UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
Faculdade de Ciências Farmacêuticas - Campus de Araraquara

ALINE ERIKA HORI

APROVEITAMENTO DE SEDIMENTOS ORIUNDOS DE OBRAS DE DESASSOREAMENTO NO MUNICÍPIO DE CAPÃO BONITO-SP

Araraquara – SP
2024

ALINE ERIKA HORI

APROVEITAMENTO DE SEDIMENTOS ORIUNDOS DE OBRAS DE DESASSOREAMENTO NO MUNICÍPIO DE CAPÃO BONITO-SP

Dissertação apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Araraquara – SP, para obtenção do título de Mestra em Engenharia de Biomateriais e Bioprocessos.

Área de Concentração: Biossustentabilidade e Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ghantous Cervi

Coorientadora: Profa. Dra. Mérilin Cristina dos Santos Fernandes

Araraquara – SP

2024

Hori, Aline Erika.
H811a Aproveitamento de sedimentos oriundos de obras de desassoreamento no município de Capão Bonito-SP / Aline Erika Hori. – Araraquara, 2024.
68 f. : il.

Dissertação (Mestrado Profissional) – Universidade Estadual Paulista. "Júlio de Mesquita Filho" Faculdade de Ciências Farmacêuticas. Programa de Pós-graduação em Engenharia de Biomateriais e Bioprocessos. Área de concentração: Biossustentabilidade e Recursos Hídricos.

Orientador: Ricardo Ghantous Cervi.
Coorientadora: Mérilin Cristina dos Santos Fernandes.

1. Erosão. 2. Agricultura. 3. Contaminação. I. Cervi, Ricardo Ghantous, orient. II. Fernandes, Mérilin Cristina dos Santos, coorient. III. Título.

Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação - Faculdade de Ciências Farmacêuticas
UNESP - Campus de Araraquara
Kazumi Tomoyose - CRB 8/10904

CAPES: 33004030170P0
Esta ficha não pode ser modificada

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Araraquara

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Aproveitamento de sedimentos oriundos de obras de desassoreamento no município de Capão Bonito-SP

AUTORA: ALINE ERIKA HORI

ORIENTADOR: RICARDO GHANTOUS CERVI

COORIENTADORA: MÉRILIN CRISTINA DOS SANTOS FERNANDES

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Engenharia de Biomateriais e Bioprocessos, área: Biomateriais, Bioprocessos, Bioprodutos pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. RICARDO GHANTOUS CERVI (Participaçao Presencial)
Departamento de Engenharia / Instituto de Ciências e Engenharia do Campus de Itapeva da Unesp

Profa. Dra. GISLAINE CRISTINA BATISTELA (Participaçao Presencial)
Departamento de Ciencias e Tecnologia / Instituto de Ciencias e Engenharia do Campus de Itapeva da Unesp

Prof. Dr. JOSÉ CLÁUDIO CARASCHI (Participaçao Presencial)
Departamento de Ciencias e Tecnologia / Instituto de Ciencias e Engenharia do Campus de Itapeva da Unesp

Araraquara, 17 de dezembro de 2024

AGRADECIMENTOS

Agradeço minha família e amigos pela compreensão e apoio incondicional durante o período do mestrado e toda a minha vida, em especial meus irmãos, sobrinhos, pai, marido Fábio e minha querida mãe, que mesmo na ausência física, se faz presente.

Agradeço aos meus orientadores, Prof. Dr. Ricardo Cervi e Profa. Dra. Mérilin Fernandes pela paciência, orientação e incentivo.

Agradeço aos professores das disciplinas do Mestrado Profissional de Biomateriais e Bioprocessos pelos importantes conhecimentos adquiridos.

Agradeço aos professores do Instituto de Ciências e Engenharia, Itapeva, que participaram das bancas de qualificação e defesa pelas ricas contribuições no presente trabalho.

Agradeço a todos os pesquisadores do mundo que realizam ou realizaram seus estudos nas áreas de sedimentos de corpos d'água, elementos tóxicos no solo e água que me permitiram tirar as bases desta dissertação.

Agradeço à Secretaria de Agropecuária, Obras e Meio ambiente pela contribuição voluntária e solícita neste trabalho, em especial, Alcides e Adalberto.

Agradeço ao apoio espiritual da associação Brasil Soka Gakkai Internacional que foi fundamental para encontrar o propósito e ter a persistência na realização deste estudo.

Ao Comitê de Bacias Hidrográficas do Alto Paranapanema, que, por meio do Fundo Estadual de Recursos Hídricos realizou o apoio financeiro das análises laboratoriais através do Contrato 009/2022.

RESUMO

A ocorrência cada vez maior de processos erosivos causados pelas chuvas intensas pode arrastar grandes quantidades de solo para os corpos d'água, o que resulta em seu assoreamento. Quando ocorre a retirada dos sedimentos acumulados, há, frequentemente, um impasse quanto ao seu aproveitamento e destinação. No entanto, o conhecimento das características físicas e químicas permite a definição de sua viabilidade técnica para uso em diferentes setores, como o da agricultura, do paisagismo ou da construção civil. Assim, este estudo teve o objetivo de avaliar física e quimicamente os sedimentos retirados no desassoreamento de um córrego em Capão Bonito – SP e de compará-los com amostras de solo de uma área próxima para verificar a viabilidade de uso do material dragado como solo. Realizaram-se as análises granulométrica pelo método de Buyoucos, as análises químicas de solo, a determinação dos elementos potencialmente tóxicos (EPTs) pelo método IPC-OES, determinação do pH, alumínio livre e acidez potencial por alumínio. Os resultados mostraram que o material dragado tem textura predominantemente argilosa, bem como possui níveis de EPTs que prescindem de investigação para agricultura, além de pH 5,2 e teor de acidez potencial ($H^{+}Al^{3+}$), que podem ser corrigidos com a aplicação de calcário. Os macros e micronutrientes apresentaram níveis médios e altos de fertilidade para a maioria dos elementos analisados. O trabalho indicou que há uma possível relação das características físicas e químicas determinadas com as práticas de agricultura realizadas nas áreas adjacentes e que o material dragado tem viabilidade de uso como solo, mas alerta para a necessidade do aprofundamento nas pesquisas em relação ao Hg, que apresentou níveis acima do valor de prevenção (VP), e aos outros poluentes associados à prática da agricultura, como nitratos, benzenos clorados, fenóis não clorados e pesticidas organoclorados.

Palavras-chave: erosão; agricultura; contaminação.

ABSTRACT

Increasingly frequent erosion caused by intense rainfall may drag great amounts of soil into bodies of water, which, in turn, results in a silting process. Use and destination of accumulated sediments removed from bodies of water often represent a deadlock. However, if their physical and chemical properties are known, their technical feasibility for use in different sectors, such as agriculture, landscaping, or civil construction, may be identified. To that end, this study aimed at assessing physical and chemical properties of material removed during the desilting process of a stream located in the city of Capão Bonito, State of São Paulo, Brazil. Following removal, the material was then compared with soil samples from a nearby area in order to identify whether the dredged material could be used as soil. Granulometric analyses were performed by Buyoucos method, as well soil chemical analyses, determination of potentially toxic elements (PTEs) by ICP-OES method, determination of pH, exchangeable aluminum, and aluminum-induced potential acidity. The results showed that the dredged material has a predominantly clayish texture, as well as PTEs that require no investigation for agriculture, in addition to pH 5.2 and potential acidity content (H+Al3+), which may be corrected through application of limestone. Macro and micronutrients presented medium and high levels of fertility for most elements assessed. The analysis pointed out that there is a possible correlation between the identified physical and chemical properties and agricultural practices applied in the adjacent areas. It also showed that the dredged material can be used as soil. However, it is important to further investigate Hg, which presented levels above prevention value (PV), and other pollutants associated to agriculture, such as nitrates, chlorinated benzenes, non-chlorinated phenols, and organochlorine pesticides.

Keywords: erosion; agriculture; contamination.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Draga escavadeira de braço longo em operação 20
Figura 2 - Escavadora de cabos realizando o desassoreamento no Parque das Águas, em Capão Bonito – SP 20
Figura 3 - Estimativas de perdas de solo no Alto Paranapanema 22
Figura 4 - Ciclo do mercúrio no meio ambiente 28
Figura 5 - Localização do município de Capão Bonito – SP 32
Figura 6 - Bacias hidrográficas do município de Capão Bonito – SP 33
Figura 7 - Declividades do município de Capão Bonito – SP 34
Figura 8 - Tipos de solo no município de Capão Bonito – SP 35
Figura 9 - Número de habitantes das áreas urbana e rural do município de Capão Bonito – SP no período de 1970 a 2022 36
Figura 10 - Embalagem do produto Neantina, usado nos anos 70 38
Figura 11 - Localização dos córregos de Capão Bonito – SP na área de estudo 39
Figura 12 - Assoreamento do Tanque da Viúva do córrego Poço da Faxina com presença da espécie *Typha dominguensis* 40
Figura 13 - Desassoreamento do córrego Poço da Faxina no bairro Jardim Europa do munícipio de Capão Bonito – SP 42
Figura 14 - Imagem aérea da área de disposição dos resíduos destacada em vermelho 43
Figura 15 - Local de depósito dos sedimentos oriundos do desassoreamento 43
Figura 16 - Retirada das amostras 44
Figura 17 - Homogeneização dos sedimentos e retirada de amostras 44
Figura 18 - Imagem aérea do local do desassoreamento e da área da coleta de solo 45
Figura 19 - Retirada das amostras de solo com trado de rosca manual 45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Interpretação em faixas de produtividade para P em resina, Al e S 31
Tabela 2 - Interpretação em faixas de produtividade para K, Ca, Mg, pH, V%, B, Cu, Fe, Mn e Zn.....31
Tabela 3 - Classe de diâmetros do USDA.....47
Tabela 4 - Análise granulométrica das amostras de solo e do material de desassoreamento 49
Tabela 5 - Resultados da determinação dos teores dos elementos químicos analisados, em $mg.kg^{-1}$, valores de prevenção (VP) e valor de investigação (VI) da Resolução CONAMA 420/2009.....50
Tabela 6 - Valores de pH, alumínio livre e acidez potencial por alumínio 53
Tabela 7 - Teores de macronutrientes, matéria orgânica, soma de bases, CTC e V% 54
Tabela 8 - Teores de micronutrientes nas amostras em $mg.dm^{-3}$.....55

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APP	Área de Preservação Permanente
CBH-ALPA	Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CTC	Capacidade de troca catiônica
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPT	Elemento químico potencialmente tóxico
$H+Al^{3+}$	Hidrogênio ligado ao alumínio (acidez potencial)
ICP-OES	Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente (do inglês Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry)
LQ	Limite de quantificação
M.O.	Matéria orgânica
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
SB	Soma de bases
SEADE	Sistema Estadual de Análise de Dados
UGRHI 14	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 14
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (do inglês United States Department of Agriculture)
VP	Valor de prevenção
V%	Saturação por bases

LISTA DE SÍMBOLOS

Al^{3+}	Alumínio livre (íon alumínio)
As	Arsênio
Ba	Bário
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
Co	Cobalto
Cr	Cromo
Cu	Cobre
Fe	Ferro
Hg	Mercúrio
Hg^{0}	Mercúrio elementar
Hg^{2+}	Íon Mercúrio
K	Potássio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
Mo	Molibdênio
N	Nitrogênio
Ni	Níquel
P	Fósforo
Pb	Chumbo
pH	Potencial hidrogeniônico
Se	Selênio
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 14
1.1 OBJETIVOS 15
2 REVISÃO DA LITERATURA 16
2.1 A URBANIZAÇÃO E OS IMPACTOS NOS RECURSOS HÍDRICOS URBANOS 16
2.2 EROSÃO DO SOLO 17
2.3 O ASSOREAMENTO DE CORPOS D'ÁGUA 18
2.4 O DESASSOREAMENTO DE CURSOS D'ÁGUA 19
2.5 POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS E PROGRAMA RIOS VIVOS 21
2.6 CUSTOS DO DESASSOREAMENTO 23
2.7 RESOLUÇÕES DO CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA) 454/2012 E 420/2009 24
2.8 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS 25
2.9 MERCÚRIO (HG) 27
2.10 A DINÂMICA DE NUTRIENTES NO SOLO 30
2.11 AMOSTRAGEM E INTERPRETAÇÃO DA ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO 30
3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 32
3.1 CARACTERIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE CAPÃO BONITO – SP E DA ÁREA DE ESTUDO 32
3.2 HISTÓRICO DA ÁREA DE ESTUDO 37
3.3 PROJETO DE REVITALIZAÇÃO DE TRECHO DO CÓRREGO POÇO DA FAXINA E CÓRREGO DO CHAFARIZ 38
4 MATERIAL E MÉTODOS 42
4.1 LOCALIZAÇÃO E COLETA DE AMOSTRAS 42
4.2 ANÁLISE FÍSICA DOS SEDIMENTOS PELO MÉTODO DE BOUYOUCOS 46
4.3 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (EPTS) 47
4.4 ANÁLISE DE MACRO E MICRONUTRIENTES 48
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 49
5.1 ANÁLISE FÍSICA 49

5.2 DETERMINAÇÃO DOS EPTS 50
5.3 VIABILIDADE DE USO COMO SOLO 53
6 CONCLUSÃO 57
REFERÊNCIAS 58

1 INTRODUÇÃO

Nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) lançados pela Organização das Nações Unidas (ONU) em 2015, a meta 6.3 busca eliminar até 2030 o despejo de resíduos sólidos, diminuir a liberação de produtos químicos e materiais perigosos nos cursos d'água, enquanto a meta 15.3 foca na prevenção e recuperação de áreas impactadas por eventos climáticos extremos, como secas prolongadas e inundações (Nações Unidas no Brasil, 2024).

