvimento econômico e social da região circunvizinha (SOUZA, 2015). O aumento da disponibilidade de água propiciou o crescimento urbano e industrial, além de promover a expansão das atividades agrárias na área adjacente à barragem. Em consonância com esse desenvolvimento, observou-se uma maior integração da região ao agronegócio, com a adoção de tecnologias avançadas no setor agrícola (SANTOS, 2010).

Nesse contexto, o uso de fertilizantes e o emprego de maquinário movido a combustíveis fósseis tornaram-se práticas comuns na atividade agrícola local. Essas tecnologias, embora tenham contribuído para o aumento da produtividade agrícola, também suscitaram preocupações ambientais devido aos impactos associados à sua utilização (SILVA, 2018). O aumento da demanda por insumos agrícolas e o uso intensivo de maquinário movido a combustíveis fósseis levantaram questões sobre a sustentabilidade ambiental e a preservação dos recursos naturais na região.

Na mesma proporção em que o agronegócio avança, práticas agrícolas tradicionais continuam a desempenhar um papel significativo na região, com destaque para o manejo da irrigação em culturas emblemáticas como a cebola. Essas técnicas, enraizadas na

tradição agrícola local, têm sido fundamentais para a sustentabilidade e a produtividade dos sistemas de cultivo na área (SILVA, 2016; OLIVEIRA, 2019).

Além disso, as condições climáticas peculiares da região semiárida exercem uma influência marcante sobre a dinâmica agrícola local. A combinação de altas temperaturas, baixa umidade e irregularidade das chuvas cria um ambiente propenso à ocorrência de processos erosivos e de lixiviação no solo. Esses fenômenos, intrinsecamente ligados à geologia local, representam um desafio adicional para os agricultores, exigindo estratégias de manejo e conservação do solo cada vez mais sofisticadas (SANTOS, 2017).

Diante desse contexto, surgiu o interesse em avaliar os impactos ambientais no reservatório de Sobradinho, devido ao cultivo intensivo de cebola e uva no seu entorno, por meio da composição química dos sedimentos. Tal investigação visa não apenas identificar os constituintes químicos do sedimento, mas também avaliar possíveis mudanças ocorridas ao longo do tempo na dinâmica de sedimentação da região, especialmente após a construção da barragem. Este estudo busca lançar luz sobre os impactos ambientais e as transformações ocorridas no ecossistema aquático do reservatório, fornecendo insights valiosos para a gestão e conservação desse importante recurso hídrico (ALMEIDA, 2018). No âmbito dessa investigação, uma das preocupações centrais reside na presença e nos efeitos dos metais pesados no lago de Sobradinho e nas águas circundantes. A construção da barragem e a formação do reservatório não apenas alteraram a dinâmica hidrológica da região, mas também influenciaram a mobilidade e a concentração desses elementos químicos no ambiente aquático (SILVA, 2016). Nesse sentido, a análise da presença de metais pesados e a sua concentração no sedimento do lago de Sobradinho assumem uma relevância particular, visto que essas substâncias podem ter impactos significativos na saúde dos ecossistemas aquáticos e na qualidade da água.

Além disso, para entender melhor a dinâmica temporal da deposição de sedimentos no reservatório de Sobradinho e a influência dos fatores antrópicos na sua composição, utilizou-se o método de datação com chumbo-210. Esse método é amplamente empregado em estudos de sedimentação, permitindo determinar a idade dos sedimentos e inferir sobre as mudanças ocorridas ao longo do tempo (GODOY, 2018). A datação com chumbo-210 baseia-se na medição da atividade do isótopo pai ^{210}Pb e de seu produto de decaimento, ^{210}Bi , permitindo calcular a taxa de sedimentação e identificar eventos de deposição sedimentar. Não obstante, a combinação da análise química dos sedimentos com a datação por chumbo-210 proporciona uma abordagem abrangente para compreender as mudanças ambientais e antropogênicas no reservatório de Sobradinho (GODOY, 2018). Assim, a compreensão dos padrões de distribuição e acumulação de metais pesados no reservatório de Sobradinho torna-se fundamental para a implementação de medidas eficazes de conservação e gestão ambiental da região.

Nesse sentido, este trabalho tem como objetivo avaliar o impacto antrópico sob o meio ambiente através da composição química elementar e a datação de amostras de sedimentos do reservatório de Sobradinho, na Bahia. O presente trabalho tem como objetivos específicos:

- ✓ Identificar a composição química do sedimento de Sobradinho e comparar as concentrações dos elementos químicos ao longo dos anos.

- ✓ Fazer a datação do sedimento com ^{210}Pb .
- ✓ Identificar as causas que levaram a mudança na composição química do sedimento ao longo dos anos.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 O RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO:

A construção da Barragem de Sobradinho marcou um momento crucial na modernização da agricultura no Submédio São Francisco. Essa iniciativa impulsionou o crescimento da agricultura irrigada na área, especialmente nos perímetros públicos de irrigação. Esses locais se tornaram atrativos para uma variedade de atores sociais, incluindo colonos, empresários de diversos portes, técnicos do governo e trabalhadores, que desempenharam papéis essenciais na introdução de novas tecnologias agrícolas e na complexificação das relações sociais na região (OLIVEIRA, 2018; SOUZA, 2019).

Além das transformações na produção agrícola geradas pela construção da barragem, é imprescindível ponderar sobre os custos sociais associados ao empreendimento. A formação do segundo maior lago artificial do mundo resultou na inundação das sedes de quatro municípios baianos: Pilão Arcado, Remanso, Sento Sé e Casa Nova. Estima-se que cerca de 72 mil pessoas foram afetadas, provocando impactos significativos na região do Baixo Médio São Francisco (SILVA, 2016).

Dentre esses indivíduos, aproximadamente 12 mil famílias foram atingidas, das quais 3.381 residiam nas sedes municipais inundadas. Para essas famílias, foram oferecidas novas moradias nas cidades reconstruídas, o que minimizou os impactos. No entanto, não houve planejamento para a transferência e realocação das outras 8.619 famílias que viviam nas terras de vazante das margens do Rio São Francisco, dependendo principalmente da criação, pesca e agricultura de vazante (ALMEIDA, 2017).

Consequentemente, as obras progrediram sem um plano claro para essas famílias. A Companhia Hidrelétrica do Vale do São Francisco (CHESF), responsável pela construção da barragem, não estabeleceu canais de comunicação eficazes com essas comunidades. Decisões sobre o reassentamento desses grupos foram tomadas faltando menos de dois anos para o início do represamento das águas, sem a participação adequada dessas comunidades no processo decisório.

A construção da Barragem de Sobradinho provocou mudanças significativas no modo de vida das famílias "beradeiras" que viviam às margens do rio São Francisco. Essas famílias, que foram deslocadas pela barragem e reassentadas entre os municípios de Sobradinho e Sento Sé, passaram por um processo de reterritorialização que impactou diretamente sua forma de produção agrícola (SANTOS, 2020).

Antes da construção da barragem, o ciclo de vida dessas famílias era marcado pelo ritmo natural das estações e das atividades agrícolas tradicionais. Com a introdução da cultura da cebola e a necessidade de seguir um calendário de plantio e colheita mais rígido, o tempo passou a ser condicionado pelos procedimentos a serem cumpridos durante o ciclo produtivo da cultura. Além disso, a relação das famílias com o meio ambiente também foi alterada (SILVA 2016; SANTOS 2020).

Essas mudanças evidenciam os impactos profundos que a construção da Barragem de Sobradinho teve sobre as famílias "beradeiras" e seu modo de vida. O processo de reterritorialização e a introdução de novas práticas agrícolas foram elementos-chave nessas transformações, que ainda hoje moldam a realidade dessas comunidades.

O uso indiscriminado de agrotóxicos se tornou uma prática comum na agricultura da cebola, o que gerou impactos ambientais significativos. A contaminação do solo e da água pela aplicação desses produtos químicos transformou a forma como as famílias interagem com o ambiente ao seu redor (MULLER et al., 2015).

2.2 CEBOLICULTURA

Na região Nordeste brasileira, destaca-se o Vale do São Francisco como um dos principais polos de produção de cebola no país, contribuindo substancialmente para a oferta nacional. De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2015) referentes ao ano de 2015, esta região responde por cerca de 18,5% da produção total de cebola do Brasil. Notavelmente, os municípios baianos de Casa Nova e Sento Sé, situados às margens do Lago de Sobradinho, emergem como protagonistas desse cenário, ocupando o terceiro e quarto lugar, respectivamente, no ranking nacional de produção do bulbo (IBGE, 2015). Já o município de Irecê, também localizado na Bahia, destaca-se atualmente como líder na produção regional nordestina.

A produção de cebola demanda condições específicas de solo e clima para um cultivo bem-sucedido. De acordo com as orientações da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), o pH do solo é um aspecto crucial a ser considerado (EMBRAPA, 2020). Recomenda-se que o solo destinado ao cultivo de cebola mantenha um pH entre 5,5 e 6,5, faixa ideal para garantir a absorção adequada de nutrientes pelas plantas.

Além disso, o clima desempenha um papel significativo no desenvolvimento da cebola. A Embrapa relata que a cebola se desenvolve em climas temperados a subtropicais, com temperaturas amenas durante seu crescimento vegetativo e temperaturas mais elevadas durante a formação do bulbo (EMBRAPA, 2020). As temperaturas ideais variam entre 15°C e 25°C na fase vegetativa e entre 20°C e 30°C durante a formação do bulbo. É importante que haja um regime de chuvas bem distribuídas ao longo do ciclo de cultivo, com uma média anual entre 500 mm e 1.000 mm (NASCIMENTO Et al, 2004).

Essas condições edafoclimáticas proporcionam um ambiente propício para o desenvolvimento saudável das plantas de cebola, contribuindo para uma produção de qualidade e aumentando a rentabilidade da cultura. Ao seguir essas orientações, os produtores podem maximizar a produtividade e garantir a sustentabilidade do cultivo de cebola. Os produtores dessas localidades têm adotado o cultivo da cebola em áreas próximas ao lago, utilizando predominantemente o sistema de irrigação por sulcos. Contudo, uma transição gradual tem sido observada em direção ao sistema de gotejamento. Tal mudança é justificada pela necessidade de mitigar os desafios associados ao uso intensivo de agrotóxicos e ao baixo aproveitamento da água, características comuns do sistema de sulcos (COLLETI, 2004).

Ademais, a irrigação por sulcos propicia a lixiviação e o transporte de fertilizantes e agrotóxicos para as camadas mais profundas do solo, especialmente quando a irrigação é realizada após a aplicação desses insumos. Esse cenário se torna ainda mais agravado em solos de textura mais arenosa, característicos das regiões em foco. Dessa forma, torna-se evidente a importância de promover práticas agrícolas mais sustentáveis e adaptadas às particularidades locais, visando não somente a maximização da produtividade, mas

também a preservação dos recursos naturais e a redução dos impactos ambientais negativos. A transição para sistemas de irrigação mais eficientes, como o gotejamento, surge como uma estratégia viável para promover a sustentabilidade e a resiliência da cebolicultura na região do Vale do São Francisco. (NASCIMENTO et al., 2004; FERNANDES et al., 2007).

2.3 O USO INADEQUADO DE AGROTÓXICOS

A utilização de agrotóxicos na agricultura é uma prática comum para o controle de pragas e doenças nas plantações. No entanto, o uso indiscriminado e inadequado de agrotóxicos pode acarretar sérios danos ambientais, como a contaminação do solo e da água, a redução da biodiversidade e o surgimento de pragas resistentes (SILVA Et al., 2018).

Em áreas de cultivo de cebola no entorno do Lago de Sobradinho, na Bahia, foi identificado um total de 35 agrotóxicos utilizados. Destes, 51,4% eram inseticidas, 29,7% fungicidas e 18,9% herbicidas. Essa distribuição reflete a necessidade de controle de pragas específicas da cultura da cebola, como o *Thrips tabaci*, e doenças como o mal-de-sete-voltas e a mancha-de-alternária. No entanto, é preocupante que 62,9% dos agrotóxicos aplicados sejam classificados como extremamente tóxicos ou altamente tóxicos, segundo a classificação toxicológica. Além disso, 11,4% são considerados altamente perigosos ao meio ambiente (BENTO Et al., 2017).

Para mitigar os riscos de contaminação, é fundamental adotar práticas de manejo mais conservacionistas. Estudos têm demonstrado que medidas como terraceamento, curvas de nível, plantio direto e rotação de culturas podem reduzir a compactação e a erosão do solo, minimizando o escoamento superficial que carrega os agrotóxicos para os corpos d'água. Além disso, essas práticas ajudam a reduzir o escoamento superficial, que é responsável por transportar os agrotóxicos para os corpos d'água, como rios, lagos e córregos (MOTA, 2018). Esse transporte pode resultar na contaminação desses ambientes aquáticos.