Com o aumento de fenômenos meteorológicos severos, a urbanização e a densificação da população humana podem levar a ocorrência cada vez maior de processos erosivos causados pelas chuvas intensas que arrastam uma grande quantidade de material, assoreando os corpos d'água (Cao, 2024). A cada ano, milhões de toneladas de sedimentos são removidos de reservatórios de água, ambientes costeiros, rios e córregos em todo o mundo, visando principalmente a navegabilidade, prevenção de enchentes, inundações e aumento da disponibilidade hídrica (Renella, 2021; Mendes *et al*., 2022).

Os sedimentos dragados de corpos d'água urbanos podem ter diversos destinos, dependendo de suas características, legislação ambiental vigente e carga de poluição (Renella, 2021). Os contaminantes mais preocupantes são os elementos químicos potencialmente tóxicos (EPTs), hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs) e óleo mineral, e a falta de opções para armazenamento, remediação e reutilização do material dragado podem limitar as atividades de desassoreamento necessárias nos municípios (Vervaeke, 2003).

No Brasil, a Resolução CONAMA n° 420/2009 estipula valores limites de EPTs e parâmetros da qualidade do solo para auxiliar no gerenciamento dos sedimentos dragados. Os parâmetros em relação aos EPTs são para: Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn). O Hg é o elemento com menor teor tolerado para o solo em relação ao valor de prevenção (VP) devido à sua alta volatilidade, mobilidade, toxicidade e bioacumulação (Pavithra *et al*., 2023). Se o solo contaminado por Hg atingir os corpos d'água, poderá afetar o ecossistema aquático.

O desconhecimento do teor de EPTs do material removido de obras de desassoreamento limita o aproveitamento na agricultura, paisagismo urbano ou construção civil e acaba gerando um impasse ambiental em relação a sua destinação,

restando na maior parte das vezes, a deposição em aterros ou áreas públicas (Heinrich, 2011). A composição do material dragado pode ser atribuída a características ambientais e práticas de manejo distintas entre as regiões.

As grandes quantidades de sedimentos removidos durante as obras de desassoreamento podem ter uma destinação final mais adequada além da simples deposição em aterros, pois possuem o potencial de utilização como solo. Entretanto, a falta de informações detalhadas sobre a possível contaminação desse material, originada pela poluição pontual ou difusa dos rios, compromete a identificação de alternativas seguras e viáveis para sua destinação (Bortone, 2007; Heinrich, 2011).

Para cumprimento dos ODSs relacionados à poluição de corpos d'água e recuperação de áreas assoreadas, estudos relacionados a viabilidade de aproveitamento dos sedimentos oriundos de obras de desassoreamento de cursos d'água para verificar a viabilidade de uso como solo estão se tornando cada vez mais relevantes.

1.1 OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo foi avaliar, com base em análises laboratoriais, as características físicas e químicas dos sedimentos removidos da obra de desassoreamento de um córrego localizado no município de Capão Bonito – SP, para verificar a viabilidade de uso desse material como solo.

Os objetivos específicos foram:

- Realizar análises físicas e químicas nas amostras dos sedimentos removidos no desassoreamento e comparar com os resultados obtidos nas amostras de solo do entorno da área;
- Avaliar, com base na legislação existente, a possibilidade de uso do material removido como solo para agricultura e paisagismo.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 A URBANIZAÇÃO E OS IMPACTOS NOS RECURSOS HÍDRICOS URBANOS

O avanço do processo de industrialização intensificou significativamente o rápido desenvolvimento dos centros urbanos, trazendo como uma das consequências, o êxodo rural. Nas cidades em geral, a urbanização ocorreu de forma desordenada, sem infraestrutura básica adequada para os habitantes, o que gerou diversos impactos ambientais (Medeiros, 2022). Embora os rios tenham sido fundamentais no desenvolvimento das sociedades antigas, em muitos países em desenvolvimento, devido a desassistência de muitos cursos d'água urbanos por falta de políticas públicas de preservação, os corpos d'água urbanos passaram a ser vistos como fontes de problemas resultantes da urbanização sem planejamento (Silva, 2017).

Segundo Medeiros (2022), a ocupação das várzeas dos rios pela urbanização acarretou diversos processos nas bacias urbanas, prejudicando a qualidade das águas superficiais, pois, em muitos casos, esses rios foram confinados e transformados em meios de escoamento de dejetos. Um dos principais impactos ambientais da urbanização nos rios é a poluição difusa que não está associada a uma fonte única e facilmente identificável, podendo ter várias origens diferentes que dificultam o seu controle.

A falta de regulação territorial gera inúmeros impactos, principalmente relacionados aos serviços de saneamento. Quando o tratamento de esgoto é ausente, a malha urbana direciona cargas poluentes para os corpos d'água, ocasionando a sua contaminação. Isso prejudica a qualidade da água e todo o ecossistema do rio, afetando o seu uso para abastecimento, pesca e recreação (Silva, 2017).

A poluição altera as características físicas, químicas e biológicas dos recursos hídricos, afetando diretamente peixes e invertebrados, principalmente pelas mudanças na temperatura, opacidade, oxigênio disponível, pH, presença de amônia e matéria orgânica (M.O.) (Alves *et al*., 2018). Além disso, a contaminação pode acelerar a acidificação e a eutrofização dos corpos d'água, afetando significativamente o estado trófico desses ambientes (Silva, 2020).

2.2 EROSÃO DO SOLO

Existem diferentes tipos de perda de solo, sendo a erosão hídrica superficial (ou laminar), a erosão eólica e a fluvial os principais e mais significativos tipos (Carvalho, 2008).

Guerra e Jorge (2013) afirmam que a erosão afeta a fertilidade e o uso do solo pela remoção e transporte de sedimentos e causam prejuízos pelo assoreamento e poluição dos corpos d'água. Segundo os autores, a erosão hídrica remove nutrientes, principalmente das camadas mais superficiais de M.O. e onde há mais intemperismo do solo, o que reduz o desenvolvimento das raízes e a capacidade de armazenamento de água no solo. Esse processo resulta na improdutividade das áreas agricultáveis e o assoreamento dos corpos d'água. Uma consideração importante é que ausência de cobertura vegetal expõe o solo à ação das chuvas, aumentando a probabilidade de erosão, enchentes e poluição dos corpos d'água.

Segundo Garcia (2020), a declividade do terreno é um fator crucial para os processos erosivos, moldando as encostas e os padrões de drenagem. A erosão laminar merece destaque porque remove a camada superficial do solo e pode ir se aprofundando de acordo com a intensidade e quantidade da precipitação, formando pequenos canais que evoluem para ravinas e, quando associada à erosão subsuperficial, pode levar à formação de voçorocas.

Pham, Degener e Kappas (2018) estimaram uma taxa média de erosão do solo no mundo chegando a até 15 t/ha/ano. Foi calculado um prejuízo anual global de US$ 8 bilhões devido à erosão hídrica, resultando em uma redução de mais de 33,5 milhões de toneladas na produção agrícola (Sartori *et al*., 2019; Teixeira *et al*., 2022). Com base nos estudos de Polidoro *et al*. (2021), o Brasil apresentou, em 2017, um potencial de perdas anuais de solo por erosão hídrica de 1,2 bilhão de toneladas. Destas, 0,7 bilhão de toneladas ocorreram em áreas cultivadas, abrangendo lavouras anuais e perenes.

O Brasil é altamente dependente economicamente do agronegócio porque este interfere diretamente no PIB do país, já que exporta commodities como soja, milho, açúcar e carne (Ferreira *et al*., 2022). A mudança no uso da terra de mata nativa para terras agrícolas é responsável por aproximadamente 80% do aumento da erosão, principalmente nos países menos desenvolvidos (Gallo *et al*., 2022).

2.3 O ASSOREAMENTO DE CORPOS D'ÁGUA

O acúmulo de sedimentos nos corpos d'água levam ao seu assoreamento, e embora possa ocorrer por processos erosivos naturais, as atividades antrópicas, como a falta de práticas de conservação do solo e a urbanização irregular, são consideradas as principais contribuintes desse processo nos rios e córregos (Bicoski; Souza; Poleto, 2021). A perda da vegetação nativa, a pavimentação do solo, a ocupação sem planejamento e a canalização das águas podem levar a eventos extremos, como as enchentes, que trazem prejuízos à população (Smith; Silva; Biagioni, 2019).

O estudo dos sedimentos de rios, tanques e lagos fornece uma visão abrangente das atividades e processos que ocorrem no ecossistema da bacia hidrográfica, sendo útil na investigação da poluição ambiental por EPTs e substâncias tóxicas. Nos ecossistemas aquáticos, o sedimento de fundo atua como o principal reservatório de acumulação, alterações químicas e transferência dos EPTs conforme apontado por Förstner e Wittman (1981). A maior parte das substâncias (cerca de 99%) que atingem o sistema aquático não são solúveis em água, o que resulta na estocagem desses materiais no compartimento sedimentar (Förstner *et al*., 1995).

Conforme Mohammad *et al*. (2016), a quantidade e qualidade dos sedimentos que chegam aos corpos d'agua tem influência direta da produção da bacia hidrográfica a montante, ou seja, no sentido em direção a nascente do rio, incluindo tipo de solo, cobertura vegetal, uso da terra e topografia. Segundo Caldeira e Lima (2020) em áreas urbanas a produção de sedimentos é influenciada por diversos fatores, incluindo: o acúmulo e intensidade das precipitações; a natureza do solo, a matriz geológica do terreno, a falta de proteção vegetal, a declividade e o manejo do solo; e o tipo de escoamento e das características hidráulicas do canal. Esses sedimentos podem apresentar variadas características físicas (pedra, areia, silte e argila) e químicas (elementos tóxicos) e podem apresentar riscos sociais, ambientais, econômicos e de saúde pública, caso haja a contaminação (Medeiros, 2022).

Inundações e alagamentos são fenômenos normalmente inesperados que ocorrem por meio de chuvas volumosas e intensas e da insuficiência de drenagem de rios, riachos e galerias pluviais, levando ao extravasamento da água do seu leito regular (Medeiros, 2022).

As inundações em áreas urbanas afetam diretamente a população na forma de prejuízos financeiros e sociais, com perdas materiais e de vidas humanas; levam a prejuízos nas infraestruturas, paralisando atividades econômicas; e contribuem com a disseminação de doenças com veiculação hídrica e contaminação por poluentes tóxicos (Tucci, 2002).

Segundo o Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (2024), nos últimos anos, eventos climáticos extremos vêm ocorrendo em todo o mundo. Em 2024, as enchentes assolaram países da África (Quênia) e Ásia (Indonésia e Afeganistão), causando centenas de mortes e deixando milhares de pessoas desabrigadas. Em maio, no Brasil, as chuvas causaram a maior tragédia da história do estado do Rio Grande do Sul (RS) e uma das maiores do país (Rizzoto; Costa; Lobato, 2024).

No RS, cerca de 2 milhões de pessoas foram afetadas e há incertezas em relação ao retorno de muitas dessas pessoas às suas casas, pois mesmo que haja a reconstrução, as áreas são inadequadas, localizando-se muitas vezes em áreas de preservação permanente (APP), tornando-se inviável a reconstrução no mesmo local (Rizzoto; Costa; Lobato, 2024).

2.4 O DESASSOREAMENTO DE CURSOS D'ÁGUA

No Brasil e no mundo, o método mais prevalente de prevenir e resolver os desafios de enchentes e alagamentos é realizando o desassoreamento dos recursos hídricos com o intuito de melhorar a drenagem da água (Medeiros, 2022). O desassoreamento consiste na remoção de materiais como vegetação, areia, lodo e outros sedimentos depositados nos leitos dos recursos hídricos. Esta obra pode ser realizada por meio de equipamentos manuais, dragas e retroescavadeiras e é considerada uma obra de alto impacto ambiental e não soluciona a causa do problema. Por isso, as obras de desassoreamento devem estar alinhadas com a conservação e permeabilização do solo e recomposição da vegetação nas margens dos rios e córregos (Smith; Silva; Biagioni, 2019).

Para a escolha do equipamento a ser empregado nas obras de desassoreamento, deve-se levar em consideração o objetivo do projeto, a profundidade do corpo hídrico, as características físicas e químicas dos sedimentos que serão retirados e as condições de acesso da área (Bicoski; Souza; Poleto, 2021).

No Brasil, os equipamentos mais comuns nas obras de desassoreamento e dragagem de corpos d'água urbanos é a draga escavadeira de braço longo (Figura 1) e a escavadora de cabos (Figura 2), sendo este último com capacidade maior de alcance a partir de pontos fixos quando comparada com a escavadeira hidráulica (Bicoski; Souza; Poleto, 2021).

Figura 1 - Draga escavadeira de braço longo em operação



Fonte: LF Ambiental, 2024.

Figura 2 - Escavadora de cabos realizando o desassoreamento no Parque das Águas, em Capão Bonito – SP



Fonte: Autoria própria, 2019.