A conscientização dos agricultores sobre a importância dessas práticas é essencial. A coleta de informações sobre os agrotóxicos utilizados, por meio de visitas às comunidades rurais e aplicação de questionários, permite avaliar a situação e identificar os principais produtos utilizados. A classificação toxicológica e ambiental de agrotóxicos é uma forma de categorizar esses produtos de acordo com seu potencial de risco para a saúde humana e o meio ambiente. O sistema de classificação mais comum é o adotado pelo Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas (SINITOX), que classifica os agrotóxicos em quatro categorias: classe I (extremamente tóxico), classe II (altamente tóxico), classe III (moderadamente tóxico) e classe IV (pouco tóxico) (FERNANDES Et al., 2015).

A contaminação das águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos nessas áreas ocorre, em parte, devido à falta de informações sobre o uso seguro desses produtos. A região do entorno do Lago de Sobradinho enfrenta desafios relacionados à disponibilidade de água, o que torna ainda mais crucial a implementação de um programa eficaz de monitoramento dos recorrentes (SANTOS, 2019).

2.4 CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS

A presença de metais pesados em sedimentos, como alumínio, zinco, ferro, níquel, silício, chumbo e titânio, representa uma preocupação significativa para a qualidade da água em áreas onde a população local não tem acesso a água bem tratada (SOUZA et al., 2003).

De acordo com Cavalcante, Araújo e Souza (2015), os metais, quando lixiviados dos sedimentos para corpos d'água, podem causar uma série de impactos negativos no meio ambiente e na saúde humana. O alumínio, por exemplo, é um metal pesado comum em muitas rochas e solos, mas quando presente em níveis elevados na água, pode causar problemas de saúde, como distúrbios neurológicos e renais. O zinco, embora essencial em pequenas quantidades para organismos vivos, em concentrações elevadas pode ser tóxico para a vida aquática, causando danos aos peixes e outros organismos aquáticos (CAVALCANTI Et al., 2013). O ferro é outro metal que pode ser lixiviado dos sedimentos para a água (CORBI Et al., 2006). Embora seja um nutriente essencial para muitos organismos em excesso na água pode causar coloração e sabor desagradáveis, além de contribuir para a formação de incrustações em sistemas de distribuição de água (MACHADO Et al., 2015).

Níquel, amplamente utilizado na indústria, pode ser liberado na água a partir de sedimentos contaminados, e sua presença em concentrações elevadas pode causar efeitos adversos à saúde humana, como irritação da pele e do trato respiratório (RAMALHO et al., 2009). O silício, embora não seja considerado um metal pesado, também pode ser lixiviado dos sedimentos e contribuir para a eutrofização da água, promovendo o crescimento excessivo de algas e prejudicando a qualidade da água potável (SALVIANO et al., 2017). O chumbo é um dos metais pesados mais preocupantes devido à sua toxicidade, mesmo em baixas concentrações (PATACA et al., 2005).

A exposição ao chumbo na água pode causar danos ao sistema nervoso, especialmente em crianças, além de contribuir para o desenvolvimento de doenças cardiovasculares e renais em adultos (BROWER, 2010). Por sua vez, o titânio, embora menos tóxico do que outros metais pesados, pode causar preocupações ambientais quando presente em concentrações elevadas, devido aos seus efeitos sobre a vida aquática e os ecossistemas aquáticos (ANJOS et al., 2002).

2.5 A FALTA DE OXIGÊNIO NO LAGO DE SOBRADINHO

A eutrofização, fenômeno caracterizado pelo enriquecimento excessivo de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, em corpos d'água, é um dos principais impulsionadores da falta de oxigênio em lagos. Quando ocorre a eutrofização, seja por descarga de esgotos não tratados, uso excessivo de fertilizantes agrícolas ou despejo de resíduos industriais, há um aumento na proliferação de algas e plantas aquáticas. Essas algas, ao se multiplicarem, acabam formando densas camadas na superfície da água, bloqueando a entrada de luz solar e causando a morte de outras formas de vida aquática devido à falta de luz e oxigênio (OLIVEIRA & ABREU, 2020; ALLAN, 2004).

O fenômeno climático El Niño, caracterizado pelo aquecimento anômalo das águas superficiais do Oceano Pacífico, também pode influenciar na falta de oxigênio em

lagos. Durante os episódios de El Niño, ocorrem mudanças significativas nos padrões de circulação atmosférica e oceânica, resultando em condições climáticas extremas em diversas partes do mundo. No caso de lagos, as alterações climáticas provocadas pelo El Niño podem levar ao aumento da temperatura da água, o que reduz sua capacidade de reter oxigênio. Além disso, o El Niño pode aumentar a frequência e intensidade de chuvas e tempestades, que transportam grandes quantidades de nutrientes para os corpos d'água, acelerando o processo de eutrofização e, conseqüentemente, diminuindo os níveis de oxigênio dissolvido na água (SILVA & SANTOS 2019; DODDS, 2010).

Por outro lado, o aquecimento das águas do mar, um fenômeno associado às mudanças climáticas globais, também pode contribuir para a falta de oxigênio em lagos. O aumento da temperatura da água do mar pode intensificar o processo de eutrofização, já que as altas temperaturas favorecem o crescimento e a reprodução de algas e outras plantas aquáticas. Além disso, o aquecimento das águas do mar pode alterar os padrões de circulação oceânica e diminuir a quantidade de oxigênio dissolvido nas águas costeiras, o que afeta diretamente a vida marinha e contribui para a formação de áreas de hipóxia e morte de organismos aquáticos (SILVA & SANTOS, 2019; DODDS, 2010).

Um exemplo concreto de como o El Niño pode afetar a falta de oxigênio em lagos pode ser observado no fenômeno ocorrido em 2010. Durante esse ano, o El Niño foi particularmente intenso, resultando em temperaturas da superfície do mar mais altas do que o normal em várias regiões do mundo. Esse aquecimento anômalo das águas do Oceano Pacífico teve impactos significativos nos padrões climáticos globais, incluindo o aumento da frequência de eventos climáticos extremos, como secas e inundações. Essas condições climáticas adversas podem ter contribuído para a eutrofização de lagos em várias regiões, exacerbando a falta de oxigênio e causando danos aos ecossistemas aquáticos locais (SILVA & SANTOS, 2019; DODDS, 2010).

Portanto, a interação complexa entre a eutrofização, o fenômeno El Niño e o aquecimento das águas do mar podem ter sérias consequências para a disponibilidade de oxigênio em lagos e outros corpos d'água, destacando a importância de monitorar e gerenciar adequadamente esses sistemas para mitigar os impactos negativos sobre a vida aquática e a saúde dos ecossistemas (OLIVEIRA & ABREU, 2020; ALLAN, 2004).

2.6 SEDIMENTAÇÃO E TIPOS DE SEDIMENTO

O processo de sedimentação é o fenômeno que consiste na deposição de sedimentos em leito dos lagos e reservatórios devido ao carreamento de componentes da estrutura geológica. Os sedimentos podem ser classificados de acordo com o tamanho da partícula, de acordo com a tabela 1.

Tabela 1 – Tipos de sedimentos de acordo com o diâmetro da partícula que o compõe.

Tipo de sedimento	Diâmetro da partícula
Argila	Inferiores a 0,002 mm.
Silte	Entre 0,002 mm e 0,05 mm.
Areia	Entre 0,05 mm e 2 mm.
Pedregulho ou Cascalho	Maiores que 2 mm.

Fonte: O autor

A classificação dos sedimentos são características granulométricas usadas para descrever o tamanho das partículas do solo, porém sua composição química pode ser mais variada e complexa, dependendo a origem geológica do solo e como foram depositadas, como a ação de água, vento, gelo ou gravidade. Essas partículas minerais podem variar em tamanho, composição e origem (SGANZERLA et al., 2012).

Para realizar uma análise da composição química várias técnicas analíticas podem ser empregadas, como a espectroscopia de emissão atômica, espectroscopia de infravermelho, espectroscopia por fluorescência de raios-X, espectroscopia de massa com fonte de plasma, entre outras. Dentre elas, a Fluorescência de Raios-X é a mais adequada por não requisitar uma preparação química da amostra, tornando-a não destrutiva, além de ser multielementar, podendo analisar vários elementos simultaneamente (MORAES, 2003).

O crescimento desorganizado, a expansão industrial e agrícola desenfreada, o uso excessivo e irracional de agrotóxicos, bem como o descarte inadequado de esgotos domésticos e industriais em rios e solos têm contribuído para um aumento alarmante na concentração de metais pesados no meio ambiente, representando uma séria ameaça à saúde pública. Insumos agrícolas e subprodutos utilizados como corretivos ou fertilizantes podem ser fontes significativas de contaminação por metais pesados em áreas cultivadas (PRESTES Et al., 2019).

Quando introduzidos no solo por meio desses insumos agrícolas, os metais pesados tendem a se acumular principalmente na camada superficial, tornando-se potencialmente disponíveis para absorção pelas plantas. Quando a concentração de metal acumulada excede a capacidade de retenção do solo, eles se tornam facilmente lixiviáveis, resultando na contaminação das águas subterrâneas.

Uma pesquisa realizada por Ramalho et al. sobre a contaminação por metais em solo, sedimentos, água e plantas decorrente do uso de agroquímicos na região da microbacia de Caetés, em Paty Alferes-RJ, revelou que as amostras do córrego e do açude que cortam a microbacia apresentaram níveis acima dos padrões internacionais para cádmio (Cd), chumbo (Pb) e manganês (Mn). Outro estudo conduzido por Salviano et al. no polo fruticultor de Baraúna-RN identificou que 81% e 100% das amostras de água analisadas apresentaram teores de Cd e Pb acima dos limites máximos permitidos pela Resolução 20/86 do CONAMA para águas destinadas ao consumo humano e para irrigação de hortaliças e frutíferas, enquanto 59% e 100% das amostras excederam os valores de intervenção definidos pela CETESB (RAMALHO Et al., 1999)

Os metais pesados são considerados contaminantes químicos relevantes e prejudiciais à saúde humana, sendo não biodegradáveis e capazes de se acumular nos ecossistemas. Esses elementos químicos apresentam toxicidades independentemente do tipo de composto orgânico ou inorgânico. Portanto, o estudo desses metais pesados é crucial para a preservação da saúde ambiental e humana diante dos desafios impostos pela contaminação ambiental.

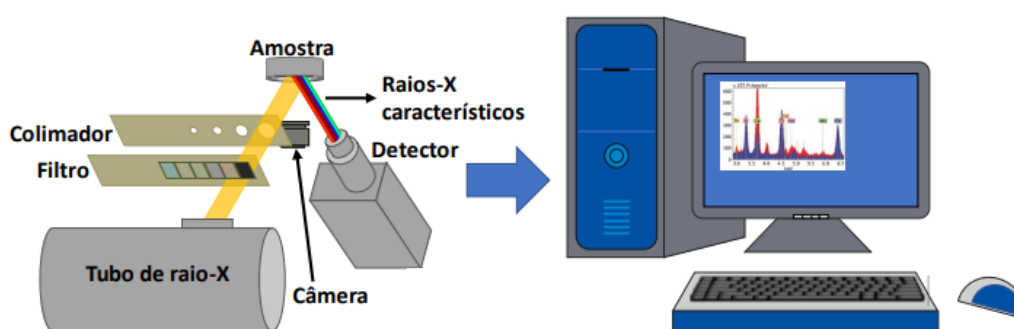
2.7 EDXRF: FLUORESCÊNCIA DE RAIOS-X POR DISPERSÃO DE ENERGIA

A dispersão de energia por fluorescência de Raios-X (EDXRF) é empregada para determinar a composição elementar da amostra. A fluorescência é um fenômeno físico no qual não muda a orientação molecular, isto é, não inverte o spin, e consequentemente é mais rápido, e cessa imediatamente quando a fonte é removida. Com isso, a técnica analítica torna-se apropriada para grandes volumes de amostras em um curto intervalo de tempo, uma vez que consiste em um fenômeno rápido (PATACA et al., 2005; BROWER, 2010).

Segundo proposto por Max Planck, em 1900, a energia poderia ser quantificada em valores proporcionais à frequência da radiação, em pacotes chamados de “quanta”, e não de maneira contínua. A constante de proporcionalidade conhecida como constante de Planck (h). Sendo assim, radiações de alta frequência consequentemente são mais energéticas, o que acontece com os raios ultravioleta, raios X e raios gama (BATISTA, 2003).

O princípio fundamental do espectrômetro de fluorescência de raios X por dispersão de energia (EDXRF) reside na excitação da amostra por meio da irradiação com raios X gerados a partir de um tubo de Ródio (Rh). Essa interação entre os raios X incidentes e os átomos constituintes da amostra induz a emissão de raios X fluorescentes, cada um com características específicas para cada elemento químico presente na amostra. O processo resulta em um espectro de fluorescência composto por picos característicos de energia, os quais são detectados por um detector de raios X. A partir da medição da energia e intensidade desses picos, obtém-se uma resposta analítica detalhada sobre a composição elementar da amostra. O esquema representado na figura 1 ilustra de forma clara o funcionamento do espectrômetro de EDXRF, conforme descrito por ANJOS et al. (2002), SKOOG et al. (2002) e MARGUÍ et al. (2005). Este método analítico tem sido amplamente utilizado devido à sua capacidade de realizar análises rápidas e não destrutivas de uma ampla variedade de materiais, proporcionando informações precisas e confiáveis sobre sua composição elementar.