2.5 POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS E PROGRAMA RIOS VIVOS

No Brasil, a Lei nº 9.433/97 (Brasil, 1997) instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que é um marco jurídico significativo. Essa política tem como objetivo principal garantir a sustentabilidade ambiental dos recursos hídricos, promovendo também uma gestão colaborativa e compartilhada das águas.

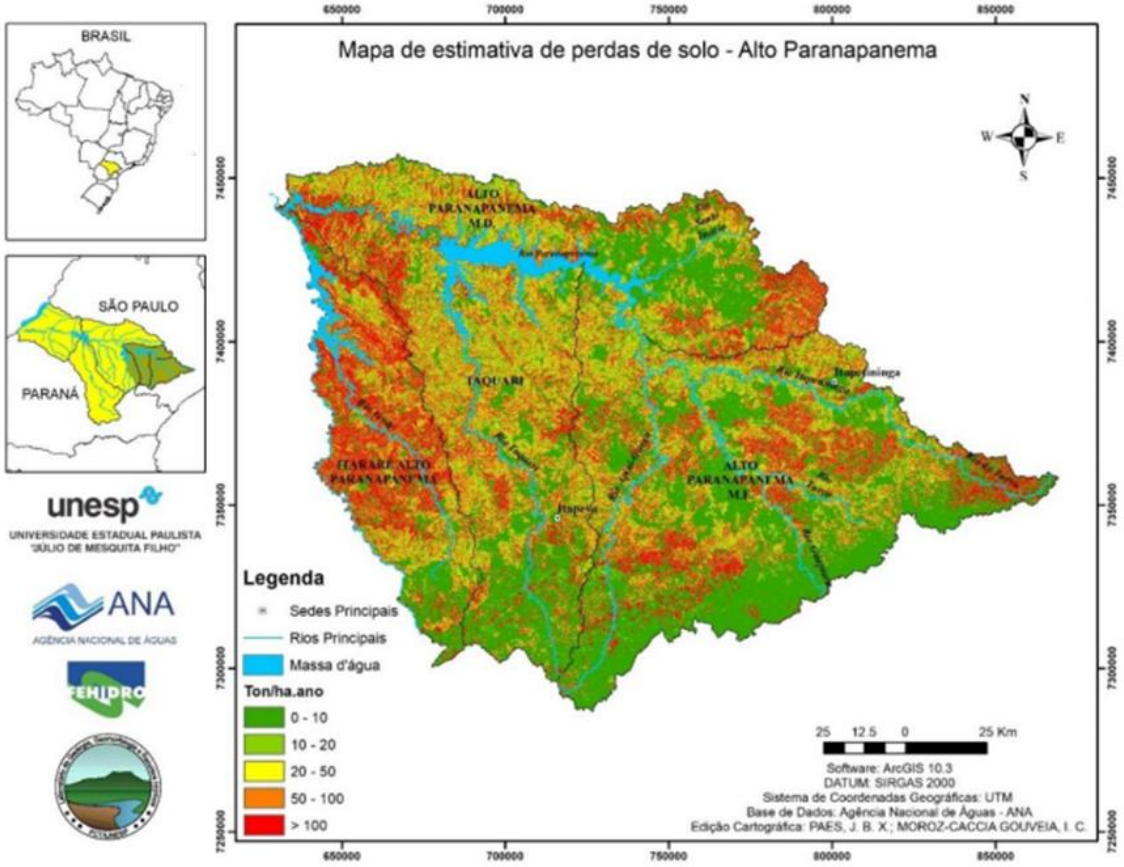
A Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 14 (UGRHI-14) corresponde à Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema e é uma das seis Unidades de Gestão dos Recursos Hídricos pertencentes à Bacia do Paranapanema, cujo domínio é da União, e faz parte da vertente paulista. Na cidade de Capão Bonito – SP estão as nascentes do rio Paranapanema, que hoje estão protegidas na Unidade de Conservação do Parque Estadual Nascentes do Paranapanema (PENAP), conforme Decreto Estadual 58.148, de 21 de junho de 2012 (ALESP, 2012).

A UGRHI-14 apresenta uma economia majoritariamente voltada para a agricultura, mineração, principalmente de rochas calcárias, e silvicultura. A irrigação das culturas agrícolas por pivôs está bastante presente no território (CBH-ALPA, 2024).

A análise da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (Figura 3) revela que 30% de sua área possui estimativas de altas taxas de perda de solo por erosão, superiores a 100 t/ha/ano. Além disso, 22% do território apresenta estimativa de perda de solo entre 20 e 50 t/ha/ano. Por outro lado, as áreas com menor perda de solo, consideradas de baixa ou nenhuma erosão, correspondem a 18% do território (CBH-ALPA, 2024). Considerando que grande parte desses sedimentos atingem os corpos d’água, os projetos de desassoreamento e conservação de solo são prioritários no Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (CBH-ALPA).

A Resolução SIMA nº 108, de 06 de outubro de 2021, modificou a Resolução SMA nº 74, de 27 de dezembro de 2011, que trata da inexigibilidade de licenciamento ambiental para determinadas atividades. O Artigo 1º da Resolução SMA nº 74 passou a ter a seguinte redação: “Artigo 1° - ... I – limpeza de drenos artificiais em várzeas, corpos d’água ou limpeza de reservatórios de água para irrigação e outros usos com até 5 ha (cinco hectares) de superfície de espelho d’água, contemplando remoção de sedimentos (solo) acumulados, da vegetação aquática e M.O. que estejam prejudicando a finalidade original do dreno ou reservatório...”

Figura 3 - Estimativas de perdas de solo no Alto Paranapanema



Fonte: Relatório de Situação CBH ALPA, 2024.

Com esta Resolução em vigor no estado de São Paulo, a tendência é o aumento de projetos de desassoreamento, em especial nas bacias hidrográficas com grande aptidão agrícola, como é o caso da UGRHI-14. A Resolução também aborda o destino dos resíduos provenientes do desassoreamento, exigindo que sejam adequadamente tratados. É permitido o trânsito de equipamentos e o depósito temporário do material dragado em APP sem vegetação nativa.

O CBH-ALPA tem priorizado em seus Programas de Duração Continuada (PDCs) projetos e obras que visam a gestão mais eficaz das águas pluviais, o desassoreamento de cursos d'água e a proteção das margens, necessidades comuns a muitos municípios (CBH-ALPA, 2024).

Em 2021, o município de Capão Bonito, pertencente ao CBH ALPA, recebeu recursos do Fundo Estadual de Recursos Hídricos[1] (FEHIDRO) para o projeto

[1]FEHIDRO - estabelecido pelo Decreto Estadual nº 48.896/2004 e suas alterações, gerencia e executa o financiamento de programas e ações que promovem a proteção dos recursos hídricos e seu uso sustentável dentro da bacia hidrográfica.

de desassoreamento e recuperação das margens do Córrego Poço da Faxina, no Bairro Jardim Europa. No decorrer da implantação, ocorreram alterações e adequações dos serviços, e o desassoreamento não foi realizado.

A Prefeitura Municipal inscreveu o projeto do Bairro Jardim Europa no Programa Estadual Rios Vivos, realizado pelo Departamento de Águas e Energia (DAEE) onde encontra-se o tanque da viúva que estava assoreado e foi atendido pelo programa em 2022. O programa tem como objetivo principal realizar serviços de limpeza e dragagem em mais de três mil quilômetros de cursos d'água no Estado de São Paulo. Esses esforços visam aumentar a disponibilidade hídrica, melhorar a qualidade das águas superficiais, apoiar o abastecimento público, minimizar os impactos das chuvas em relação a enchentes e inundações, além de controlar e recuperar as margens dos rios e suas nascentes.

2.6 CUSTOS DO DESASSOREAMENTO

Conforme a página online Portal da Transparência do Estado de São Paulo, administrado pela Controladoria Geral, em 2022, foram investidos R$ 95.826.686,00 como apoio aos municípios em intervenções no setor de recursos hídricos, onde incluem-se os valores destinados ao Programa Rios Vivos.

O serviço de dragagem tem um custo elevado (Goulart, 2020). Em 2010, o custo médio estimado para realizar a dragagem de corpos d’água foi de U$ 8,70/m³, um custo considerável dado o grande volume que precisa ser dragado em muitos casos (Healy *et al*., 2015). Apesar do custo elevado, essa técnica continua sendo amplamente utilizada para desassoreamento de reservatórios, muitas vezes por ser a única opção disponível devido à falta de gerenciamento adequado. A distância até o local de destinação dos sedimentos impacta diretamente os custos. Além disso, há preocupações ambientais significativas com os sedimentos dragados, incluindo onde descartá-los e como tratá-los (Goulart, 2020).

A rede europeia SedNet estima que 200 milhões de m³ de sedimentos são dragados na Europa todos os anos, custando até 7000 euros por tonelada. Entretanto, esse volume estimado, geralmente se refere à dragagem de sedimentos de ambientes costeiros, fluviais e lacustres, e não a outras fontes importantes de sedimentos, como reservatórios artificiais e sedimentos urbanos (Renella, 2021).

2.7 RESOLUÇÕES DO CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA) 454/2012 E 420/2009

A partir da década de 70, muitas convenções internacionais incentivaram a busca de usos alternativos de materiais dragados de corpos d'água na Europa, como a Convenção de Londres de 1972, a Convenção de Barcelona de 1976, a Convenção de Helsinque de 1992 e a Convenção OSPAR de 1992, mas poucos países desenvolveram regulamentos específicos para definir sua reutilização (Renella, 2021). Embora reconhecidos como um recurso natural, os sedimentos dragados levantam problemas específicos em termos de manejo e disposição altamente dependentes do tipo de sedimento, carga de poluição e instalações de descarte próximas à área de dragagem. Esses fatores dificultam a criação de regulamentos gerais de manejo de sedimentos (Renella, 2021).

No Brasil, a Resolução CONAMA n° 420/2009 estipula valores limites de EPTs e parâmetros da qualidade do solo para auxiliar no gerenciamento dos sedimentos dragados. Os parâmetros em relação aos EPTs são para As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn, e foram baseadas na legislação canadense (CCME, 1999).

Atualmente, no Brasil, a Resolução CONAMA n° 454/2012 estabelece diretrizes e procedimentos para o gerenciamento do material a ser dragado em águas nacionais, exceto as atividades de dragagem para extração mineral. Essa resolução assegura que a dragagem seja feita de maneira sustentável, levando em conta tanto a proteção ambiental quanto a segurança dos recursos hídricos, abordando questões como os locais onde o material dragado pode ser depositado e as avaliações necessárias para a análise de possíveis contaminações e bioacumulação de substâncias químicas.

O parágrafo primeiro do artigo sexto da Resolução 454/2012, determina que a caracterização física do material dragado indicará a necessidade de caracterização química do material. No artigo sétimo, define-se os casos de dispensa da caracterização química, ecotoxicológica e outros estudos complementares, desde que atenda uma das seguintes características e condições:

> I - for 100% composto por areia e granulometrias superiores;
> II - for composto por areia grossa (G), muito grossa (MG), cascalho ou seixo em fração igual ou superior a 50%;
>
> III - material dragado no mar, em estuários ou em baías, a ser disposto em águas sob jurisdição nacional, cujo volume dragado seja inferior a 100.000

> m³ e desde que as amostras apresentem porcentagem de areia igual ou superior a 90%;
> IV - material dragado em cursos de água, lagos e reservatórios, a ser disposto em solo ou em águas sob jurisdição nacional, cujo volume dragado seja inferior a 10.000 m³ e desde que as amostras apresentem porcentagem de areia igual ou superior a 90%;
> V - material dragado até 100.000 m³, em cursos de água, lagos e reservatórios, a ser disposto em solo ou em águas sob jurisdição nacional, dependendo da vazão ou do volume do corpo hídrico, desde que justificado pelo empreendedor e aceito pelo órgão ambiental licenciador e que as amostras apresentem porcentagem de areia igual ou superior a 90%. (Brasil, 2012, p. 5)

2.8 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

Segundo Souza *et al*. (2018), os EPTs podem ser inseridos no ambiente através de diversas fontes, sendo a mais importante a de origem natural, caracterizada como material de origem geológica ou afloramentos rochosos. Outras fontes de origem antrópica são associadas a práticas agrícolas, industriais, e emissão de efluentes domésticos, atmosféricas e outras. Os materiais vegetais geológicos geralmente têm elevadas concentrações de cromo (Cr), manganês (Mn), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), cádmio (Cd), selênio (Se), chumbo (Pb) e mercúrio.

A aplicação de fertilizantes que fornecem macronutrientes (N, P, K) pode introduzir impurezas de Cd e Pb no solo, aumentando significativamente seus teores com o uso contínuo, visto que esses nutrientes são essenciais para o crescimento das plantas. Similarmente, fertilizantes fosfatados podem conter impurezas de Cd, Hg, Pb, Co, As e Zn (Zhao e Wang, 2009; Wuana e Okieimen, 2011; Alloway, 2013). Até mesmo fertilizantes orgânicos, como o esterco, podem fornecer As e Zn, dependendo da dieta dos animais (Andrades e Martínez, 2014). Além disso, alguns pesticidas podem contribuir com As, Pb, Hg e Zn no solo (Alloway, 2013; Gaw *et al*., 2006).

Os EPTs são extremamente reativos e por isso, podem se envolver em muitas reações químicas no meio em que estão presentes, além de não se degradarem e se acumularem no sedimento por tempo indeterminado (Castiglia, 2006). Nem todos os EPTs são nocivos: Mn, Zn e Fe são vitais para os organismos vivos em pequenas quantidades. Por outro lado, Hg, Pb e Cd não possuem função fisiológica e são tóxicos para o meio ambiente, principalmente na forma de íons ou ligados a compostos orgânicos, embora na sua forma elementar livre, eles não sejam prejudiciais (Baird, 2002).

Os EPTs podem ser inseridos nos corpos aquáticos tendo como possíveis origens o intemperismo rochoso, efluentes domésticos e industriais, atividades de mineração e práticas agrícolas de aplicação de adubos e agrotóxicos (Castiglia, 2006).

A transferência de EPTs presentes no solo para plantas consumidas por humanos, é uma preocupação devido à sua persistência e toxicidade no corpo humano. Enquanto os contaminantes orgânicos se degradam com passar do tempo, os EPTs não são biodegradáveis e permanecem estáveis, podendo ser um contaminante por longos períodos, apesar de sua capacidade de movimentação. Fatores como o pH do solo, a presença de M.O., minerais e a capacidade de troca catiônica (CTC) podem influenciar a retenção, concentração e mobilidade dos EPTs. Além disso, espécies vegetais diferentes ou variedades da mesma espécie podem apresentar variações na absorção e distribuição interna desses elementos quando expostas a concentrações semelhantes de EPTs (Soares, 2001).

As plantas podem agir como receptoras passivas ou influenciar a movimentação e rejeição de alguns EPTs presentes no solo, resultando em diversas mudanças fisiológicas ou nutricionais. Devido às constantes alterações no estado de oxirredução dos solos, a redistribuição desses elementos é significativamente impactada, seja pela dissolução de minerais ou pela precipitação (Batista, 2015).

Chaney (1980) classificou os elementos químicos em quatro categorias no conceito de "barreira solo-planta". O grupo 1 inclui elementos insolúveis no solo ou nas raízes das plantas, como titânio e cromo, que não se transferem para a parte aérea das plantas, mesmo com alta contaminação do solo. O grupo 2 abrange elementos como Hg e Pb, que são absorvidos pelas raízes, mas não são translocados para a parte aérea em quantidades significativas. O grupo 3 engloba elementos como Zn e Cu, que não são restringidos pelas plantas e entram na cadeia alimentar. O grupo 4 inclui elementos como Se e Mo, que causam toxicidade alimentar, e o Cd, que é tóxico para o arroz irrigado.

De acordo Baker (1987), espécies que sobrevivem em solos contaminados por EPTs são as que possuem capacidade de tolerar a toxicidade dos contaminantes, em vez de eliminá-la. As concentrações de EPTs variam entre os diferentes tecidos da planta, com os grãos geralmente apresentando menores concentrações em comparação às partes vegetativas da planta (Berton, 2000). Ali, Khan e Ilahi (2019) destacam que as complexas dinâmicas de movimentação de EPTs nas cadeias e teias alimentares têm importantes implicações para a vida selvagem e a saúde humana.

2.9 MERCÚRIO (HG)

O Hg é um elemento potencialmente tóxico que à temperatura ambiente encontra-se na forma líquida e possui alta volatilidade, mobilidade, bioacumulação e toxicidade (Pavithra *et al*., 2023). A forma mais comum de ocorrência do Hg é associada ao enxofre, onde forma o minério cinábrio (ou cinabre), representado pela fórmula HgS, composto de cor vermelha ou preta, sendo as maiores reservas encontradas na Espanha e na Itália (Canela, 1995). O Hg foi usado como pigmento de tinta vermelha na China historicamente há cerca de três mil anos. Este metal é obtido através do aquecimento do cinábrio, seguido da condensação do vapor. Outras fontes naturais de mercúrio incluem erupções vulcânicas, evaporação natural e minas de mercúrio (Clarkson, 1994).

A presença de mercúrio no ambiente é aumentada por atividades humanas, como a queima de combustíveis fósseis, produção eletrolítica de cloro-soda, produção de acetaldeído, incineração de lixo, fabricação de polpa de papel, tintas, cimento, pesticidas, fungicidas, lâmpadas de vapor de mercúrio, baterias, produtos odontológicos e extração de ouro usando amalgamação de mercúrio (Canela, 1995).

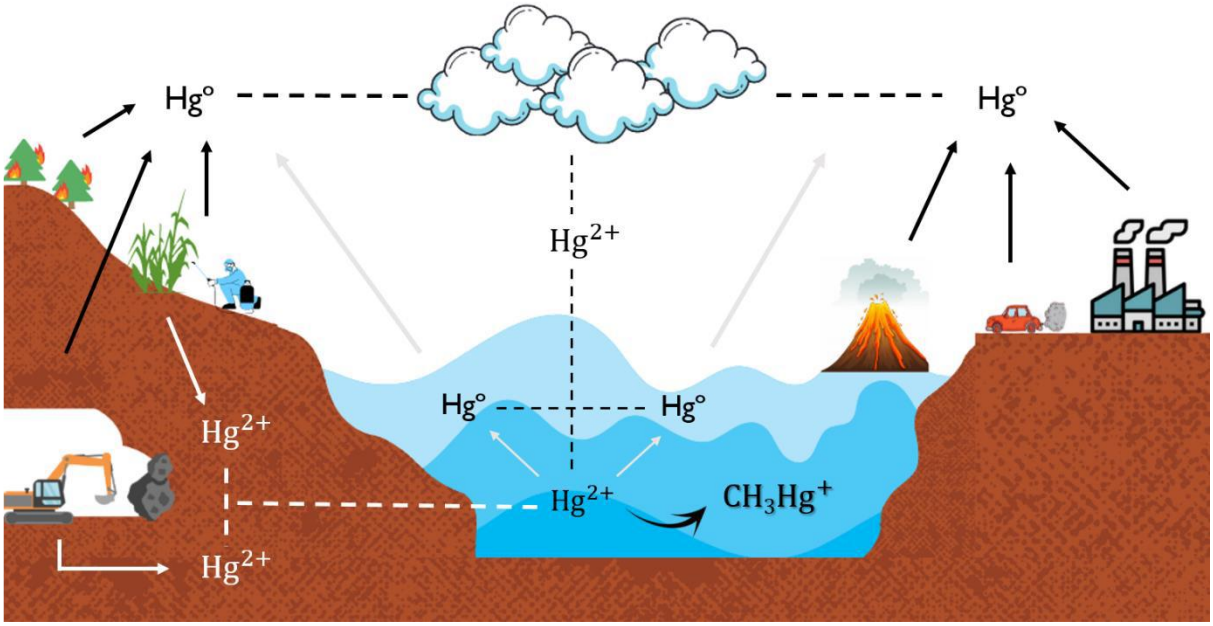
De acordo com Lacerda (1997), até 1970, as indústrias de produção de cloro-soda no Brasil eram as principais responsáveis pelas emissões de Hg no meio ambiente. A partir desse período, novas legislações foram implementadas para controlar essas emissões pela substituição de tecnologias. No entanto, o aumento da atividade de garimpo de ouro na Amazônia e o rápido crescimento dos grandes centros urbanos mudaram o panorama.

Atualmente, a maior parte do mercúrio liberado no meio ambiente vem dos garimpos de ouro, enquanto as fontes industriais representam menos de 30% das emissões totais. A disposição de resíduos sólidos urbanos também está se tornando uma fonte significativa de mercúrio. Essas mudanças nas principais fontes de mercúrio no Brasil dificultam o monitoramento e trazem consequências ambientais imprevisíveis (Lacerda, 1997).

Em torno de 95% do mercúrio presente na atmosfera está na forma elementar (Hg). Devido à sua alta volatilidade, ele é facilmente oxidado para formar o íon mercúrico (Hg^{2+}), que se deposita na superfície terrestre por precipitação. Além de vir da atmosfera, o mercúrio inorgânico pode ser depositado diretamente na terra, alcançando ambientes aquáticos. No meio aquático, o íon mercúrico (Hg^{2+}) pode ser

reduzido a mercúrio elementar (Hg^0) e retornar à atmosfera por evaporação, ou ser metilado e transformado em mercúrio orgânico, conforme a Figura 4 (Maia, 2021).

Figura 4 - Ciclo do mercúrio no meio ambiente



Fonte: Maia, 2021.

A metilação ocorre, principalmente, por bactérias e plânctons do meio aquático (Hong; Kim; Lee, 2012). Recentemente, este processo vem sendo explicado pela intervenção da cobalamina, conhecida como vitamina B12 ($C_{63}H_{88}CoN_{14}O_{14}P$), que é capaz de transferir um ou dois grupos metil (-CH3) para o íon mercúrico, formando o metilmercúrio (CH_3Hg^+) e o dimetilmercúrio ($(CH_3)_2Hg$), respectivamente (Mendes *et al*., 2016). A vitamina B12 está presente no ambiente aquático porque é produzida por bactérias que vivem tanto em condições com oxigênio (aeróbias) quanto sem oxigênio (anaeróbias) (Mendes *et al*., 2016). Quando o metilmercúrio é formado, ele permanece na água e se adere fortemente às partículas sólidas em suspensão. Esse acúmulo de metilmercúrio nas partículas leva à sua entrada na cadeia alimentar aquática e, eventualmente, na cadeia alimentar humana, de maneira indireta (Pereira *et al*., 2019).

A forma orgânica do mercúrio, como o metilmercúrio, é altamente tóxica. Devido ao seu componente orgânico, este composto pode entrar rapidamente na corrente sanguínea, causando graves danos ao sistema nervoso central. Os principais sintomas de toxicidade por mercúrio em humanos incluem tremores, vertigem,

dormência, dor de cabeça, câimbras, fraqueza, depressão, problemas de visão, dificuldade para respirar, tosse, inflamações gastrointestinais, queda de cabelo, náuseas e vômitos (Micaroni *et al*., 2000).

Há séculos são relatados casos de contaminação por Hg, sobretudo no ambiente de trabalho, e remonta desde os tempos antigos, como no império romano, onde cristãos e escravos eram obrigados a trabalhar nas minas de mercúrio (Zavariz, 1994).

No relatório Contaminação por Mercúrio no Estado de São Paulo da CETESB (2014), estão reunidos estudos da exposição ambiental e ocupacional humana e da contaminação ambiental (organismos aquáticos, água, ar, sedimento e solo), demonstrando várias detecções de contaminação por Hg em peixes, pessoas, água e solos.

O primeiro desastre de repercussão mundial envolvendo Hg ocorreu em 1953 na Baía de Minamata, no Japão. A Chisso Corporation usava sulfato de mercúrio como catalisador na produção de ácido acético. Por mais de vinte anos, a empresa despejou Hg em sua forma orgânica diretamente na baía através de seus efluentes líquidos. Isso contaminou a fauna marinha e, consequentemente, a cadeia alimentar, afetando milhares de pessoas que consumiam peixes da região. Além dos impactos físicos e mentais nas vítimas, a tragédia de Minamata é também um símbolo da luta política da população pelo reconhecimento da “Doença de Minamata” ou “Mal de Minamata” (Silva *et al*., 2017).

Acidentes ocorridos no Irã, Paquistão e Guatemala, causados pelo uso de metilmercúrio como fungicida para tratar sementes de grãos, demonstram claramente os problemas associados ao uso intensivo do mercúrio (Canela, 1995).

Para combater esses problemas, a Convenção de Minamata foi adotada em 2013, visando regular e eventualmente eliminar a produção, importação e exportação de vários produtos que contêm mercúrio (CETESB, 2014).

A quinta Conferência das Partes (COP5) da Convenção de Minamata, realizada em Genebra, Suíça, entre 30 de outubro e 3 de novembro de 2023, aprovou um novo limite para a concentração de mercúrio em resíduos (15 mg/kg). A decisão incluiu novas regras para a exportação e importação de resíduos contaminados com mercúrio. Esta foi uma das 23 decisões aprovadas durante a conferência (Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, 2023).

2.10 A DINÂMICA DE NUTRIENTES NO SOLO

O pH do solo é determinante para a disponibilidade dos nutrientes para as plantas, pois indica a quantidade da concentração de íons hidrogênio na solução do solo que participarão das reações químicas que tornarão os elementos absorvíveis (Veloso *et al*., 2020, p. 121).

A acidez do solo pode ser classificada em acidez ativa e acidez potencial. A acidez ativa refere-se ao hidrogênio ionizado (H^+) presente no solo, medido pelo pH. A acidez potencial está relacionada ao hidrogênio e ao alumínio que permanecem na fase sólida do solo, não ionizados.

Esta acidez pode ser dividida em acidez trocável e acidez não trocável. A acidez trocável refere-se ao alumínio que está eletrostaticamente ligado à superfície dos coloides e pode ser extraído com uma solução de cloreto de potássio. A acidez não trocável refere-se ao hidrogênio ligado aos coloides, que não é trocável e só é ionizado quando o pH do solo aumenta (Raij, 1991).

Para corrigir a acidez do solo e tornar os nutrientes disponíveis, a prática da calagem é amplamente utilizada, pois com o aumento do pH do solo para um nível ideal (entre 5,5 e 6,5) os efeitos tóxicos do alumínio e manganês são neutralizados, além de melhorar o ambiente para que as plantas possam absorver os nutrientes essenciais de forma mais eficiente (Veloso *et al*., 2020, p. 123).

2.11 AMOSTRAGEM E INTERPRETAÇÃO DA ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO

Raij (1991) considera a análise do pH e do teor químico de elementos no solo como técnicas eficientes para avaliar a sua fertilidade e determinante para a decisão de correção ou adubação antes da implantação das culturas agrícolas, uma vez que identificam as condições do solo. O pH ácido e a salinidade afetam a absorção de nutrientes pelas plantas, e este segundo pode afetar também a absorção de água.