Figura 1 – Funcionamento do EDXRF



Fonte: Julyanne Bezerra de Melo

A análise quantitativa por espectrometria de fluorescência de raios X por dispersão de energia (EDXRF) é conduzida pela avaliação da amplitude do sinal, após sua amplificação, exibida na tela do computador, a qual reflete a intensidade dos raios X fluorescentes (MARGUÍ, 2005). A posição e energia dos picos do espectro resultante correspondem à análise qualitativa, permitindo a identificação dos elementos químicos presentes na amostra. Por outro lado, a soma das intensidades, proporcional às alturas dos

picos, corresponde à fração de massa de cada elemento (ANJOS, 2002). A precisão dessa análise, embora aceitável para muitas aplicações, pode ser influenciada por algumas limitações inerentes à técnica, tais como a sensibilidade reduzida para certos elementos e a baixa capacidade de penetração dos raios X em amostras espessas. Não obstante, mediante uma calibração adequada, é possível obter resultados com incertezas inferiores às técnicas monoelementares, conforme descrito por MÉLO (2015).

Thiago, Mechele e Elvis (2017), conduziram um estudo sobre a quantificação de lantânio por EDXRF em solos e sedimentos tropicais, no qual visou o método pela dispensa de dissolução química das amostras, rapidez em seus resultados e baixo custo.

A qualidade do espectrômetro de fluorescência de raios X por dispersão de energia (EDXRF) é essencial para garantir resultados precisos e confiáveis em análises químicas de amostras complexas. Essa técnica depende diretamente da curva analítica da matriz a ser analisada, tornando crucial a demonstração de sua qualidade e desempenho (ANJOS, 2002).

Para avaliar a eficiência do EDXRF, foram utilizados materiais de referência de matrizes geológicas, tais como rochas e sedimentos. Esses materiais de referência desempenham um papel fundamental na calibração e validação dos equipamentos, proporcionando uma base sólida para a interpretação dos resultados obtidos.

Um exemplo de material de referência amplamente reconhecido e utilizado em análises geoquímicas é o SRM 2702 - Montana II Soil, fornecido pelo National Institute of Standards and Technology (NIST). Este material de referência consiste em um solo certificado que é especialmente indicado para análises ambientais devido à sua composição representativa e à sua caracterização precisa.

Ao utilizar materiais de referência como o SRM 2702, é possível realizar uma avaliação abrangente da qualidade do EDXRF, garantindo sua capacidade de proporcionar resultados precisos e consistentes em análises geoquímicas. Isso é crucial para a confiabilidade e credibilidade dos dados obtidos, especialmente em estudos ambientais e geológicos onde a precisão das medições é de extrema importância.

2.8 O ISÓTOPO CHUMBO-210

O chumbo-210 (^{210}Pb) é um isótopo radioativo do chumbo que desempenha um papel significativo na série radioquímica natural. Originado do decaimento radioativo do urânio-238 (^{238}U), que por sua vez é um constituinte comum de rochas e minerais terrestres, o ^{210}Pb é gerado através de uma série de eventos de decaimento radioativo (IVANOVICH, 2018).

O ciclo de vida do ^{210}Pb começa com a decaimento radioativo do ^{238}U , que é um processo contínuo e natural que ocorre em minerais como a uraninita. Conforme o ^{238}U decai, ele emite partículas alfa e beta, transformando-se em uma série de isótopos filhos, incluindo o rádio-226 (^{226}Ra) (IVANOVICH, 2018). O ^{226}Ra , por sua vez, passa por sucessivas transformações radioativas até alcançar o estado de equilíbrio secular com o ^{210}Pb .

O ^{210}Pb , uma vez formado, pode ser transportado de várias maneiras dentro do ambiente terrestre e aquático. Em solos e sedimentos, ele pode aderir a partículas minerais

e ser transportado por processos de erosão, deposição e transporte fluvial. Em corpos d'água, o ^{210}Pb pode se ligar a partículas em suspensão e ser transportado ao longo dos cursos d'água, onde eventualmente se deposita no fundo (APPLEBAY, 1979).

A presença de ^{210}Pb é frequentemente utilizada como uma ferramenta poderosa para datação de materiais geológicos e ambientais. Como o ^{210}Pb é produzido continuamente através do decaimento do ^{238}U , a proporção de ^{210}Pb para seus isótopos filhos na natureza fornece uma medida confiável do tempo decorrido desde a deposição inicial dos materiais. Esse método, conhecido como datação por chumbo-210, é amplamente utilizado em estudos geológicos, oceanográficos e ambientais para determinar a idade de sedimentos, corais, gelo e outros materiais (COCHRAN, 2000).

Além disso, o ^{210}Pb também desempenha um papel importante na compreensão dos processos de transporte de sedimentos e materiais nos ecossistemas aquáticos. Sua presença em sedimentos pode fornecer informações valiosas sobre a taxa de sedimentação, os padrões de deposição e os processos de transporte em lagos, rios, estuários e oceanos (APPLEBAY, 2019).

Portanto, o chumbo-210 é um isótopo radioativo versátil e valioso que desempenha papéis críticos na geologia, na geoquímica e na ciência ambiental. Seu ciclo na natureza e sua capacidade de fornecer informações sobre a história e a dinâmica dos sistemas terrestres e aquáticos o tornam uma ferramenta essencial para a compreensão dos processos geológicos e ambientais em escalas de tempo variadas (BASKARAN, 2011).

2.9 DATAÇÃO USANDO CHUMBO-210

A conscientização ambiental teve início somente após 1950, em meio a um período de intensificação das mudanças ambientais provocadas pela ação humana que houvera se iniciado no século 18 com a revolução industrial. Sendo assim, as ações humanas modificaram e protagonizaram o meio ambiente, possibilitando a promoção de uma era geológica. Considerando a "Era dos Humanos" em período temporal recente associada a uma conscientização ambiental entre os anos de 1950 e 1960, locais fortemente impactados, como baías e estuários, os padrões de referência são desconhecidos, uma vez que não há um ambiente intocado para servir como parâmetro. Nessas circunstâncias, o uso de registros sedimentares é de extrema importância (BEER, Et al., 2000).

Como é possível criar uma sequência temporal em uma coluna de sedimentos, também conhecida como testemunho? A equação para o decaimento exponencial radioativo é dada por:

$$N(t) = N_0 \cdot e^{-\lambda t} \text{ (equação 1).}$$

Onde:

$N(t)$ é a quantidade da substância radioativa no tempo t .

N_0 é a quantidade inicial da substância radioativa.

λ é a constante de decaimento, que é única para cada substância radioativa e determina a rapidez com que a substância se decompõe.

t é o tempo decorrido desde o início da contagem.

Essa equação descreve como a quantidade de uma substância radioativa diminui ao longo do tempo devido à sua desintegração radioativa (APPLEBAY, 1979).

De acordo com a lei do decaimento radioativo, a variação máxima na concentração de ^{14}C seria de apenas 0,82% nesse período, o que torna essa técnica pouco sensível para eventos recentes como o início do Antropoceno (Era dos Humanos). Logo, a datação de eventos históricos recentes, como o início do Antropoceno em 1950, a técnica de datação por carbono-14 (^{14}C) pode não ser a mais adequada. Isso se deve ao fato de que o ^{14}C possui uma meia-vida relativamente longa, de 5730 anos, o que significa que sua concentração varia muito pouco ao longo de períodos curtos de tempo. Dessa forma, outras técnicas de datação podem ser mais apropriadas para determinar eventos mais recentes na história da Terra (BEER Et al., 2000).

Os sedimentos, depositados sucessivamente ao longo do tempo, funcionam como um registro histórico da poluição nesses ambientes. No entanto, para interpretar esses registros, é necessário converter a profundidade das camadas sedimentares em uma escala temporal (ROBBINS, 1978). As técnicas de datação mais comuns, como a datação por carbono-14 (^{14}C), que possui meia-vida de 5730 anos, mostram-se inadequadas para períodos de aproximadamente 100 anos. Assim, o chumbo-210 (^{210}Pb), com sua meia-vida de 22,3 anos, surge como uma alternativa ideal para a datação de sedimentos nesse intervalo temporal. Essa técnica possibilita a reconstrução da história da poluição nesses ambientes, contribuindo para uma melhor compreensão dos impactos ambientais ao longo do tempo (APPLEBAY, 2001).

O chumbo suportado é o que está presente no grânulo do sedimento que passa por peneiração e lixiviação leve, pois a finalidade é deixar o solo mais fino em termos granulométricos, e não o quebrar, não perdendo assim a sua composição mineral interna do grânulo e nem misturando com agentes adsorventes. Por sua vez, o chumbo não-suportado é o que vem da precipitação, isto é, da atmosfera no qual se deposita e é produzido no início da série de decaimento radioativo do urânio e é usado na datação (NOLLER, 2000). O chumbo não-suportado por estar externamente ao grânulo, não terá resultado ao submeter a amostra para análise no EDXRF, pois a amostra ao ser irradiada pelos raios-x irá responder analiticamente com a composição interna do grânulo (APPLEBAY, 2001). Com isso, a resposta que foi obtida trata-se da composição química interna do grânulo: chumbo suportado, presente no sedimento, sem interferência da técnica utilizada para datação.

Ao contrário da datação com carbono-14 (^{14}C), que analisa cada amostra individualmente, a datação com (^{210}Pb) requer uma avaliação da variação da concentração desse isótopo ao longo de um testemunho sedimentar. Por isso, uma única amostra não é suficiente para datar com precisão usando o (^{210}Pb). Existem diversos métodos para coletar testemunhos de sedimentos, sendo o mais comum o "*gravity corer*". Após a coleta do testemunho, ele é cortado em fatias por meio de um processo chamado extrusão. Esse procedimento é crucial, pois fatias muito finas podem resultar em análises excessivamente detalhadas, enquanto fatias muito grossas podem comprometer a precisão da datação. É importante ressaltar que fatias finas podem ser posteriormente agrupadas,

mas fatias grossas não podem ser subdivididas em fatias menores. Portanto, quando não há informações prévias sobre a taxa de sedimentação esperada, é recomendável o corte a cada centímetro (BEER Et al., 2000).

No hemisfério norte, é possível identificar dois picos de concentração de ^{210}Pb em testemunhos sedimentares: um devido às explosões nucleares atmosféricas máximas (1965) e outro ao acidente de Chernobyl (1986). Já no hemisfério sul, mesmo o pico causado pelas explosões nucleares atmosféricas é difícil de detectar, sendo necessário recorrer a outras informações, como registros históricos da implementação de indústrias na região. Portanto, é essencial considerar esse parâmetro adicional durante a amostragem (APPLEBAY, 1979).

A medição do ^{210}Pb pode ser realizada diretamente através da detecção da partícula beta ou, mais comumente, dos raios gama emitidos (ROBBINS, 1990). No entanto, a espectrometria gama, embora amplamente utilizada, apresenta algumas dificuldades devido à baixa frequência de emissões (4%) e à energia envolvida (47 keV), resultando em limites de detecção mais elevados e maiores incertezas. É importante observar que, embora os raios gama sejam atribuídos ao ^{210}Pb , eles são emitidos, na verdade, pelo seu produto de decaimento, o ^{210}Bi (BEER Et al., 2000). A detecção da partícula beta emitida pelo ^{210}Pb é difícil devido à sua baixa energia ($\beta_{\text{max}} = 17 \text{ keV}$), sendo possível apenas por cintilação em meio líquido.

O ^{210}Bi é um emissor beta de alta energia ($\beta_{\text{max}} = 1160 \text{ keV}$), e como sua meia-vida é de apenas cinco dias, o equilíbrio radioativo com o ^{210}Pb é atingido em cerca de 30 dias após uma separação química. Muito utilizado na datação com ^{210}Pb o ^{210}Po possui propriedades químicas peculiares, como a deposição espontânea em alguns metais nobres como prata e cobre (ROBBINS, 1978). Comparando as espectrometrias alfa e gama, Mabit e outros afirmam que a incerteza na determinação de ^{210}Pb será de 40% ao usar a espectrometria gama para amostras de sedimento com concentrações na faixa de 10 Bq.kg^{-1} e que incertezas semelhantes entre os dois métodos só serão obtidas quando a concentração de ^{210}Pb for maior do que 120 Bq.kg^{-1} (ROBBINS, 1978). Independentemente do método escolhido, é importante ressaltar que o ^{210}Pb medido representa o ^{210}Pb total. Ao contrário do carbono-14, a datação com ^{210}Pb não pode ser obtida a partir dos resultados de uma única amostra, mas sim da análise de um perfil. Dois modelos são comumente utilizados na datação com ^{210}Pb : o método da Velocidade e do Fluxo Constante (CR-CF) e o método do Fluxo Constante (CRS) ou Constant Flux method (CF). É essencial validar qualquer modelo adotado com base em outros dados, como o perfil de um determinado metal (APPLEBAY, 2001).

Outro aspecto relevante a ser considerado é o efeito da compactação. À medida que as camadas superiores se depositam, elas pressionam as camadas inferiores, fazendo com que percam água e reduzam sua espessura. Isso afeta a determinação da velocidade de sedimentação linear (cm.ano^{-1}). Para contornar esse problema, as profundidades são frequentemente expressas em termos de massa acumulada (APPLEBAY, 2001).