Raij (1991) recomenda que, para uma amostragem de solo eficiente, a área de interesse seja dividida em partes homogêneas chamadas glebas. Cada gleba deve ter o mesmo tipo de solo, a mesma profundidade e ter sido tratada de forma igual, especialmente em relação à aplicação de fertilizantes e corretivos. O autor sugere coletar de 15 a 20 amostras individuais de solo em cada gleba. Essas amostras individuais são, então, combinadas para formar uma única amostra representativa da

área. A coleta deve ser feita de maneira "zigue-zague" através da gleba para garantir uma amostra mais representativa de toda a área.

Para interpretar os resultados das análises químicas do solo é utilizado o conceito de níveis críticos. Esses níveis críticos indicam o ponto abaixo do qual a produtividade das plantas é significativamente reduzida. Malavolta *et al*. (1997) e Raij *et al*. (2001) desenvolveram tabelas de interpretação que categorizam os resultados em faixas de produtividade: baixa, média e alta. Essas faixas são determinadas com base nos níveis dos parâmetros químicos presentes no solo. A Tabela 1 apresenta a classe de interpretação dos teores de nutrientes desenvolvida por Raij *et al*. (2001) para fósforo em resina (P resina), considerando o tipo de cultura (florestais, perenes, anuais e hortaliças), e também para alumínio (Al) e enxofre (S).

Tabela 1 - Interpretação em faixas de produtividade para P em resina, Al e S

Classe	P resina				Al	S
Teores	Florestais	Perenes	Anuais	Hortaliças	KC l	$Ca(H_2PO_4)_2$
M. Baixo	< 3	< 5	< 7	< 10		
Baixo	3 - 5	5 - 15	7 - 15	10 - 24	< 5	< 5
Médio	6 - 8	16 - 40	16 - 40	25 - 60		5 - 10
Alto	8 - 16	41 - 60	41 - 80	61 - 120	> 5	>10
M. Alto	> 16	>60	>80	>120		

Fonte: Raij *et al*. (2001).

A Tabela 2 apresenta a classe de interpretação dos mesmos autores para potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), pH, saturação por bases (V%), boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn).

Tabela 2 - Interpretação em faixas de produtividade para K, Ca, Mg, pH, V%, B, Cu, Fe, Mn e Zn

Classe	K	Ca	Mg	pH	V%	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	Resina trocadora de íons					Água quente				
Teores				$CaCl_2$			DTPA	DTPA	DTPA	DTPA
M. Baixo	0,0 - 0,7			Até - 4,3	0 - 25					
Baixo	0,8 - 1,5	0 - 3	< 5	4,4 - 5,0	26 - 50	< 0,20	< 0,3	< 5	< 1,5	< 0,6
Médio	1,6 - 3,0	4 - 7	5 - 8	5,1 - 5,5	51 - 70	0,20 - 0,60	0,3 - 0,8	5 - 12	1,5 - 5,0	0,6 - 1,2
Alto	3,1 - 6,0	>7	>8	5,6 - 6,0	71 - 90	>0,60	>0,8	>12	>5,0	>1,2
M. Alto	>6,0			>6,0	>90					

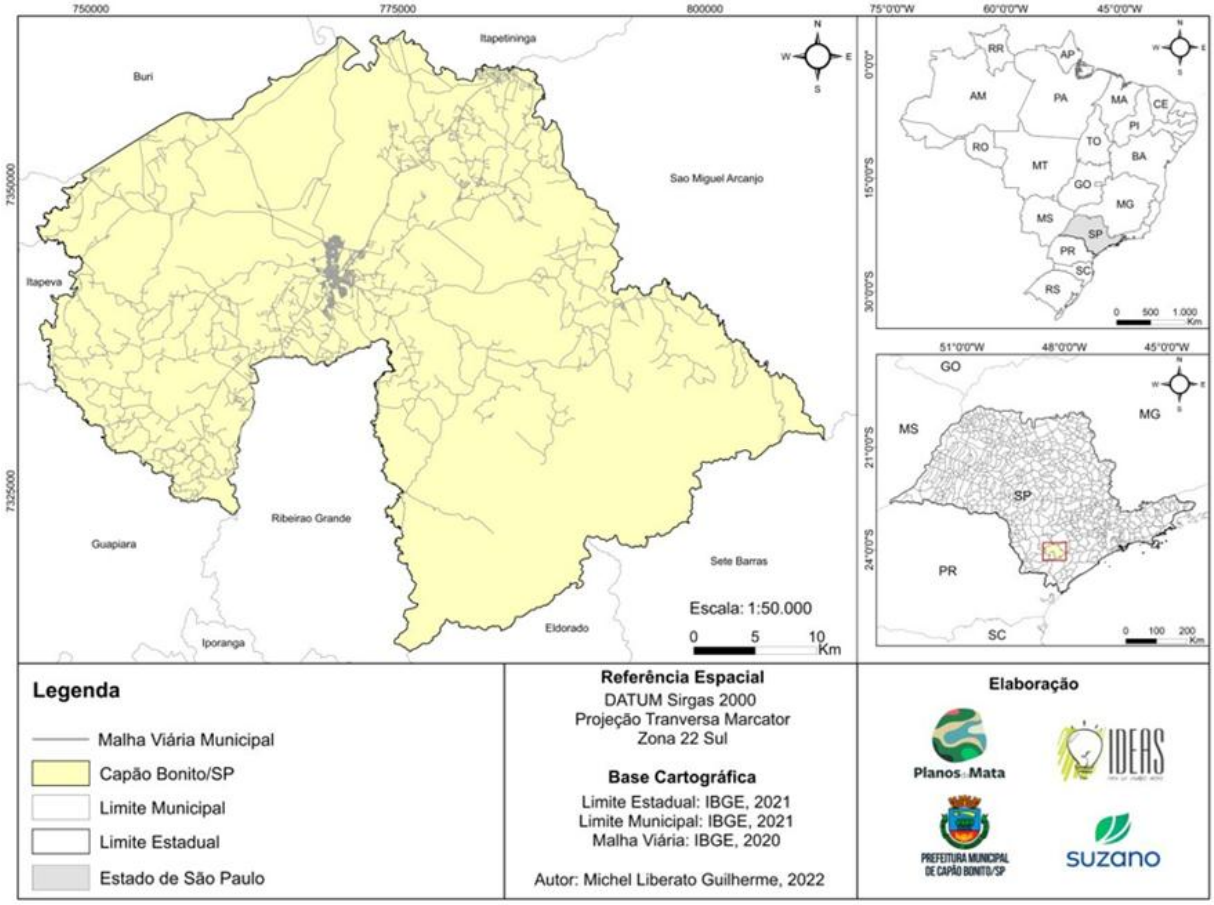
Fonte: Raij *et al*. (2001).

3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE CAPÃO BONITO – SP E DA ÁREA DE ESTUDO

O município de Capão Bonito situa-se no interior do Estado de São Paulo e é o quinto maior em extensão territorial em nível estadual, com aproximadamente 1645,02 km² (IBGE, 2022), localizado a 222 km da capital paulista. A área urbana representa apenas 2,75% do território municipal e possui 45 km² (Figura 5), sendo que as características físico-naturais tiveram forte influência na ocupação urbana deste território (Capão Bonito, 2022).

Figura 5 - Localização do município de Capão Bonito – SP

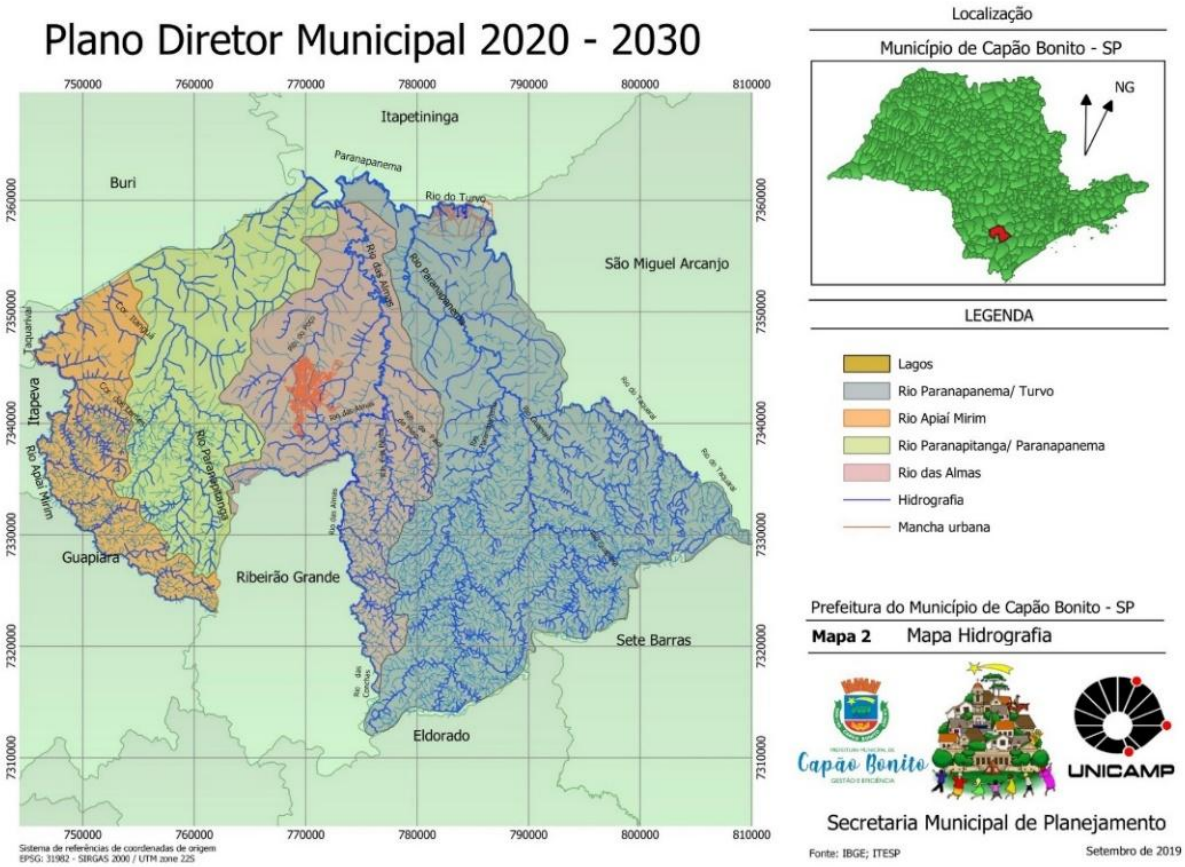


Fonte: Plano Municipal de Mata Atlântica e Cerrado de Capão Bonito, 2022.

O município de Capão Bonito – SP está localizado na bacia hidrográfica do Alto do Paranapanema, e contempla as sub-bacias do rio Apiaí-Mirim, Paranapitanga/Paranapanema, rio das Almas e rio Turvo. A hidrografia do município

(Figura 6) é bastante ampla e a densidade maior fica ao sul do município, porém, todo o território contempla uma ampla rede de cursos d'água e suas bifurcações fluviais.

Figura 6 - Bacias hidrográficas do município de Capão Bonito – SP

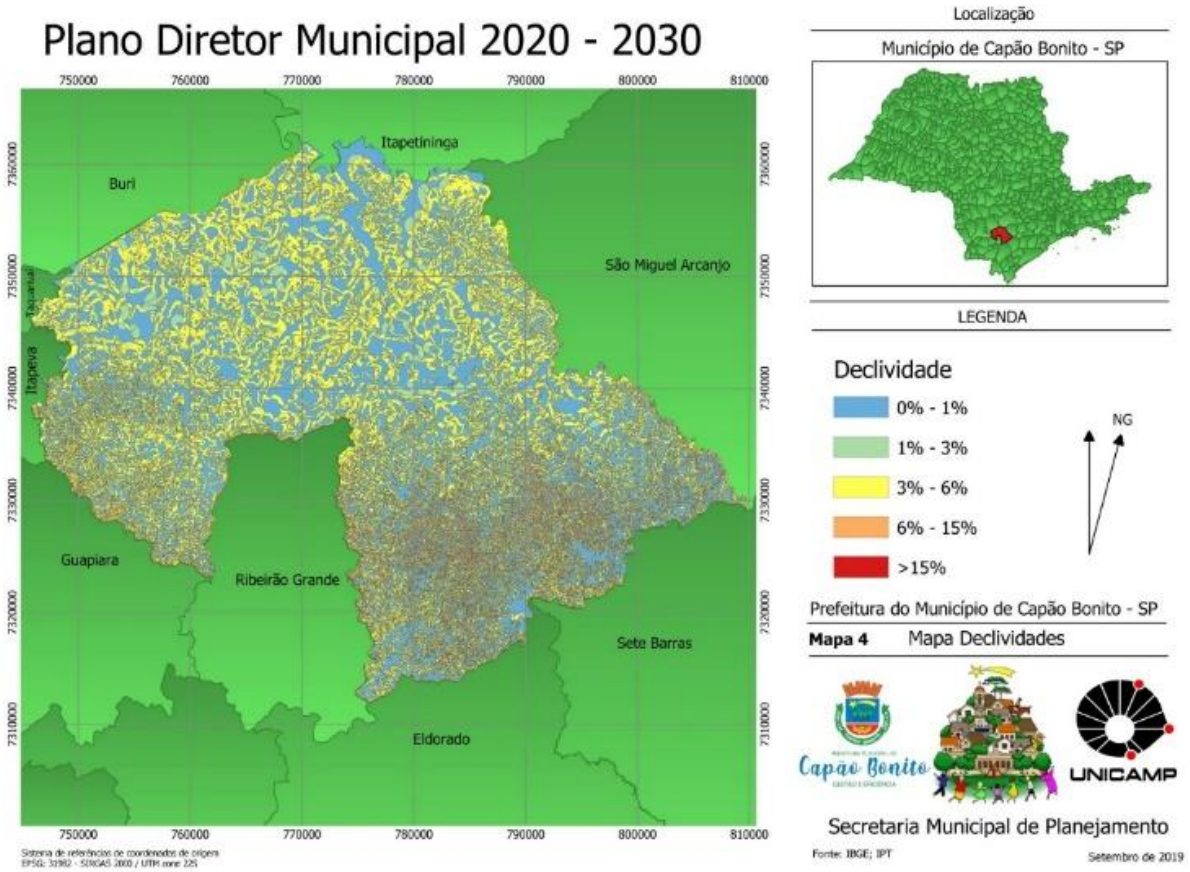


Fonte: Plano Diretor de Capão Bonito, 2019.

A rede de drenagem do município está conectada às principais características topográficas. O mapa de declividades (Figura 7) mostra variações marcantes entre diferentes áreas do município. A sudeste do município, por exemplo, há uma concentração de morros com declividades acentuadas, superiores a 15%. O restante do município apresenta declividades suaves, devido às planícies formadas pela rede fluvial que atravessa a região longitudinalmente e aos terrenos com baixa inclinação. Na maior parte do território municipal, a inclinação não ultrapassa 6% (Capão Bonito, 2023).

Considerando a extensa área rural do município, o setor agropecuário é um bastante representativo para a economia local e está relacionada com a aptidão que é dada principalmente pela geomorfologia dos terrenos (Capão Bonito, 2023).

Figura 7 - Declividades do município de Capão Bonito – SP



Fonte: Plano Diretor de Capão Bonito (2019).

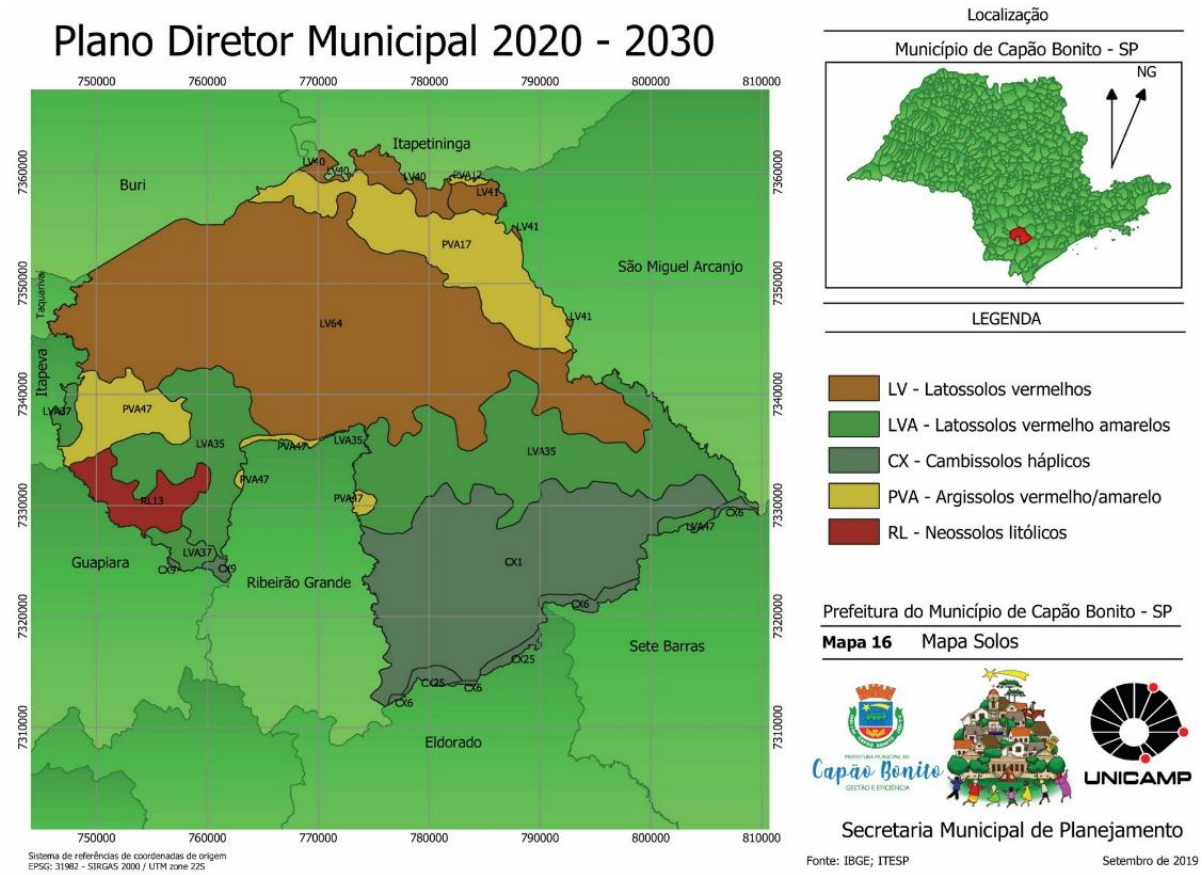
Conforme a Figura 8, latossolos vermelhos predominam o território municipal, em especial na região oeste, que inclui a zona urbana e parte da região norte. Conforme informativo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), os latossolos vermelhos:

> Por serem profundos e porosos ou muito porosos, apresentam condições adequadas para um bom desenvolvimento radicular em profundidade, principalmente se forem eutróficos (de fertilidade alta). No entanto, o potencial nutricional dos solos será bastante reduzido se forem álicos, pois existe a "barreira química" do alumínio que impede o desenvolvimento radicular em profundidade. Se o solo for ácrico, existe também uma "barreira química", mas neste caso, sendo mais relacionados aos baixos valores da soma de bases (especialmente cálcio) do que à saturação por alumínio, que não é alta nos solos ácricos. Além destes aspectos, são solos que, em condições naturais, apresentam baixos níveis de fósforo (EMBRAPA, 2021, p. 1)

A densidade demográfica do município experimentou um crescimento constante até 1991, alcançando 52.612 pessoas, conforme mostra a Figura 9. A partir desse ano, no entanto, o número de residentes começou a diminuir, com uma queda notável em 2000, quando a população se reduziu para 46.732 habitantes. Essa queda na população ocorreu principalmente na zona rural que passou de 17.092 residentes

em 1991 para 10.145 no ano 2000. Esse declínio pode estar associado a fatores econômicos e sociais que impactaram o meio rural naquele período (Capão Bonito, 2022). De acordo com o censo de 2022, a população total do município é de 46.337 habitantes, sendo 37.824 moradores na zona urbana e 8.513 residentes na zona rural (IBGE, 2022).

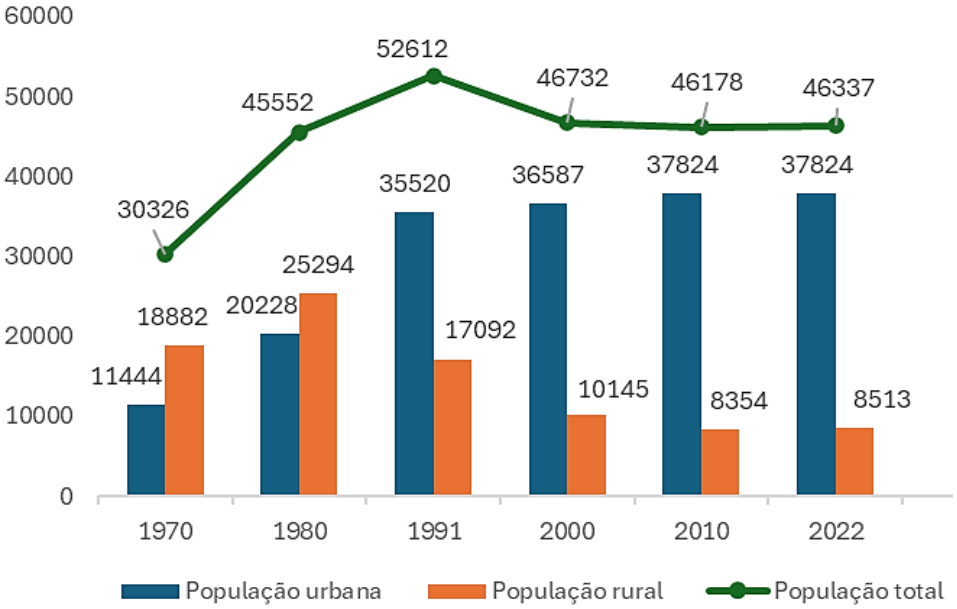
Figura 8 - Tipos de solo no município de Capão Bonito – SP



Fonte: Plano Diretor de Capão Bonito (2019).

A Figura 9 mostra um crescimento contínuo da população urbana ao longo dos anos. Em 1970, somente 37,7% das pessoas residiam em áreas urbanas, mas em 2022 esse percentual aumentou para 81,64%, enquanto a população da zona rural foi maior que a população urbana até 1980 e, a partir daí, veio sofrendo uma grande queda demográfica, chegando a menos 20% do total em 2022. Esses números podem sugerir uma tendência de migração de parte dos residentes da zona rural para as cidades, possivelmente em busca de melhores condições de vida e oportunidades de trabalho (Capão Bonito, 2023).

Figura 9 - Número de habitantes das áreas urbana e rural do município de Capão Bonito – SP no período de 1970 a 2022.



Fonte: IBGE, 2022.

A Figura 9 ainda sugere que o crescimento das áreas urbanas e a formação de grandes fazendas podem ter impactos significativos na conservação das florestas. À medida que a malha urbana aumenta, há maior pressão sobre os ecossistemas naturais, o que pode resultar em degradação e desmatamento. Simultaneamente, a diminuição da população rural indica um êxodo do campo para as cidades, em busca de melhores oportunidades. Este movimento intensifica a urbanização e aumenta a pressão sobre as áreas urbanas, podendo levar à destruição de florestas e outros habitats naturais (Capão Bonito, 2023).

A economia de Capão Bonito é diversificada, com vários setores produtivos em destaque, especialmente o setor de serviços (Capão Bonito, 2023). De acordo com os dados de 2017 da Fundação SEADE (Sistema Estadual de Análise de Dados), esse setor emprega 41% da população do município. Em termos de rendimento médio, o setor de serviços só fica atrás da indústria, mas supera os rendimentos do setor primário, da construção e do comércio. Os dados também mostram que o comércio atacadista e varejista, juntamente com a reparação de veículos automotores e motocicletas, representam 27% dos empregos formais no município. A agricultura, pecuária, produção florestal, pesca e aquicultura empregam 21% da população formalmente. A indústria responde por 9,33% dos empregos formais, enquanto a construção civil tem uma participação de apenas 1,17% dos empregos formais.

Conforme dados de 2019 do IBGE, o setor de serviços é o principal componente do PIB de Capão Bonito – SP, contribuindo com 69,51%. A agropecuária e a indústria também são importantes, com participações de 19,99% e 10,5%, respectivamente. Entre 2010 e 2016, observou-se um crescimento contínuo no setor de serviços, destacando sua crescente relevância para a economia local.

Na agropecuária e na indústria de Capão Bonito, as produções de soja, laranja, milho, batata inglesa e feijão são particularmente notáveis, e além disso, a indústria de silvicultura se destaca como uma atividade econômica significativa (Capão Bonito, 2023).

3.2 HISTÓRICO DA ÁREA DE ESTUDO[2]

O loteamento denominado Jardim Europa, localizado a oeste da área urbana, iniciou a venda de lotes no início dos anos 80, e foi se consolidando como um bairro no final da década de 1990. Entre 1993 e 1994 foram instaladas as redes de água e esgoto. Em 2024, o bairro possuía ocupação por residências domiciliares e duas unidades de ensino municipal. Ainda há muitos lotes sem construção e no entorno do loteamento, existem áreas de agricultura convencional. A pavimentação das ruas foi feita gradativamente e os últimos trechos finalizados no ano de 2024.

Antes de se tornar um loteamento, entre as décadas de 1940 e 1970, a área foi intensamente cultivada com batata inglesa (*Solanum tuberosum* L.). Nessa época, o cultivo começava com o preparo do solo com intenso revolvimento, geralmente com aração e/ou escarificação, seguido de uma a duas gradagens. O plantio e o amontoamento eram realizados de forma mecanizada, semimecanizada, ou, menos frequentemente nos dias atuais, com tração animal (mais comum entre as décadas de 1950 e 1970).

Durante o cultivo da batata, ocorriam pulverizações de agrotóxicos, finalizando com as etapas de colheita, que eram manuais ou semimecanizadas, e o transporte. A exposição do solo, e o tráfego de equipamentos durante o cultivo, acarretou significativas perdas de solo e água por erosão. Consequentemente, havia grandes chances de resíduos de agrotóxicos e fertilizantes solúveis serem carregados junto com a água e o solo, agravando os danos ambientais (Bisognin, 2006).