O método Constante de Velocidade e Fluxo (CR-CF) é uma abordagem utilizado em diversas áreas, como hidrologia, geologia e ecologia, para determinar a idade de sedimentos e materiais depositados em ambientes aquáticos (GODOY, 2018). Essa técnica se baseia no princípio da datação por radioisótopos, em particular, a utilização do isótopo radioativo de chumbo-210 (^{210}Pb).

O método CR-CF aborda essa questão através da análise da distribuição vertical de ^{210}Pb nos sedimentos. A taxa de sedimentação é estimada medindo-se a concentração

de ^{210}Pb em diferentes profundidades do sedimento (GODOY, 2018). A partir desses dados, é possível modelar a distribuição vertical do ^{210}Pb ao longo do tempo, levando em consideração a produção in situ e a deposição atmosférica. O modelo CR-CF assume que a taxa de deposição atmosférica de ^{210}Pb é constante ao longo do tempo e que a produção in situ é constante em cada camada sedimentar.

Com base nessas premissas, o método CR-CF utiliza equações matemáticas para calcular a idade dos sedimentos em cada profundidade, levando em conta a taxa de sedimentação e a produção de ^{210}Pb (GODOY, 2018). Essas idades podem então ser usadas para reconstruir a história da sedimentação em um determinado local, fornecendo informações valiosas sobre mudanças ambientais, processos de erosão e atividades humanas ao longo do tempo.

O método Constante de Velocidade e Fluxo (CR-CF) é aplicável quando tanto a velocidade mássica de sedimentação ($\text{g.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) quanto o fluxo de ^{210}Pb são constantes. Nesse caso, a concentração de ^{210}Pb (Bq.g^{-1}), originária da atmosfera, na camada superficial ($^{210}\text{Pb}_{\text{atmosférico}(0)}$) permanece constante e sua concentração nas camadas subsequentes é determinada apenas pelo decaimento radioativo:

$$^{210}\text{Pb}_{\text{atmosférico}}(t) = ^{210}\text{Pb}_{\text{atmosférico}}(0) \cdot e^{-\lambda t} \text{ (equação 2)}$$

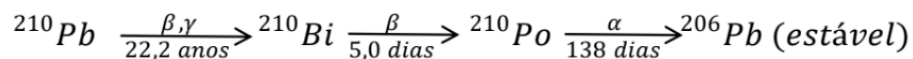
Considerando que a velocidade de sedimentação é constante, temos:

$$t = \frac{z}{v}$$

Logo:

$$^{210}\text{Pb}_{\text{atmosférico}}(t) = ^{210}\text{Pb}_{\text{atmosférico}}(0) \cdot e^{-\lambda \frac{z}{v}}$$

Figura 2 - Decaimento do ^{210}Pb até ^{206}Pb (estável)



Fonte: Godoy, 2018

A figura ilustra uma situação na qual o método CF-CR é apropriado, onde o coeficiente da exponencial (-0,167) é usado para determinar a velocidade mássica de sedimentação ($v = 0,19 \text{ g.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$):

$$-0,167 = \frac{-0,0311}{v}$$

Uma vez calculada a velocidade de sedimentação, a idade de cada camada é determinada aplicando-se a velocidade de sedimentação e a profundidade correspondente.

2.10 CPFG: CONTADOR PROPORCIONAL DE FLUXO GASOSO

O Contador Proporcional de Fluxo Gasoso é um dispositivo utilizado para medir a concentração de partículas radioativas em um gás. Sua operação se baseia na ionização dos átomos do gás pelo impacto das partículas radioativas. Esse tipo de contador é

especialmente útil em aplicações que requerem alta sensibilidade e precisão na detecção de radiação, como em estudos ambientais e nucleares (GODOY, 2018).

O funcionamento do Contador Proporcional de Fluxo Gasoso é complexo, mas pode ser resumido da seguinte forma: quando uma partícula radioativa colide com um átomo do gás no detector, ela ioniza o átomo, produzindo elétrons livres. Esses elétrons são acelerados por um campo elétrico aplicado no detector e colidem com outros átomos, produzindo uma cascata de ionizações. A corrente resultante é medida e amplificada para fornecer uma leitura da concentração de partículas radioativas no gás. Uma das vantagens do Contador Proporcional de Fluxo Gasoso é sua alta eficiência de detecção, o que o torna adequado para detectar partículas radioativas de baixa energia. Além disso, ele é capaz de medir diferentes tipos de radiação, como partículas alfa, beta e raios gama, dependendo do gás utilizado no detector (GODOY, 2018).

No entanto, o Contador Proporcional de Fluxo Gasoso também apresenta algumas limitações. Por exemplo, ele pode ser sensível a variações de temperatura e pressão, o que pode afetar sua precisão. Além disso, a eficiência de detecção pode diminuir com o tempo devido ao envelhecimento do detector. Para garantir a precisão das medições, é importante calibrar regularmente o Contador Proporcional de Fluxo Gasoso e utilizar procedimentos de controle de qualidade adequados. Isso inclui a verificação da eficiência de detecção, a calibração do equipamento com fontes conhecidas de radiação e a realização de testes de estabilidade ao longo do tempo (GODOY, 2018).

O contador proporcional consiste em um tubo contendo uma mistura gasosa (geralmente metano e argônio), eletrodos para produzir a passagem de corrente e um detector. Quando partículas carregadas entram em contato com os gases, ocorre a ionização dos átomos ou moléculas de gás, criando pares íon-elétron. O detector utiliza a voltagem aplicada nos eletrodos para que os elétrons livres gerados pela ionização gasosa sejam acelerados, causando novas ionizações. O resultado é uma avalanche de íons e elétrons que amplifica o sinal original. O sinal resultante é proporcional à energia inicial da partícula incidente, dando informações sobre a energia dessa partícula. Apesar das suas vantagens, o contador proporcional possui sensibilidade a variações de temperatura e pressão, além de não detectar partículas neutras (GODOY, 2018).

Em resumo, o Contador Proporcional de Fluxo Gasoso é um dispositivo valioso para medir a concentração de partículas radioativas em um gás. Sua alta sensibilidade e capacidade de detectar diferentes tipos de radiação o tornam uma ferramenta essencial em diversas aplicações científicas e industriais (GODOY, 2018).

2.11 VARIAÇÃO MÉDIA DA CONCENTRAÇÃO

A variação média é uma medida estatística que expressa a taxa de mudança média de uma série de dados ao longo de um período de tempo específico. No contexto de concentrações que variam ao longo do ano, a variação média pode ser calculada para determinar a taxa de mudança média das concentrações ao longo desse período (RENCHEUR Et al., 2012).

Para calcular a variação média de uma série de concentrações ao longo do ano, primeiro é necessário determinar a diferença entre cada valor de concentração e o valor

correspondente no período anterior. Em seguida, somam-se todas essas diferenças e divide-se pelo número total de períodos de tempo considerados (STEVENS, 2012).

Matematicamente, a variação média pode ser calculada pela fórmula:

$$\text{Variação Média} = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - X_{i-1})}{n} \quad (\text{equação 3}).$$

Onde:

- X_i é o valor da concentração no período (i) (por exemplo, em um determinado mês).
- X_{i-1} é o valor da concentração no período anterior ao período (i).
- n é o número total de períodos de tempo considerados.

Após calcular a variação média, é possível interpretar seu valor em relação à tendência das concentrações ao longo do ano. Se a variação média for positiva, indica que as concentrações estão aumentando em média ao longo do tempo, enquanto uma variação média negativa sugere uma diminuição nas concentrações médias ao longo do período analisado. Uma variação média próxima de zero indica que as concentrações estão relativamente estáveis ao longo do tempo (KUTNER Et al., 2005).

Por exemplo, ao analisar a variação média das concentrações de poluentes em um determinado lago ou sedimento ao longo de um ano, uma variação média positiva indicaria um aumento médio na poluição ao longo do ano, enquanto uma variação média negativa sugeriria uma redução média na poluição. Essas informações são essenciais para compreender as tendências de qualidade da água (ou sedimento) ao longo do tempo e para orientar medidas de gestão e controle ambiental (STEVENS, 2012).

2.12 TAXA DE SEDIMENTAÇÃO

A taxa de sedimentação é um parâmetro fundamental na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, influenciando diretamente a composição e a distribuição dos sedimentos nos corpos d'água, bem como a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas. Essa medida expressa a velocidade com que os sedimentos são depositados em um determinado local ao longo do tempo e é influenciada por uma série de fatores físicos, químicos e biológicos (DODDS, 2010).

A sedimentação é um processo natural que ocorre devido à ação da gravidade sobre as partículas sólidas em suspensão na água. À medida que as partículas sedimentam, elas se depositam no fundo do corpo d'água, formando camadas de sedimentos que podem variar em composição, textura e espessura (GÓIS, 2013). A taxa de sedimentação é determinada pela quantidade de sedimentos que se deposita em uma determinada área durante um período de tempo específico e é expressa em unidades de massa ou volume de sedimentos por unidade de área e tempo, como $\text{kg/m}^2/\text{ano}$ ou cm/ano (DODDS, 2010).

Vários fatores influenciam a taxa de sedimentação em ambientes aquáticos, incluindo a velocidade e a direção das correntes de água, a topografia do fundo do corpo d'água, a densidade e o tamanho das partículas de sedimentos, a quantidade de material em suspensão na água, a atividade biológica e as condições climáticas. Alterações nos padrões de fluxo de água, como aumento da erosão do solo devido a atividades humanas

ou mudanças climáticas, podem afetar significativamente a taxa de sedimentação em um determinado local (WU, S, Et al. 2019).

Além disso, a taxa de sedimentação pode variar sazonalmente devido a flutuações nas condições hidrológicas, como o aumento do fluxo de água durante períodos de chuva intensa ou a diminuição da velocidade das correntes durante períodos de estiagem. Mudanças na vegetação aquática, na cobertura do solo e no uso da terra também podem influenciar a quantidade e a composição dos sedimentos transportados para os corpos d'água, afetando assim a taxa de sedimentação (DODDS, 2000).

A taxa de sedimentação é um indicador importante da saúde e da qualidade dos ecossistemas aquáticos, pois pode afetar a disponibilidade de habitat para a vida aquática, a qualidade da água e a estabilidade dos ecossistemas. Taxas de sedimentação excessivamente altas podem resultar em assoreamento de rios, lagos e estuários, reduzindo a capacidade de armazenamento de água, diminuindo a qualidade da água e prejudicando a biodiversidade aquática. Por outro lado, taxas de sedimentação muito baixas podem indicar problemas de erosão do solo e perda de habitat aquático (ALLAN 2004; GÓIS, 2003).

Portanto, a avaliação da taxa de sedimentação é essencial para uma gestão eficaz dos recursos hídricos e para a conservação dos ecossistemas aquáticos, fornecendo informações valiosas para a tomada de decisões relacionadas à proteção e à restauração dos ambientes aquáticos. Estudos detalhados sobre a dinâmica da sedimentação são fundamentais para compreender os processos que influenciam a formação e o transporte de sedimentos e para desenvolver estratégias de manejo e conservação dos recursos hídricos em escala local, regional e global (DODDS, 2000).

A quantidade de partículas beta emitidas no decaimento radioativo do ^{210}Pb para ^{210}Bi está relacionada diretamente com as concentrações dos radioisótopos. A relação entre essa concentração e a profundidade do sedimento e tendo em vista seu tempo de meia-vida é explicada pela taxa de sedimentação (ALLAN, 2004).

A taxa de sedimentação é a velocidade que uma partícula se deposita ou acumula em um local específico em determinado intervalo de tempo. À medida que as camadas se sedimentam se acumulam ao longo do tempo, diferentes camadas apresentam concentrações diferentes entre ^{210}Pb e ^{210}Bi , o que reflete em diferentes períodos temporais (GÓIS, 2003).

A equação seguinte consegue expressar a taxa de sedimentação, onde:

$$v = \frac{\Delta H}{\Delta t} \text{ (equação 4).}$$

Onde:

v = taxa de sedimentação;

ΔH = espessura do sedimento depositado;

Δt = intervalo de tempo.

A taxa de sedimentações usa modelos matemáticos que devem levar em consideração o decaimento radioativo e as condições específicas do local (GÓIS, 2003).

Para datações com isótopos de chumbo-210, o modelo ideal é o CF-CS (*Constant Flux-Constant Sedimentation*) no qual consiste em uma taxa constante de entrada do ^{210}Pb ao longo do tempo, o que é razoável para datações recentes, e uma taxa de sedimentação constante, isto é, a acumulação de sedimento seja uniforme ao longo do tempo não alterando sua espessura.

3 METODOLOGIA

3.1 A COLETA

Foram selecionados dois tubos de PVC com profundidade de 1 metro de comprimento e 75 mm de diâmetro os quais serviram para penetrar o sedimento e fazer a coleta de dois perfis. A região de coleta fica a 40 km de Juazeiro, interior da Bahia, divisa com Pernambuco pela região do sertão Petrolina.