[2] Todos os dados não referenciados são de informações fornecidas pelo Departamento de Meio Ambiente de Capão Bonito – SP.

Um fungicida largamente utilizado para tratamento de vários tipos de sementes, incluindo a batata, até os anos 70 foi um metilmercúrio de nome comercial “Neantina” (Figura 10) que era um acetato mercuri fenílico (Tella; Lago; Zink, 1976). O uso de produtos agrícolas que contêm metilmercúrio, etilmercúrio e outros compostos foi proibido no Brasil pela Portaria MAPA nº 02/1975, em 06 de janeiro de 1975. Posteriormente, essa portaria foi revogada e substituída pela Portaria MAPA nº 06 de 29 de abril de 1980, que proibiu novos registros de fungicidas com mercúrio, assim como sua produção e comercialização (Sohn; Nycz, 2010).

Figura 10 - Embalagem do produto Neantina, usado nos anos 70



Fonte: Mercado Livre, 2024

3.3 PROJETO DE REVITALIZAÇÃO DE TRECHO DO CÓRREGO POÇO DA FAXINA E CÓRREGO DO CHAFARIZ[3]

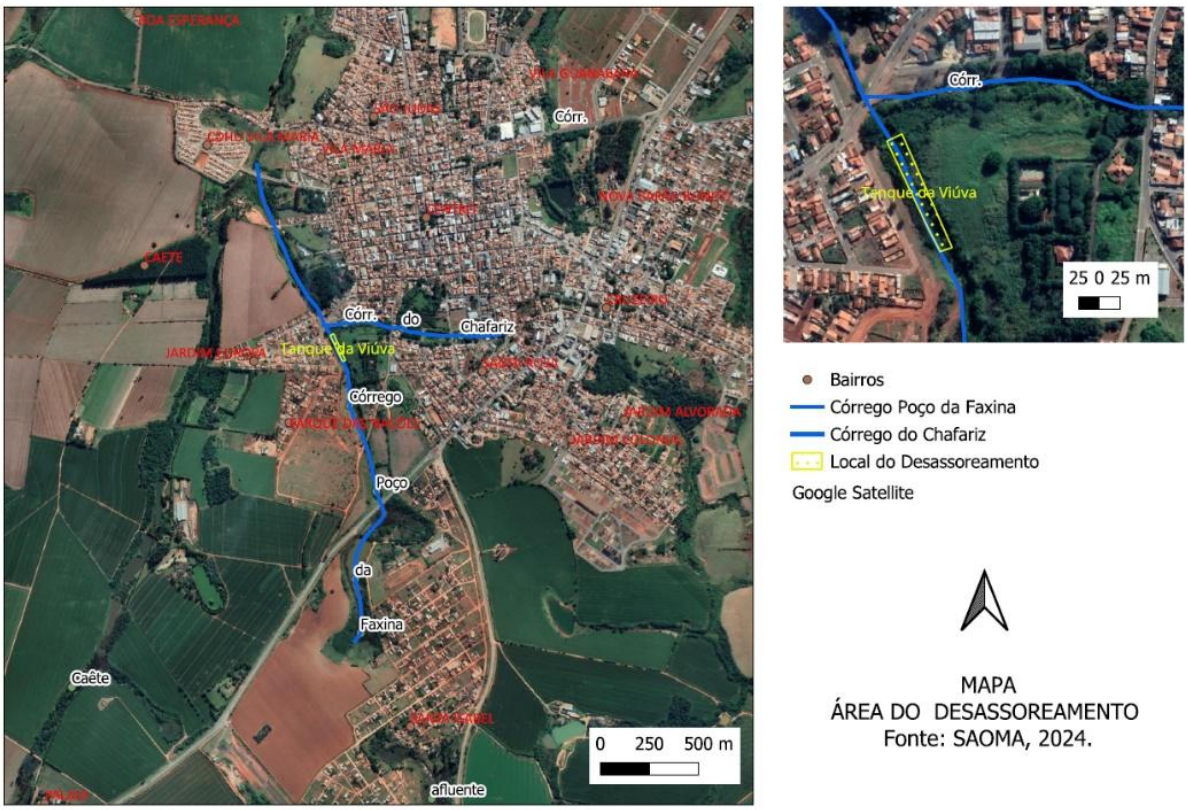
O município de Capão Bonito – SP possui três principais córregos que atravessam toda a área urbana, dentre eles o córrego Caetês (Bacia do Rio das Almas) é o que possui maior extensão (5,770 km), com a nascente no bairro rural Caetês a sudoeste, atravessando toda a área urbana e desaguando no bairro urbano

[3] Todas as informações foram fornecidas pelo Departamento de Meio Ambiente de Capão Bonito-SP.

mais a noroeste (Bairro Jardim São Francisco), onde desagua no Ribeirão do Poço que é afluente do Rio das Almas. O córrego do Poço da Faxina possui 2,631 km de extensão e é o principal afluente do córrego Caetês (Figura 11). Sua nascente está situada no bairro Santa Isabel, bairro urbano a extremo oeste do município e percorre mais 3 bairros urbanos até desaguar no Caetês no bairro Vila Maria, a montante da área que já teve histórico de alagamentos de pequenas proporções nos últimos anos.

O córrego do Chafariz possui 0,908 km de extensão e corta o Parque das Águas, a maior área de lazer natural do município. Esse córrego desagua no córrego Poço da Faxina na região de um reservatório denominado Tanque da Viúva, localizado no Bairro Jardim Europa, conforme mostrado na Figura 11.

Figura 11 - Localização dos córregos de Capão Bonito – SP na área de estudo



Fonte: Autoria própria (2024).

O tanque localizado na extensão do córrego Poço da Faxina encontrava-se assoreado há pelo menos 30 anos com a presença da espécie Typha dominguensis, popularmente conhecida como taboa (Figura 12). A presença dessa espécie é interpretada como sinal de assoreamento e degradação do meio aquático e seu entorno (Rozenente *et al*., 2021). Além de contribuírem para erosão e diminuição

da capacidade de reservação de água, o aspecto geral da área tornava recorrente o depósito irregular de resíduos de diversas classes e origens, com grande potencial poluidor do solo e corpos d'água. O crescimento da urbanização nos últimos anos estava agravando os depósitos irregulares e a degradação da área.

Figura 12 - Assoreamento do Tanque da Viúva do córrego Poço da Faxina com presença da espécie *Typha dominguensis*



Fonte: Autoria própria, 2022.

A prefeitura municipal de Capão Bonito – SP elaborou um projeto prevendo o desassoreamento, revitalização do córrego e margens para garantir a melhoria na qualidade da água do córrego e do tanque, além de diminuir os riscos de alagamento a jusante (em direção a foz do rio).

O projeto aprovado pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), além das mudas nativas de reflorestamento, contemplava o plantio de grama e espécies nativas e exóticas ornamentais com porte acima de 1,8 metros. Este conceito de projeto surgiu devido à dificuldade de o poder público municipal em realizar plantios adensados de árvores nas Áreas de Preservação Permanente no

perímetro urbano. Além da depredação das mudas, que nestes casos são de porte bem menor, por queimadas e vandalismo, o município possui escassez de áreas verdes com possibilidade de recreação.

Deste modo, o formato do projeto, garantiria a proteção das margens, pois as poáceas[4] e as mudas de árvores mais desenvolvidas possuem sistema radicular adequado para conter a erosão, e há a expectativa de que a implantação desse projeto teria mais aceitação e contribuição da população para sua conservação. O trecho do projeto é no Bairro Jardim Europa onde encontra-se o tanque da viúva que está assoreado há pelo menos 30 anos. A situação da área em 2020 era a presença de espécies exóticas invasoras como leucena e mamona, processos erosivos e drenagem inadequada.

[4] Poáceas – Refere-se à família *Poaceae*, comumente conhecida como gramíneas. Inclui uma vasta diversidade de plantas, como trigo, milho, arroz, cana-de-açúcar e gramas de várias espécies.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCALIZAÇÃO E COLETA DE AMOSTRAS

Para a realização desta pesquisa aplicada, utilizou-se o procedimento de estudo de caso com pesquisa exploratória em uma obra de desassoreamento no córrego Poço da Faxina, no trecho de um tanque assoreado há pelo menos 30 anos, no Bairro Jardim Europa, em Capão Bonito – SP, latitude 24º 00’ 41,5” ao sul e longitude 48º 21’ 16,3” a oeste, em uma altitude de 667 metros.

A obra de desassoreamento foi realizada em agosto de 2022, por meio da Prefeitura Municipal de Capão Bonito – SP (PMCB) que foi contemplada no Programa Estadual “Rios Vivos”, responsável pela retirada de cerca de 10.000 m³ de sedimentos. A Figura 13 mostra o processo de desassoreamento em curso.

Figura 13 - Desassoreamento do córrego Poço da Faxina no bairro Jardim Europa do munícipio de Capão Bonito – SP



Fonte: Autoria própria, 2022.

Os resíduos foram depositados em uma área da prefeitura, a cerca de 2 km do local da obra (Figura 14), nas coordenadas latitude 24º 01’ 52,2” ao sul e longitude 48º 21’ 35,8” a oeste, em uma altitude de 712 metros.

Figura 14 - Imagem aérea da área de disposição dos resíduos destacada em vermelho



Fonte: Google Earth, 2022.

Cerca de 8 meses após a deposição do material, nos dias 17 e 19 de maio de 2023, foram coletadas amostras em quinze pontos aleatórios. No período de setembro de 2022 a maio de 2023 houve um acúmulo de 1263 mm de precipitação, conforme dados do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO, 2024). Por haver a formação de amontoados, foi possível identificar as áreas onde haviam sido depositados os resíduos (Figura 15).

Figura 15 - Local de depósito dos sedimentos oriundos do desassoreamento



Fonte: Autoria própria (2023).

A camada superficial dos montes, de aproximadamente 15 cm de espessura, que estava com desenvolvimento vegetação forrageira, foi descartada (Figura 16) e as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos.

Figura 16 - Retirada das amostras



a b

Fonte: Autoria própria, 2023.

Após a coleta, foram misturados em um recipiente, aproximadamente 500 g de sedimento de cada uma das quinze amostras, formando uma mistura homogênea. Dessa amostra composta, foram retiradas porções que foram acondicionadas em embalagens adequadas para envio aos laboratórios (Figura 17).

Figura 17 - Homogeneização dos sedimentos e retirada de amostras



a b

Fonte: Autoria própria, 2023.

No dia 22 de junho de 2024, foi realizada a amostragem de solo, de uma área à montante da obra de desassoreamento, nas coordenadas latitude 24º 00’ 49,0” ao sul e longitude 48º 21’ 14,9” a oeste, em uma altitude de 674 metros. O local é uma área pública pertencente à área verde do loteamento Parque das Nações e havia predominância de espécies forrageiras com histórico de uso para pastejo de animais de grande porte como equinos e bovinos (Figura 18).

Figura 18 - Imagem aérea do local do desassoreamento e da área da coleta de solo



Fonte: Google Earth, 2024.

Foram coletadas, com trado de rosca manual (Figura 19), 15 amostras aleatoriamente em uma área de cerca de 2000 m^2, a 15 cm de profundidade.

Figura 19 - Retirada das amostras de solo com trado de rosca manual



Fonte: Autoria própria, 2024.

Para verificação da viabilidade de uso na agricultura e paisagismo urbano as seguintes análises foram realizadas no sedimento coletado e na amostra de solo.

4.2 ANÁLISE FÍSICA DOS SEDIMENTOS PELO MÉTODO DE BOUYOUCOS

Para determinar o teor de argila, silte e areia pelo Método de Bouyoucos (2002), utilizou-se um densímetro em conjunto com um dispersante constituído por uma solução de 40 g de hidróxido de sódio (NaOH) e 100 g de hexametafosfato de sódio $(NaPO_3)_6$ dispersos em 1 litro de água. Foram adicionados 100 ml do dispersante a 50 g da amostra de solo, garantindo a dispersão adequada das partículas. A suspensão foi agitada mecanicamente por 30 minutos e deixada em sedimentação por 24 horas a temperatura de 20°C.

Após períodos de 1, 2 e 4 horas da sedimentação inicial, inseriu-se um densímetro na suspensão para medir a densidade. As leituras obtidas do densímetro foram utilizadas para calcular a concentração de partículas em suspensão. Aplicando-se a lei de Stokes, que correlaciona a velocidade de sedimentação das partículas com seu tamanho e a densidade do fluido, calculou-se a distribuição do tamanho das partículas no solo. A lei de Stokes é representada pela Equação 1.

$$v = 2/9 \cdot (r^2 \cdot (\rho_p - \rho_f) \cdot g) \eta \qquad (1)$$

em que:

V é a velocidade de sedimentação em metros por segundo ($m.s^{-1}$),

r é o raio da partícula em metros (m),

ρ_p é a densidade da partícula em quilogramas por metro cúbico ($kg.m^{-3}$),

ρ_f é a densidade do fluido (kg/m^3),

g é a aceleração devido à gravidade em metros por segundo ao quadrado ($m.s^{-2}$), e

η é a viscosidade do fluido a 20°C em Pascal-segundo (Pa·s) ou Newton-segundo por metro quadrado ($N \cdot s.m^{-2}$).

Após o processo, as partículas do solo foram classificadas conforme os padrões estabelecidos pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), conforme apresentado na Tabela 3. Para definição do tipo predominante de solo, aplicou-se a metodologia do triângulo textural, conforme Santos *et al*. (2013).