Após a coleta, as colunas foram seccionadas em frações de 3 cm de profundidade para obter maior número de amostras e assim uma maior representatividade para obtenção da exatidão nos resultados, além de limitar a atividade química e biológica dos sedimentos coletados. As amostras foram congeladas para evitar que a secção de cima contaminasse a posterior abaixo, para que a taxa de sedimentação em cada profundidade não sofresse alteração por interferências da própria matriz.

3.2 O EDXRF

O EDXRF tem como vantagem não depender de uma preparação química da amostra. Entretanto, requer atenção em suas limitações, como uma boa calibração. A utilização do equipamento seguiu as etapas abaixo:

Preparação do equipamento: O equipamento EDX 720 da Shimadzu Scientific Instruments, INC. foi preparado para uso.

Configuração da Calibração de Energia: A voltagem adequada (15 kV para elementos com números atômicos até 12 u e 50 kV para os demais elementos) foi configurada para realizar a calibração de energia. Utilizou-se o padrão A-750 para calibrar a energia do equipamento.

Realização da Calibração de Resolução: A calibração de resolução foi realizada conforme as orientações do fabricante, utilizando o padrão SUS fornecido pela Shimadzu.

Verificação do Controle de Qualidade: Após a calibração, o padrão SUS foi utilizado para verificar a precisão e confiabilidade das medições.

Análise dos Elementos: As análises dos elementos Al, Fe, Ni, Pb, Si, Zn e Ti foram realizadas em triplicata. Durante a análise, a voltagem foi mantida em 50 kV para Al, Fe, Ni, Pb, Si, Zn e Ti. O tempo estimado para cada análise foi de aproximadamente 100 segundos por elemento químico.

Finalização do Processo: Após concluir as análises, os resultados obtidos foram verificados.

Esse procedimento passo a passo garantiu uma calibração precisa de energia e resolução no equipamento EDX 720 da *Shimadzu Scientific Instruments*, INC., bem como assegurou um controle de qualidade eficaz durante as análises dos elementos mencionados.

3.3 EXTRAÇÃO DO ^{210}Pb

Para realizar a datação do sedimento, foi utilizado um modelo matemático no qual utiliza a energia de partículas beta fruto do decaimento do isótopo chumbo-210 para o isótopo-filho bismuto-210.

Os sedimentos destinados às análises geoquímicas, foram peneirados ainda úmidos, utilizando uma peneira plástica para obter a fração fina (uma mistura de argila e silte) – não foram feitas análises granulométricas.

Em erlenmeyer de polietileno foram colocadas amostras brutas dos perfis, indicando as diferentes profundidades.

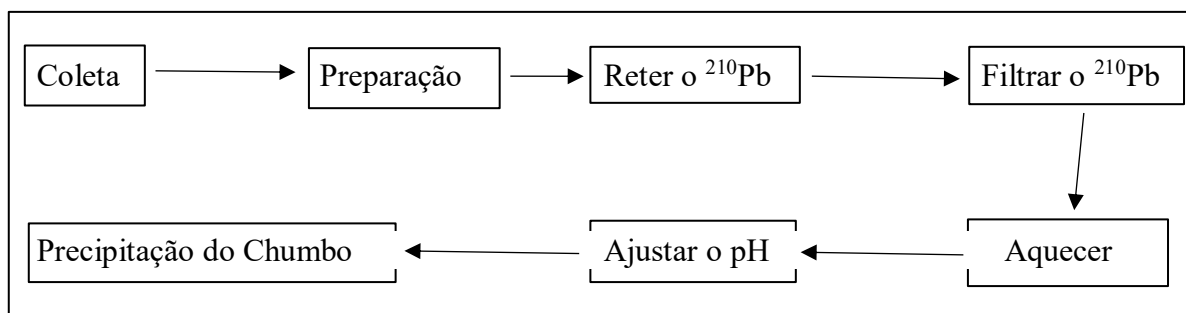
Para determinação de chumbo-210, adicionou-se aproximadamente 1g de cloridrato de hidroxilamina, 1000 μL de carreador de chumbo e 100 mL de ácido bromídrico 0,5 molar. A mistura é mantida sob forte agitação por um período de 12 horas. Terminada a agitação, filtrou-se a mistura mecanicamente e transferiu-se para um frasco de polietileno.

Em seguida, fez-se percolar o material filtrado em uma coluna de resina de material DOWEX 1x8 Clorídrica 50-100 mesh básica. O chumbo retido na coluna foi extraído com 100 mL de solução de ácido nítrico 1 molar. A solução obtida foi transferida para um bquer de 250 mL e aquecida em chapa até quase secura, e avolumada até 50 mL com água deionizada.

Ajustou-se o pH das soluções para uma faixa próxima de 4,5 e 5,0 com sulfato de amônio a 40% utilizando o vermelho de metila como indicador. Após o ajuste de pH, as soluções foram aquecidas até a ebulição e adicionados 2 mL de cromato de sódio para precipitação do chumbo.

O precipitado foi resfriado e filtrado em sistema do tipo Millipore, utilizando-se filtro de papel de celulose com 0,45 μm de abertura de poro, previamente tarado.

Fluxograma 1 – Etapas para determinar a concentração do ^{210}Pb



Fonte: O autor

3.4 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ^{210}Pb

Inicialmente, o processo de determinação da concentração de atividade de ^{210}Pb foi baseado no produto de decaimento desse isótopo, o ^{210}Bi . Para alcançar o equilíbrio secular necessário para a medição precisa, foi necessário que os filtros passassem um período de espera de duas semanas.

Após essa etapa, a atividade beta do ^{210}Bi foi medida utilizando um Contador Proporcional de Fluxo de Gás (GFPC) modelo Tennelec Series 5 XLB da Canberra. Esse equipamento foi selecionado devido à sua capacidade de detectar partículas beta, tornando-o adequado para a medição específica requerida.

É importante notar que, durante o processo de medição, apenas a atividade beta do ^{210}Bi foi considerada. Isso se deve ao fato de que o papel de filtro utilizado para cobrir os filtros de amostra tem a capacidade de reter as partículas beta de baixa energia do ^{210}Pb , além das partículas alfa do ^{210}Pb crescido.

Após a etapa de retenção das partículas beta pelo papel de filtro, procedeu-se com a medição da radioatividade dos filtros de amostra e branco. Esse processo envolveu a realização de medidas ao longo de um período de 100 minutos após as configurações do equipamento, visando determinar tanto o planalto alfa/beta quanto a eficiência de detecção.

Para determinar o planalto alfa/beta, foram utilizadas fontes radioativas de ^{241}Am (com uma taxa de emissão de $580 \alpha \text{ s}^{-1}$) e $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ (com uma taxa de emissão de $2020 \beta \text{ s}^{-1}$), datadas de março de 2007. Essas fontes foram submetidas a medidas de radioatividade em intervalos de voltagem entre 330 e 1620 V, durante 1 minuto para cada etapa de 30 V, conforme especificado.

Para determinar a eficiência de detecção, as mesmas fontes radioativas usadas anteriormente foram medidas por um período de 15 minutos. Os valores típicos encontrados para o planalto alfa, o planalto beta, a eficiência alfa e a eficiência beta foram de 660 V, 1500 V, $48,8\% \pm 0,7\%$ e $46,8\% \pm 0,7\%$, respectivamente.

Essas medidas são cruciais para avaliar a resposta do equipamento a diferentes energias de radiação alfa e beta, garantindo assim a confiabilidade das medições realizadas durante o processo de determinação da concentração de atividade do ^{210}Pb .

Para validar ainda mais os dados obtidos, a radioatividade dos filtros de amostra e dos brancos (controles) foi medida durante 100 minutos após as configurações do equipamento, visando determinar o planalto alfa/beta e a eficiência de detecção do equipamento. Essa etapa é crucial para assegurar a precisão das medições realizadas.

Além disso, foi realizada uma análise detalhada da incerteza analítica da determinação de ^{210}Pb . Isso foi feito com base na análise independente de padrões para verdade e repetibilidade, seguindo as recomendações do Guia CG do Eurachem/Citac. Essa abordagem rigorosa permitiu uma avaliação precisa da incerteza associada aos resultados obtidos.

Por fim, o método de extração proposto foi validado com sucesso, comprovando sua eficácia na recuperação apenas do ^{210}Pb das amostras de sedimentos. Essa validação foi apoiada por um estudo anterior (GODOY et al. 2018), que analisou o Sedimento Marinho IAEA 315 após a extração com ácido hidrobromídrico. Os resultados obtidos foram consistentes e próximos ao valor de referência, consolidando a confiabilidade do método utilizado.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste estudo, foram determinadas as concentrações de ferro, níquel, alumínio, chumbo, silício, titânio e zinco em uma amostra de sedimentos. Com vistas ao processo de datação subsequente, foi necessário distinguir o chumbo presente na amostra do isótopo radioativo ^{210}Pb utilizado na técnica de datação. Para tal distinção, recorreu-se às nomenclaturas de chumbo suportado e chumbo não-suportado.

A análise realizada por Espectroscopia de Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia (EDXRF) possibilitou a identificação precisa da presença dos elementos químicos alumínio (Al), níquel (Ni), silício (Si), zinco (Zn), titânio (Ti), chumbo (Pb) e ferro (Fe) na amostra em questão. Por meio dessa técnica, foi possível mapear a distribuição espacial e determinar as concentrações desses elementos com alta precisão.

Os resultados obtidos pelo Contador Proporcional de Fluxo Gasoso (CPFG) foram expressos em Becquerel por quilograma (Bq/kg), representando a quantidade de desintegrações radioativas por segundo em uma massa de um quilo do sedimento. Utilizando o modelo matemático CS-CF, foi então realizada a datação da amostra, seguindo os parâmetros estabelecidos na Tabela 2. Esse processo de datação permite determinar a idade da amostra com base na atividade radioativa do isótopo ^{210}Pb presente nela, fornecendo informações valiosas sobre a história ambiental e geológica do local de coleta.

Tabela 2: Atividade radioativa em Bq.kg^{-1} , profundidade pela taxa de sedimentação e o ano em função da profundidade em centímetros.

Profundidade (cm)	Atividade radioativa (Bq.kg^{-1})	Profundidade/Taxa de Sedimentação	Ano
3	15,15	3,63	2015
6	-0,98	7,26	2012
9	9,06	10,89	2008
12	11,41	14,51	2004
15	11,85	18,14	2001
18	6,48	21,77	1997
21	13,34	25,40	1994
24	7,74	29,03	1990
27	20,10	36,16	1983

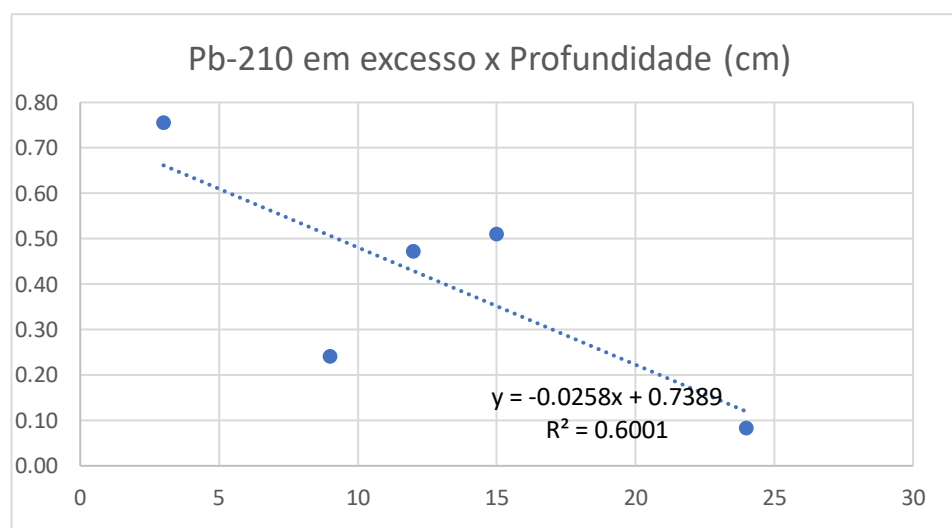
Fonte: O autor

A determinação do valor de Pb-210 em excesso foi essencial para a datação de sedimentos e para o entendimento da dinâmica de deposição ao longo do tempo. Esse valor foi calculado pela atividade radioativa (medida em Bq/kg) e pela atividade constante do ^{210}Pb , que era de 7,11. A partir desses dados, foi possível obter um gráfico representando o Pb-210 em excesso em relação à profundidade em centímetros, como exemplificado no Gráfico 1.

Além disso, para estabelecer a relação temporal dos sedimentos analisados, foi necessário calcular o ano correspondente a cada profundidade. Isso foi realizado considerando o ano da análise, que, no caso, foi 2019, e subtraindo-o do valor correspondente à profundidade dividido pela taxa de sedimentação, conforme demonstrado na Tabela 3. Essa abordagem proporcionou uma estimativa dos anos associados a cada camada de sedimentação, oferecendo insights sobre a cronologia dos eventos que impactaram a formação do sedimento.

A taxa de sedimentação desempenhou um papel crucial nesse contexto, uma vez que sua determinação foi fundamental para o cálculo dos anos associados a cada camada sedimentar. Essa taxa foi calculada a partir da obtenção da equação da reta que representava a regressão linear do Pb-210 em excesso em relação à profundidade. Por meio desse método, foi possível estimar a velocidade com que os sedimentos se acumulavam ao longo do tempo, fornecendo informações valiosas sobre os processos de deposição e sedimentação que ocorreram em um determinado ambiente.

Gráfico 1 – ^{210}Pb em excesso em função da profundidade em centímetros.



Fonte: o autor.

O coeficiente angular da reta dividido por -0,031222 fornece a taxa de sedimentação igual a 0,83.

O gráfico e a regressão linear foram obtidos de acordo com as seguintes estatísticas:

Tabela 3 – Estatística para a regressão linear.

R múltiplo	0,77465081
R^2	0,600083878
R^2 ajustado	0,466778504
Erro padrão	0,188962887

Fonte: o autor.

Associando as informações do EDXRF e do CPFG com uma leitura mais detalhada foram coletados os seguintes dados:

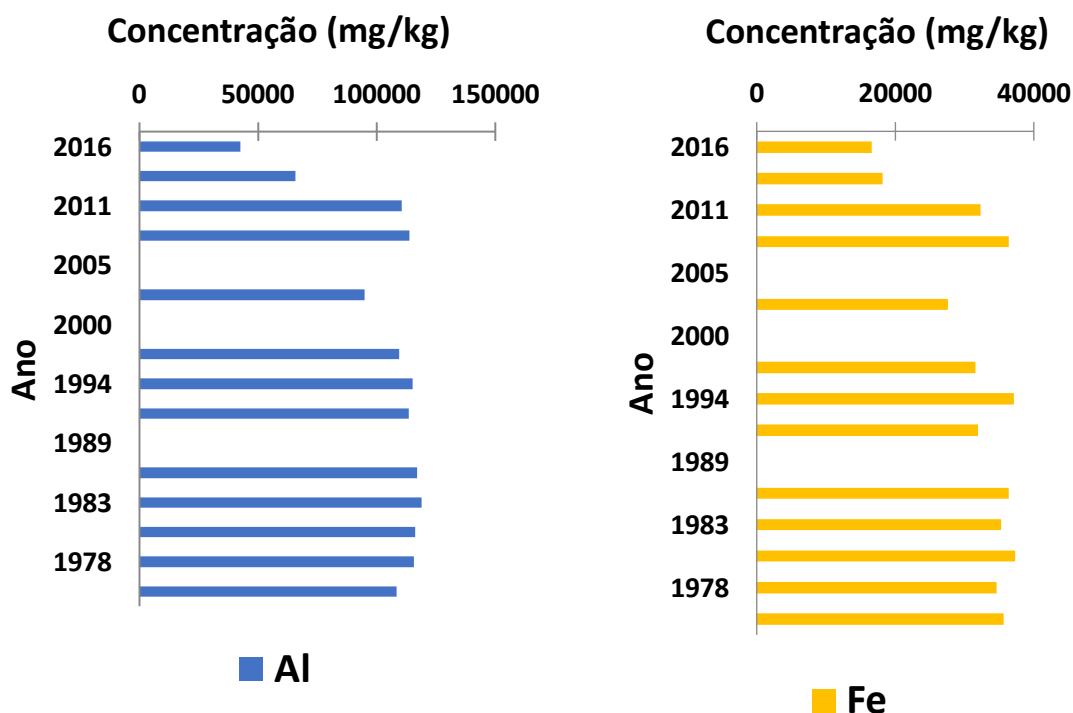
Tabela 4 – Resultado da profundidade em centímetros, seu respectivo ano e a concentração em mg/kg dos elementos químicos:

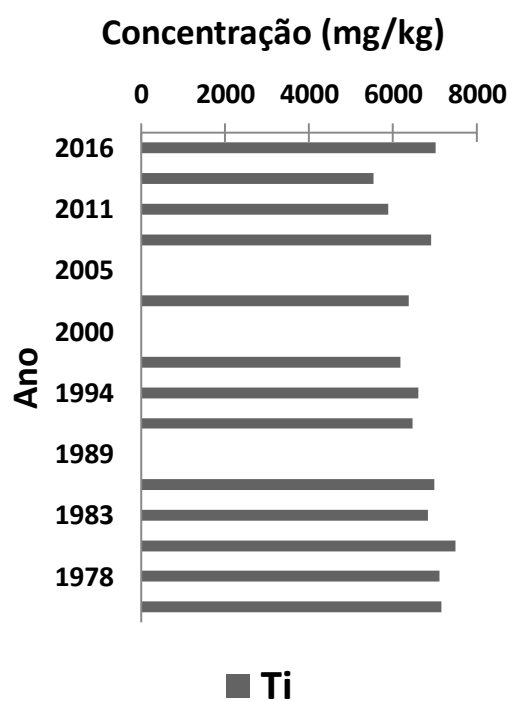
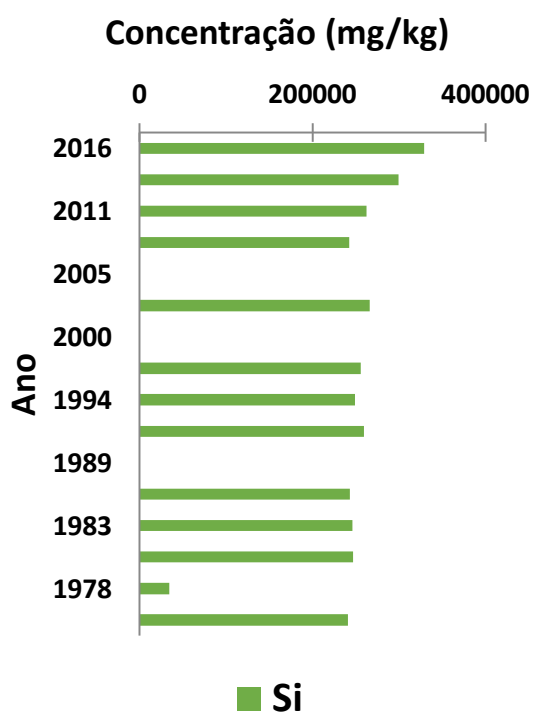
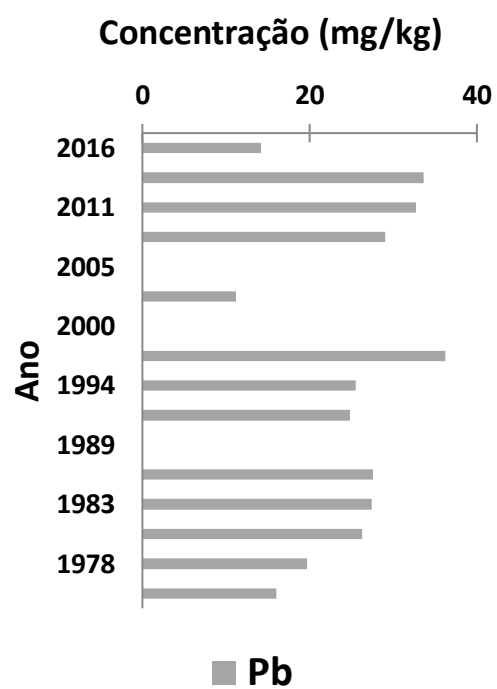
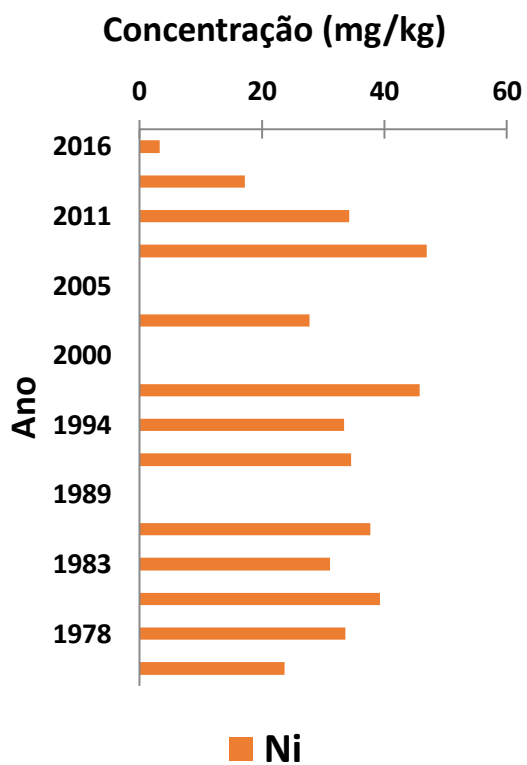
Profundidade	ANO	Al	Fe	Ni	Pb	Si	Ti	Zn
0-3cm	2016	42449,1	16587,8	3,3	14,2	329235,6	7021	22,3
3-6cm	2014	65733,4	18170,8	17,2	33,6	299235,5	5544,5	28,5
6-9cm	2011	110519,2	32286,9	34,3	32,7	262126,7	5894,8	48,8
9-12cm	2008	113918,8	36377,7	46,9	29	242764,3	6903,8	66,2
15-18cm	2003	94831	27568,1	27,8	11,2	266145	6382,7	39,9
21-24cm	1997	109477,8	31596,9	45,8	36,2	255815,2	6176,9	32,8
24-27cm	1994	115040,2	37075,8	33,4	25,5	248968,6	6599	45
27-30cm	1992	113435,6	31937,8	34,6	24,8	259235,9	6465	45,3
33-36cm	1986	117084,7	36369,3	37,7	27,6	242925,3	6994,5	40,8
36-39cm	1983	119026,9	35289,4	31,1	27,4	246384,4	6839,9	43,9
39-42cm	1981	116308,8	37262,1	39,3	26,3	246709,6	7494,6	45,8
42-45cm	1978	115608,9	34586,1	33,6	19,7	34586,1	7113,1	41,2
45-48cm	1975	108450,4	35627,6	23,7	16	241126,8	7158,6	40,1

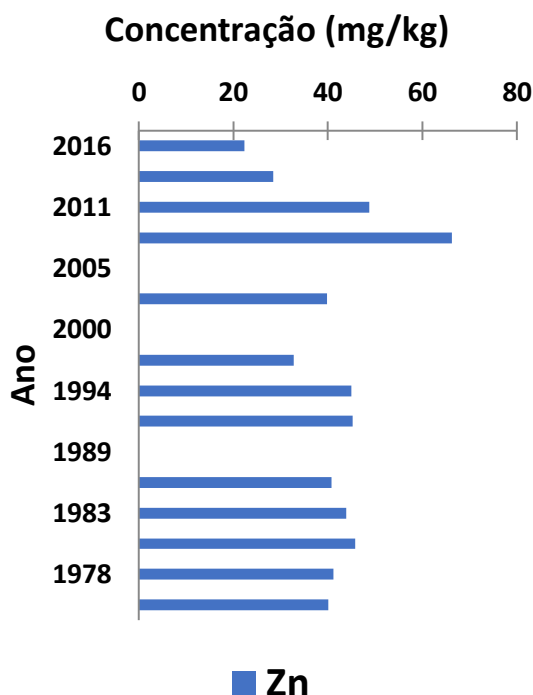
Fonte: o autor.

As informações da tabela 4 podem ser mais bem visualizadas na forma de gráficos, como mostra a figura 3:

Figura 3 – Concentração dos elementos químicos em mg/kg variando com o tempo em ano.







Fonte: O autor.

Diante do exposto, observa-se um aumento na concentração de titânio (Ti) e principalmente silício (Si), em 2016. A variação média do titânio (Ti) de 2014 para 2016 foi de 738,25 mg/kg, enquanto a do silício foi de 15000,05 mg/kg de 2014 para 2016 e de 44738,93 mg/kg.

O aumento de titânio (Ti) no sedimento pode ser justificado pela erosão de rochas ricas em minerais de titânio, como ilmenita e rutilo. A ação dos agentes erosivos, como água e vento, pode liberar partículas de titânio para o ambiente, que acabam se depositando nos sedimentos ao longo do tempo. Mudanças climáticas e eventos geológicos, como terremotos e vulcanismo, também podem influenciar o transporte e deposição de minerais de titânio nos sedimentos. Além disso, atividades humanas como mineração de minérios como ilmenita e rutilo, produção industrial como pigmentos, tintas e plásticos, contribui para sua disseminação ambiental durante a fabricação e uso desses itens e descarte inadequado de produtos contendo titânio, juntamente com a erosão do solo em áreas de mineração, também aumenta a presença desse metal em corpos d'água podem contribuir significativamente para o aumento de titânio no sedimento.

O descarte inadequado de resíduos industriais contendo titânio, provenientes de processos de fabricação de pigmentos, tintas, plásticos e produtos químicos, pode resultar na contaminação dos corpos d'água e solos próximos. A mineração de titânio e a extração de areias minerais também podem liberar grandes quantidades de titânio no ambiente, aumentando os níveis desse metal nos sedimentos.

As consequências do aumento de titânio no sedimento podem ser diversas e variam dependendo da quantidade e da fonte de contaminação. Em níveis elevados, o titânio pode afetar a qualidade da água e do solo, causando impactos negativos na vida

aquática e terrestre. Além disso, a presença de titânio em excesso pode interferir nos processos biogeoquímicos naturais, alterando a composição química e biológica dos ecossistemas aquáticos e terrestres.

A contaminação por titânio também pode representar um risco para a saúde humana, especialmente quando ocorre a contaminação de águas subterrâneas utilizadas para consumo humano ou agricultura. Partículas de titânio em suspensão podem causar problemas respiratórios e irritações em contato com a pele e os olhos.

É imprescindível ressaltar que a composição da sedimentação em uma área tão extensa pode ser influenciada por uma série de fatores diversos. Para obter resultados mais precisos e representativos, é crucial selecionar pontos de coleta ao longo da extensão do lago (GODINHO, 2003). Na região analisada neste estudo, observou-se uma tendência de diminuição na concentração de alumínio, ferro, níquel e zinco, especialmente a partir do ano de 2010, com uma redução ainda mais acentuada por volta de 2016.

A variação média desses elementos químicos ao longo do período analisado revela a magnitude das alterações observadas. Em média, houve uma diminuição anual nas concentrações desses elementos, expressa em miligramas por quilograma (mg/kg), a partir do ano de 2010 (tabela 5). Essa redução progressiva nas concentrações indica uma mudança significativa na composição dos sedimentos ao longo do tempo e sugere a influência de processos ambientais complexos sobre a dinâmica dos elementos químicos no lago.

Dessa forma, a análise detalhada dessas variações e seus possíveis impulsionadores é fundamental para compreender os processos que regem a evolução do ambiente lacustre e suas interações com fatores externos, como mudanças climáticas, práticas de manejo do solo e intervenções humanas. Essa compreensão é crucial para o desenvolvimento de estratégias eficazes de monitoramento e gestão ambiental, visando a preservação e a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos.

Tabela 5 – Variação média nas profundidades datadas em 2011, 2014 e 2016 dos elementos químicos que diminuíram sua concentração.

ELEMENTO QUÍMICO	Alumínio	Ferro	Níquel	Zinco
VARIAÇÃO MÉDIA	45380,07	10466,07	20,67	17,67

Fonte: o autor

Os valores obtidos apresentam flutuações significativas, que estão diretamente relacionadas à disponibilidade do elemento químico no sedimento. Observou-se que a maior variação na diminuição ocorreu com o alumínio, provavelmente devido à sua maior concentração na matriz sedimentar. Em termos práticos, a variação média do alumínio, conforme evidenciado pelos dados compilados na Tabela 4, demonstra uma diminuição de 9918 mg/kg entre os anos de 2010 e 2013, e assim sucessivamente.

Essa tendência de variação nos valores dos elementos químicos ao longo do tempo reflete processos dinâmicos e complexos que influenciam a composição e a qualidade dos sedimentos. A diminuição observada no teor de alumínio sugere possíveis mudanças nas condições ambientais locais, como variações na entrada de contaminantes ou processos naturais de deposição e erosão. Essas flutuações podem ter implicações significativas para a saúde e a estabilidade dos ecossistemas aquáticos, destacando a importância da monitorização contínua e da compreensão dos fatores que influenciam a composição dos sedimentos.

A redução observada nos teores desses elementos químicos pode ser atribuída, em parte, a processos redox de redução, nos quais há a formação de sulfetos ou óxidos de ferro na forma de precipitados, resultando na remoção desses elementos do sedimento. A formação de sulfetos de ferro é um fenômeno frequentemente associado à condição de hipóxia, caracterizada pela deficiência de oxigênio em ambientes aquáticos. Nesse contexto, microorganismos anaeróbicos podem utilizar íons de sulfato (SO_4^{2-}) como agentes oxidantes, promovendo a redução desses íons para sulfeto (S^{2-}) (SKOOG, 2002).

A redução dos teores de ferro (Fe) no sedimento foi observada em 2013 no estudo conduzido por Indira Ingrid ao analisar os níveis de metais pesados na água na área circundante ao Lago de Sobradinho. A pesquisa de Indira conclui que 38% das amostras coletadas nos municípios vizinhos ao lago excedem os limites estabelecidos pela legislação brasileira (DE SOUSA, Indira Ingrid, 2013).

É importante ressaltar que, conforme observado, maiores concentrações de metais na água estão associadas a menores concentrações no sedimento, devido ao processo de assoreamento. Os teores médios encontrados em 2013 foram de 1,99 mg/L, com um máximo de 8,05 mg/L, um desvio padrão de 3,52 e um coeficiente de variação de 176,68% (DE SOUSA, Indira Ingrid, 2013).

Ademais, por meio da datação por ^{210}Pb , constatou-se que em 2011 o teor de ferro (Fe) no sedimento era de 32286,9 mg/kg. Em 2014, esse valor diminuiu para 18170,8 mg/kg, e em 2016 foi ainda menor, registrando-se 16587,8 mg/kg (tabela 4). Esses resultados revelam uma variação média de 5233,03 mg/kg ao longo desse período, indicando uma redução média de 23,44% de 2011 para 2014 e, conseqüentemente, para 2016.

Ademais, é importante destacar o papel significativo da eutrofização nesse processo. A eutrofização refere-se ao aumento desproporcional de algas em ambientes aquáticos, resultante do excesso de nutrientes depositados. Quando esses nutrientes são decompostos por microorganismos, ocorre um consumo massivo de oxigênio dissolvido na água, levando à diminuição da concentração de oxigênio disponível no lago. Esse fenômeno contribui para a instalação de condições favoráveis à formação de sulfetos de ferro e outros processos de redução, que, por sua vez, influenciam na redução dos teores de elementos químicos no sedimento (OLIVEIRA & ABREU, 2020).

Dessa maneira, a interação complexa entre processos redox, como a formação de sulfetos de ferro, e fatores ambientais, como a eutrofização, desempenha um papel fundamental na diminuição dos teores de elementos químicos no sedimento do lago. O entendimento desses processos é crucial para uma análise abrangente dos mecanismos

que influenciam a composição e a qualidade dos sedimentos aquáticos, fornecendo insights valiosos para a gestão e conservação de ecossistemas aquáticos.

As mudanças climáticas representam um importante fator influenciador na disponibilidade e distribuição dos metais na água, resultando em variações significativas nos processos geoquímicos que regem sua concentração e comportamento (SILVA & SANTOS, 2019). Essas mudanças climáticas podem ser associadas a eventos extremos, como o El Niño, que exercem um impacto substancial na dinâmica desses elementos nos corpos d'água. Durante períodos de El Niño, os padrões climáticos, incluindo temperatura e precipitação, sofrem alterações significativas, afetando diretamente a disponibilidade e a mobilidade dos metais na água. Por exemplo, o aumento da temperatura da água pode acelerar processos que influenciam a solubilidade do alumínio, ferro, níquel e zinco, alterando sua concentração e distribuição nos corpos d'água.

Em relação à prática de irrigação por sulcos, amplamente adotada em áreas agrícolas, observa-se que esse método pode facilitar o transporte de sedimentos e contaminantes para os cursos d'água próximos (COSTA & SOUZA, 2018). Como resultado, metais presentes no solo podem ser arrastados para os corpos d'água, contribuindo para sua diminuição e afetando a qualidade da água. Esse fenômeno destaca a importância de práticas agrícolas sustentáveis e da implementação de medidas de controle de poluição para mitigar os impactos negativos sobre os recursos hídricos.

Por fim, o aquecimento dos lagos também desempenha um papel crucial na disponibilidade e concentração dos metais na água (ALMEIDA & PEREIRA, 2017). O aumento das temperaturas pode estimular a atividade biológica e os processos de sedimentação, influenciando diretamente a distribuição desses elementos nos corpos d'água. Além disso, o aumento da temperatura pode elevar a taxa de evaporação, concentrando os metais remanescentes na água e potencializando seus efeitos nocivos sobre os ecossistemas aquáticos. Nesse sentido, a compreensão dos efeitos das mudanças climáticas e das práticas humanas sobre a disponibilidade e distribuição dos metais na água é essencial para a gestão sustentável dos recursos hídricos e a preservação dos ecossistemas aquáticos (RAMOS et al., 2020; PEREIRA & SILVA, 2018).

Em síntese, a diminuição dos teores de alumínio, ferro, níquel e zinco em corpos d'água é influenciada por uma série de fatores interligados, incluindo mudanças climáticas, eutrofização, fenômenos climáticos extremos como o El Niño, práticas agrícolas e aquecimento dos lagos. Compreender esses processos é fundamental para o manejo sustentável dos recursos hídricos e a preservação dos ecossistemas aquáticos.

As análises realizadas demonstram, de forma proporcional e em intervalos de tempo equivalentes, uma correlação entre as concentrações de níquel e silício. Observa-se que as concentrações de níquel tendem a diminuir à medida que as concentrações de silício aumentam, conforme evidenciado na Figura 3. Essa tendência sugere uma possível interação entre esses elementos, influenciada pelas mudanças nas características do solo decorrentes do manejo da irrigação na região.

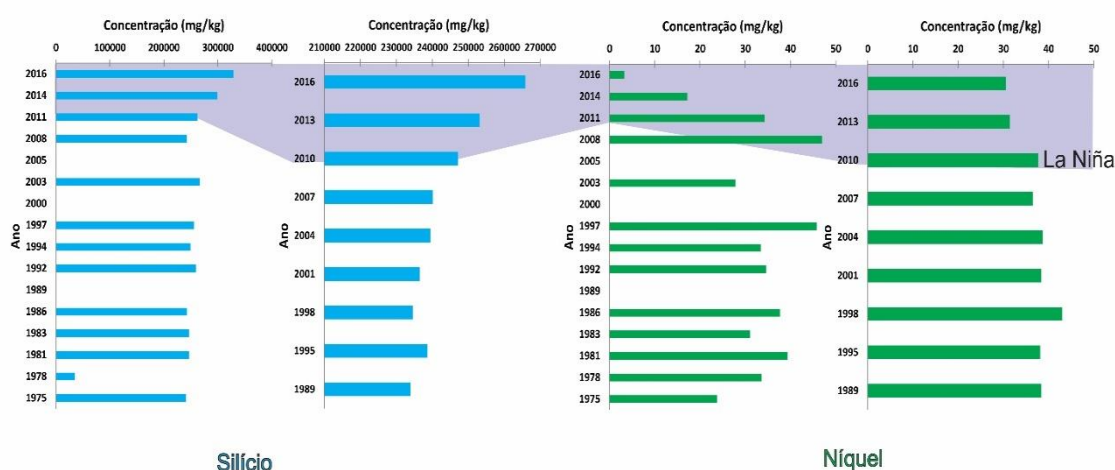
Em um estudo conduzido por Flávia Jussara em 2012, foram identificados indícios de aumento na concentração de níquel nas águas do lago de Sobradinho durante o período de março daquele ano. Essa elevação na concentração do referido metal pode ser atribuída

ao processo de carreamento do solo, contendo tal elemento químico, para o interior do lago, especialmente durante o período chuvoso. Esses achados corroboram a presença de metais pesados no sedimento do lago, os quais são conhecidos por estar presentes em alguns fertilizantes e agrotóxicos frequentemente utilizados na atividade agrícola da região (MOREIRA et al., 2012).

Com base nos resultados apresentados no estudo conduzido por Flávia et al. (2012), constatou-se que a concentração média de níquel (Ni) nas águas do lago de Sobradinho, em 2012, foi de 0,0167 mg/L. Destaca-se que o valor mínimo registrado foi de 0,0010 mg/L, o que evidencia um aumento expressivo na concentração deste metal no referido lago. Por outro lado, o valor máximo atingiu 0,0506 mg/L, enquanto o desvio padrão revelou-se como 0,0192. A variação do teor de níquel em relação à média foi calculada em 115,01%. Tais dados indicam uma presença considerável de níquel nas águas do lago durante o período analisado, com uma variação significativa entre os valores mínimo e máximo.

Ademais, os resultados obtidos nos anos subsequentes corroboram para uma compreensão mais abrangente da dinâmica da concentração de níquel no sedimento. Em 2011, a concentração de níquel no sedimento foi medida em 34,3 mg/kg, valor que reduziu para 17,2 mg/kg em 2014 e, posteriormente, voltou a aumentar para 34,3 mg/kg em 2016. Esses dados refletem uma variação média de 15,5 e uma diminuição no teor de níquel no sedimento de 84,7% a cada período analisado.

Figura 4 – Aumento na concentração de silício e diminuição da concentração de níquel em intervalos de tempo (em anos) iguais.



Fonte: o autor.

O manejo da irrigação na região resultou não apenas no aumento da fração arenosa do solo, mas também em mudanças significativas na interação dos elementos químicos presentes. Em particular, os elementos Alumínio (Al), Ferro (Fe), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) demonstraram a capacidade de formar complexos, inclusive orgânicos, em resposta às modificações nas condições do solo induzidas pelo manejo da irrigação (SILVA et al., 2019; OLIVEIRA & SANTOS, 2020). Essa formação de complexos entre os elementos indica uma interação complexa e dinâmica entre os componentes do solo e

os processos que ocorrem em resposta às práticas de manejo agrícola, destacando a importância de uma abordagem integrada para entender as implicações dessas mudanças na qualidade do solo e na produção agrícola.

Figura 5 – Formação de canais de irrigação no plantio de cebola.



Fonte: o autor.

Além do processo geológico inerente que ocorre de forma contínua, a deposição de sedimentos é intensificada por ações naturais, como a ação do vento e da chuva. Esses processos contribuem significativamente para a diminuição na concentração de determinados elementos químicos nos sedimentos, uma vez que novas camadas de sedimentos são depositadas sobre as camadas existentes. Essas novas camadas podem apresentar uma composição variada, dependendo de sua origem geológica e das características do ambiente onde foram formadas (SMITH et al., 2018). Esse fenômeno evidencia a complexidade dos processos que influenciam a dinâmica dos elementos químicos nos sedimentos e destaca a importância de considerar não apenas os processos internos do ambiente lacustre, mas também os processos externos que contribuem para a evolução do sistema sedimentar ao longo do tempo.

5. CONCLUSÕES

A partir deste trabalho sobre a avaliação da geocronologia e composição química em amostras de sedimentos do reservatório de Sobradinho, conclui-se que:

- As técnicas analíticas EDXRF e Datação por ^{210}Pb que promoveu a leitura pelo CPFPG através da detecção de partículas beta, proporcionando uma análise da composição elementar do sedimento, suas concentrações em mg.kg^{-1} e a datação do sedimento;
- A taxa de sedimentação permitiu datar o sedimento em função da sua profundidade;
- O aumento na concentração de silício foi caracterizado pelo aumento da fração arenosa, causada pelo manejo da irrigação devido a cultura do plantio de cebola pelas comunidades locais;
- A diminuição nas concentrações de Al, Fe, Ni, Pb, Ti e Zn se deu por diversos fatores, entre eles a formação de complexos orgânicos e outros fatores químicos como processos de redução do ferro, formando óxidos e sulfetos de ferro;
- O processo de redução ocorreu em ambientes com ausência de oxigênio, que pode ser ocasionado pelo plantio de cebola, o aumento da temperatura das águas e o processo de eutrofização que promove o crescimento exacerbado de algas que ao morrerem, sofrem decomposição por microorganismos;
- O fenômeno do El Niño iniciado em 2010 promoveu o aquecimento das águas do Oceano Pacífico, promovendo possivelmente o aumento de temperatura das águas e uma menor retenção de oxigênio;
- Outros processos como o aumento na deposição de sedimentos, atividades geológicas e a poluição podem provocar a diminuição da oferta de oxigênio e o desbalanço na concentração dos elementos químicos no sedimento;
- O desenvolvimento urbano da região e cidades vizinhas levou ao desenvolvimento tecnológico em vários setores, entre eles o agrário, que corroborou para o aumento na emissão de poluentes e diminuição na oferta de oxigênio na bacia do São Francisco.

REFERÊNCIAS

As referências, organizadas em ordem alfabética conforme as regras da ABNT, são:

Almeida, Carlos. (2018). "Impactos da Construção de Barragens na Dinâmica de Sedimentação: O Caso da Barragem de Sobradinho". Cadernos de Geociências.

Almeida, F. G. (2017). "Impactos da Modernização Agrícola na Região do Submédio São Francisco: Um Estudo de Caso sobre a Produção de Cebola." Revista de Desenvolvimento Rural Sustentável, 5(1), 78-92.

Allan, J. D. (2004). "Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems." Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 35, 257-284.

Anjos, M. J., et al. "Análise de sedimentos de rios da região de Mariana-MG por espectrometria de fluorescência de raios X." Revista Brasileira de Geociências, 32(2), 198-202.

Appleby, P. G., & Oldfield, F. (1978). The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. Catena, 5(1), 1-8.

Appleby, P. G., & Oldfield, F. (1979). The assessment of ^{210}Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. Hydrobiologia, 63(1), 623-628.

Appleby, P. G. (2001). Chronostratigraphic techniques in recent sediments. Tracking Environmental Change Using Lake Sediments, 1, 171-203.

Baskaran, M. (2011). Handbook of Environmental Isotope Geochemistry. Springer Science & Business Media.

Batista, J. C. A. "Introdução à Física das Radiações." Editora Livraria da Física, 2003.

Beer, J., Morgenstern, U., & Heisinger, B. (2000). Radiometric dating of ice cores. Quaternary Science Reviews, 19(1), 529-545.

Cavalcante, A. P., Araújo, F. G., & Souza, J. R. (2015). Impacto ambiental de metais pesados em corpos d'água: uma revisão da literatura brasileira. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 20(3), 378-391.

Colleti, J. Cultivo da cebola: do plantio à colheita. Campinas: CATI, 2004.

CORBI, Juliano José et al. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Química Nova*, v. 29, p. 61-65, 2006.

Costa, F. M., & Souza, A. B. (2018). Impacto da prática de irrigação na qualidade da água em áreas agrícolas: estudo de caso na região do cerrado. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 45.

Dodds, W. K. (2010). "The role of periphyton in benthic food webs." In *Periphyton: Ecology, Exploitation and Management* (pp. 355-377). Springer, Dordrecht.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa). Cultivo da cebola. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/590276/cultivo-da-cebola>>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2024.

FERNANDES, Geraldo Antônio Rodrigues et al. *Cultura da Cebola: Práticas Culturais*. Viçosa, MG: UFV, 2007.

Gonçalves RA, Oliveira DF, Ferreira PHG, Rezende CE, Almeida P, De Lacerda LD, Godoy JM (2018) Decadal and spatial variation of Hg concentrations in sediments of a multi-stressor impacted estuary. *Mar Pollut Bull* 135:1158–1163

Godinho, Victor. (2003). "O Papel Estratégico do Rio São Francisco na Economia Brasileira". Editora Universitária.

Godoy JM, Moreira I, Wanderley C, Simões Filho FF, Mozeto AA (1998) An alternative method for the determination of excess ²¹⁰Pb in sediments. *Radiat Prot Dosim* 1–4:111–115

Godoy, José Marcus de Oliveira. (2018). Contadores proporcionais. Em: Instrumentação Nuclear: Princípios e Aplicações. São Paulo: Editora Blucher.

Godoy JM, Moreira I, Wanderley C, Simões Filho FF, Mozeto AA (1998) An alternative method for the determination of excess ^{210}Pb in sediments. *Radiat Prot Dosim* 1–4:111–115

Gomes FC, Godoy JM, Godoy MLDP, Carvalho ZL, Lopes RT, Sanchez-Cabeza JA, Osvath I, Lacerda LD (2011) Geochronology of anthropogenic radionuclides in Ribeira Bay sediments, Rio de Janeiro, Brazil. *J Environ Radioact* 102:871–876

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Produção Agrícola Municipal 2015. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9207-producao-agricola-municipal.html?=&t=o-que-e>>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2024.

Ivanovich, M., & Harmon, R. S. (1992). Uranium-series disequilibrium: applications to earth, marine, and environmental sciences. Clarendon Press.

Krishnaswamy, S., Lal, D., & Martin, J. M. (1971). Geochronology of lake sediments. *Earth and Planetary Science Letters*, 11(1), 407-414.

Kutner, Michael H., et al. "Applied Linear Statistical Models." McGraw-Hill Education, 2005.

Marguí, E., et al. "Fluorescence X-ray spectrometry for environmental analysis." *Analytica Chimica Acta* 544.1-2 (2005): 269-275.

Marguí, E., et al. "Fluorescence X-ray spectrometry for environmental analysis." *Analytica Chimica Acta* 544.1-2 (2005): 269-275.

Melo, D. R., & Gouvea, R. C. (2016). O papel do chumbo-210 na compreensão dos processos geológicos e ambientais: uma revisão. *Revista Brasileira de Geociências*, 46(2), 215-228.

Moraes, M. A. B. de, et al. "Aplicação da espectroscopia de emissão atômica por plasma induzido (ICP-AES) em solos do estado do Amazonas." *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 27.2 (2003): 289-296.

Mota, R. *Sustentabilidade na agricultura: práticas conservacionistas*. São Paulo: Atlas, 2018.

Müller, C. H., Fernandes, A. F., Medeiros, D. M., Medeiros, F. P., & Souza, P. R. (2015). Impactos do uso de agrotóxicos na agricultura de cebola em uma comunidade rural do município de Santana do Acaraú-CE. *Caminhos de Geografia*, 16(54), 261-274.

NASCIMENTO, Warley Marcos et al. *Cebola: Produção e Comercialização*. Lavras: EPAMIG, 2004.

Noller, A. "Chumbo." *Elementos Traços no Meio Ambiente*. Springer, 2000. 145-159.

Oliveira, A. B. (2018). "Impactos Sociais e Ambientais da Construção da Barragem de Sobradinho no Submédio São Francisco." Editora Universitária.

Oliveira, J. B., & Abreu, A. G. (2020). Eutrofização em ambientes aquáticos: causas, consequências e estratégias de controle. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 25.

Oliveira, José. (2019). "Desafios da Agricultura em Climas Semiáridos: Estratégias de Manejo da Irrigação". *Anais do Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*.

Ramalho, T. C., et al. "Avaliação da contaminação por metais pesados em solo, sedimentos, água e plantas decorrente do uso de agroquímicos na microbacia de Caetés, Paty do Alferes-RJ." *Revista Brasileira de Geografia Física* 2.5 (2009): 98-114.

Rencher, Alvin C., and William F. Christensen. "Methods of Multivariate Analysis." John Wiley & Sons, 2012.

Robbins, J. A., & Herche, L. R. (1990). Recent advancements in the use of lead-210 and other natural radionuclides for dating and tracing environmental processes. In *Developments in Geochemistry* (Vol. 8, pp. 343-375). Elsevier.

Robbins, J. A. (1978). Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. In Uranium-series Disequilibrium (pp. 285-393). Oxford University Press.

Salviano, A. M., et al. "Avaliação da contaminação por metais pesados em água de irrigação na fruticultura do município de Baraúna-RN." *Revista Engenharia na Agricultura* 25.5 (2017): 447-454.

Santos, A. Monitoramento ambiental em áreas agrícolas: desafios e perspectivas. *Revista Brasileira de Agricultura Sustentável*, v. 4, n. 2, p. 45-58, 2019.

Santos, Ana. (2017). "Erosão do Solo em Regiões Semiáridas: Desafios e Perspectivas para a Conservação". *Revista de Geografia Ambiental*.

Santos, Ana Maria. (2010). "Desenvolvimento Regional e Impactos Ambientais: O Caso da Bacia do Rio São Francisco". *Revista Brasileira de Geografia Econômica*.

Silva, A. B. et al. (2019). Interação de elementos químicos no solo sob diferentes práticas de manejo da irrigação. *Revista Brasileira de Agricultura Sustentável*, 14(3), 78-92.

Silva, João. (2018). "Desenvolvimento Sustentável na Bacia do São Francisco: Perspectivas e Desafios". *Revista de Geografia Regional*.

Silva, Maria. (2016). "Impactos da Modernização Agrícola na Região Semiárida: O Caso da Cultura da Cebola". *Revista Brasileira de Agricultura Sustentável*.

Silva, R. M. (2016). "Transformações Sociais e Econômicas no Baixo São Francisco: Um Estudo sobre os Efeitos da Agricultura Irrigada." *Anais do Congresso Brasileiro de Geografia*, 22(3), 112-125.

Silva, R. S., & Santos, L. A. (2019). Mudanças climáticas e seus impactos na disponibilidade de metais em ecossistemas aquáticos. *Anais do Encontro Nacional de Estudos Ambientais*, 10.

Smith, J. R., et al. (2018). Impacto da deposição de sedimentos sobre a dinâmica dos elementos químicos em ambientes lacustres. *Revista Brasileira de Geologia Ambiental*, 10(2), 45-58.

Smith, S. T. (2009). *Environmental impact of heavy metals*. Springer.

Souza, R. A., Lacerda, L. D., & Ovalle, A. R. C. (2003). Avaliação da contaminação por metais pesados em sedimentos do sistema estuarino de Santos-São Vicente, Baixada Santista (SP). *Química Nova*, 26(4), 518-525.

Soutar, A., & Isaacs, J. D. (1974). ^{210}Pb dating of deep-sea sediments. *Earth and Planetary Science Letters*, 22(3), 215-225.

Stevens, James P. "Applied Multivariate Statistics for the Social Sciences." Routledge, 2012.

Sganzerla, R., Spagnollo, E., Silva, C. R., Rodrigues, M. A. S., Lautert, L. F., Barreto, C. S., & Nascimento, M. M. (2012). Caracterização granulométrica e composição química dos sedimentos de fundo do rio dos Sinos, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Geociências*, 42(2), 247-258. DOI: 10.5327/Z0375-75362012000200002.

Skoog, D. A., et al. "Princípios de análise instrumental." 6ª ed., Editora Bookman, 2002.

Thiago, F. L., Mechele, G. M., & Elvis, M. "Quantificação de lantânio em solos e sedimentos tropicais por fluorescência de raios X por dispersão de energia (EDXRF)." *Revista Brasileira de Geoquímica* 32.4 (2017): 345-356.

Wu, S., et al. (2019). "A review of sediment flux models for environmental applications." *Science of the Total Environment*, 690, 80-93.