Tabela 3 - Classe de diâmetros do USDA

Classe	Diâmetro (mm)
Areia muito grossa (AMG)	1 a 0,5
Areia grossa (AG)	1 a 0,5
Areia média (AM)	0,5 a 0,25
Areia fina (AF)	0,25 a 0,10
Areia muito fina (AMF)	0,10 a 0,005
Areia total (AT)	>2 a 0,5
Silte	0,05 a 0,002
Argila total	<0,002
Argila água	<0,002

Fonte: Buyoucos, 2002.

4.3 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (EPTS)

A análise de EPTs por ICP-OES (Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente) é uma técnica amplamente utilizada para quantificar elementos químicos em diferentes tipos de amostras. Trata-se de uma técnica analítica poderosa, versátil e avançada com excelentes propriedades de detecção, oferecendo o menor tempo de detecção, limites de detecção mais baixos, faixa dinâmica linear mais ampla e maior tolerabilidade da matriz, bem como interferências químicas desprezíveis (Kahn *et al*., 2022).

Foram analisados os elementos: Ba (Limite de Quantificação - LQ = 4 mg kg^{-1}), Cd (LQ = 2 mg kg^{-1}), Pb (LQ = 2 mg kg^{-1}), Co (LQ = 0,4 mg kg^{-1}), Cu (LQ = 4 mg kg^{-1}), Cr (LQ = 2 mg kg^{-1}), Hg (LQ = 2 mg kg^{-1}), Mo (LQ = 2 mg kg^{-1}), Ni (LQ = 0,4 mg kg^{-1}) e Zn (LQ = 4 mg kg^{-1}). O único elemento analisado que é considerado metalóide é o As (LQ = 2 mg kg^{-1}).

O equipamento utilizado foi da marca Thermo Scientific, modelo ICAP 6300 Duo, número de série 20111208.

4.4 ANÁLISE DE MACRO E MICRONUTRIENTES

Para verificar a viabilidade técnica do solo para cultivo, foram realizadas análises laboratoriais de nutrientes essenciais, incluindo macronutrientes como Fósforo, Enxofre, Cálcio, Magnésio e Potássio, além de micronutrientes como Boro, Cobre, Ferro, Manganês e Zinco. Também foram analisados o pH, M.O. e a capacidade de troca catiônica (CTC).

Especificamente nas amostras de sedimentos e solo da região a montante, o pH foi medido em $CaCl_2$ usando o método potenciométrico. A porcentagem de M.O. e o teor de P-resina foram determinados pelo método colorimétrico, enquanto o teor de Potássio foi medido pelo método fotométrico. Os teores de Cálcio e Magnésio foram determinados pelo método espectrofotométrico, e o teor de H+Al foi medido novamente pelo método potenciométrico.

Para calcular a soma de bases (SB), foi feita a soma do teor dos elementos potássio, magnésio e cálcio em mmol.c.dm-3 (Equação 2). A capacidade de troca catiônica (T) foi calculada pela soma de bases somado à acidez potencial (H+Al) (Equação 3). A saturação de bases (V%) foi determinada pela divisão da soma de bases pela capacidade de troca catiônica (T) (Equação 4).

$$SB = K + Mg + Ca \quad (2)$$

$$T = [SB + (H+Al)] \quad (3)$$

$$V\% = [(SB/T) \times 100] \quad (4)$$

Os teores de Boro, Cobre, Ferro, Manganês e Zinco foram medidos utilizando o método espectrofotométrico. Estas análises seguem as recomendações de Raij *et al*. (2001) do Instituto Agronômico de Campinas (IAC).

As análises física e de EPTs foram realizadas no Laboratório do Departamento de Ciência do Solo da Esalq (Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz) em Piracicaba – SP e as análises de macro e micronutrientes foram enviadas para o Departamento de Solos e Recursos Ambientais da Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP, campus Botucatu.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE FÍSICA

A Tabela 4 mostra os resultados das análises granulométricas do material dragado (2 repetições) e do solo a montante do local de desassoreamento (2 repetições). O total na soma das frações de areia do material dragado foi de 296 e 340 $g.kg^{-1}$, 225 $g.kg^{-1}$ de silte nas duas repetições e 479 e 445 $g.kg^{-1}$ de argila em dispersante. Nas amostras de solo, os resultados obtidos foram 351 e 377 $g.kg^{-1}$ de areia, 110 e 113 $g.kg^{-1}$ de silte e 539 e 510 $g.kg^{-1}$ de argila em dispersante. Todas as amostras foram classificadas como de textura predominantemente argilosa, seguindo a classificação textural do triângulo descrita pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (Santos *et al*., 2013). A classificação correspondeu com a caracterização do solo da área de estudo, latossolo vermelho.

Tabela 4 - Análise granulométrica das amostras de solo e do material de desassoreamento

Determinação	Unidade	Solo 1	Solo 2	D*1	D*2
Areia total	$g.kg^{-1}$	351	377	296	340
Silte	$g.kg^{-1}$	110	113	225	225
Argila dispersante	$g.kg^{-1}$	539	510	479	435
Argila água	$g.kg^{-1}$	162	161	0	26
Floculação	%	70	68	100	94
Classe de textura	-	argiloso	argiloso	argiloso	argiloso

*Desassoreamento

Fonte: Autoria própria (2024).

Os resultados obtidos diferiram de outros estudos que indicaram maior presença de areia. No estudo da Barragem de Usuma, em Abuja, Nigéria, por Ilechukwu, Olusina e Echeta (2020), a análise revelou maior quantidade de areia (areia > silte > argila). Da mesma forma, Depiné *et al*. (2012) encontraram predominância de areia grossa em uma bacia agrícola em Santa Catarina. Essas diferenças podem ser

atribuídas a características ambientais e práticas de manejo distintos entre as regiões. A maior proporção de argila nos sedimentos do presente estudo sugere a origem dos sedimentos possivelmente relacionados a práticas agrícolas e características locais de erosão e transporte de sedimentos.

Segundo o estudo de Castiglia (2006), os argilominerais têm a capacidade de substituir alguns de seus íons originais por outros cátions através de um processo de adsorção, o que pode interferir no potencial de contaminação por EPTs.

A característica dos latossolos é que são altamente intemperizados e sem incremento de argila em profundidade (EMBRAPA, 2018), indicando que a camada mais superficial do solo, também considerada a mais fértil, foi a mais afetada pela erosão laminar que atingiu o recurso hídrico. A partir dos resultados da Tabela 4, conforme o artigo sexto da Resolução CONAMA 454/2012, mostrou-se a necessidade de realização das análises químicas por não atender os requisitos mínimos de dispensa.

5.2 DETERMINAÇÃO DOS EPTS

Na Tabela 5 apresentam-se as determinações dos EPTs pelo método de ICP-OES.

Tabela 5 - Resultados da determinação dos teores dos elementos químicos analisados, em $mg.kg^{-1}$, valores de prevenção (VP) e valor de investigação (VI) da Resolução CONAMA 420/2009

EPT	Solo 1	Solo 2	D*1	D*2	VP	VI
As	4,12	6,03	5,6	<2,00	15	35
Ba	30,66	33,01	71,49	71,68	150	300
Cd	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	1,3	3
Pb	16,57	19,08	19,61	19,14	72	180
Co	3,25	3,11	3,13	2,75	25	35
Cu	36,35	41,64	25	21,53	60	200
Cr	31,59	42,69	35,35	48,16	75	150
Hg	2,3	3,02	2,99	<2,00	0,5	12
Mb	<2,00	<2,00	<2,00	<2,00	30	50
Ni	9,49	9,18	7,17	8,04	30	70
Se	<4,00	<4,00	<4,00	<4,00	5	-
Zn	37,14	33,33	30,01	33,19	300	450

*Desassoreamento

Fonte: Autoria própria (2024).

Os resultados da Tabela 5 foram comparados com os valores orientadores para solos e para águas subterrâneas do Anexo II da Resolução CONAMA 420/2009 e foi constatado que, para todas as amostras, os EPTs apresentaram teores abaixo do VP da Resolução CONAMA 420/2009, exceto para o elemento Hg que apresentou valores de 2,3 e 3,02 $mg.kg^{-1}$ nas amostras de solo e 2,99 e <2,00 $mg.kg^{-1}$ nas amostras coletadas do desassoreamento. No caso das determinações de Cd, o LQ ficou acima do VP (0,5 $mg.kg^{-1}$), e não foi conclusivo para a contaminação, mas os teores estão abaixo do VI para uso agrícola de 3 $mg.kg^{-1}$.

As concentrações de Hg nas amostras ficaram acima dos valores obtidos por Tomazelli (2003), que constatou que a média de Hg total/peso úmido em peixes carnívoros coletados no Reservatório de Jurumirim (Alto Paranapanema) foi de 1,142 $mg.kg^{-1}$, concluindo a contaminação por Hg dos peixes coletados neste Reservatório. Os teores de Hg foram ainda maiores quando comparados com os valores obtidos por Fernandes *et al*. (2023), que avaliaram em julho de 2019 o teor de Hg em organismos do solo, na serapilheira e solo (0,0-0,2m de profundidade) durante o período seco, na planície do Médio Rio Araguaia, ao longo das margens do rio, na região de Cocalinho no estado do Mato Grosso. As amostragens foram realizadas em cinco pontos em uma área específica, caracterizada como área de preservação permanente de uma fazenda, denominada Fazenda Landi. A concentração de Hg nos compartimentos do solo e da serapilheira variou de 0,01 a 0,05 $mg.kg^{-1}$ para o solo e de 0,02 a 0,05 $mg.kg^{-1}$ para a serapilheira.

Carvalho *et al*. (2019) analisaram amostras de solo arquivadas que foram coletadas e descritas em 1998 como representativas de solos e paisagens do Cerrado central brasileiro e que, até onde foi possível determinar, não haviam sido “contaminadas” por atividades antrópicas e encontram concentrações de Hg que variaram de 0,015 a 0,18 $mg.kg^{-1}$.

Segundo Morosini *et al*. (2021), a biodisponibilidade e mobilidade do Hg nos solos está diretamente associada às suas formas químicas, por isso, a medição da concentração total de Hg que ocorre no método ICP-OES, não é suficiente para avaliar completamente a forma do Hg no solo e nos meios circundantes (ar, água, biomassa). Exemplificando, o cinábrio (α-HgS) está entre as formas de Hg mais estáveis nos solos, enquanto o CH_3O-Hg pode ser bioacumulado através da cadeia alimentar (Bavec e Gosar, 2016; Fernández-Martínez e Rucandio, 2014). Por esse

motivo, o uso de procedimentos de extração sequencial (Bloom *et al*., 2003) é uma das possibilidades para determinar as formas de Hg presentes nos solos.

Deste modo, o método de análise adotado para quantificação do Hg (ICP-OES) não pôde determinar se o elemento está em sua forma tóxica ou estável, porém, mesmo que o α-HgS seja menos bioacumulativo, ele pode se transformar em formas mais reativas e móveis de mercúrio sob certas condições ambientais, como pH ácidos e a presença de matéria orgânica (Zhang *et al*., 2024).

Apesar dos teores de Hg total estarem abaixo do VI para a agricultura de 12 $mg.kg^{-1}$, os resultados obtidos ficaram até 600% acima do VP de 0,5 $mg.kg^{-1}$ estabelecido pelo CONAMA como aceitável considerando os processos naturais de fixação do Hg no ambiente terrestre. Existe a possibilidade de os sedimentos removidos no desassoreamento e o solo circundante possam ter sofrido contaminação de Hg por ação antrópica, tal como o uso massivo até 1980 de fungicida a base de metilmercúrio nas batatas-sementes, uso de fertilizantes minerais (Zhao e Wang, 2009) ou pelo descarte irregular de resíduos contaminados.

Segundo Gallego *et al*. (2024), os agroecossistemas tropicais, pesticidas e EPTs são dois dos principais poluentes. Sua presença crescente nos solos, sedimentos e água, gera preocupações sobre os potenciais efeitos adversos na saúde humana e no meio ambiente. Originalmente usados para proteger culturas, resíduos de inseticidas, fungicidas e herbicidas foram detectados além das áreas de aplicação, alcançando afluentes, lagos e ecossistemas marinhos (Halbach *et al*., 2021; Snow *et al*., 2020).

Este problema se agrava com os EPTs, cuja concentração natural pode ser exacerbada por insumos agrícolas e poluição industrial, atingindo níveis preocupantes (Mao *et al*., 2020; Paul *et al*., 2021).

Uma consideração importante, é em relação ao teor de Hg, que ficou acima do valor de prevenção, abrindo uma prerrogativa para que os estudos futuros tenham continuidade para determinar com maior precisão, as prováveis fontes contaminantes, por meio de pesquisas do uso histórico da área e levantamentos topográficos específicos para determinar a contribuição das áreas adjacentes no assoreamento do corpo d'água pesquisado. Equitativamente, seria pertinente buscar métodos mais precisos de determinação do Cd, que não pode ser conclusivo em relação ao valor de prevenção neste estudo.

Embora os níveis de Hg não sejam limitantes para o uso na agricultura pelas pesquisas consultadas na literatura, a maior preocupação deve ser com o assoreamento dos corpos d'água que pode estar afetando ou poderá afetar a fauna presente a jusante, causando o processo de bioacumulação deste elemento tóxico.

5.3 VIABILIDADE DE USO COMO SOLO

Para avaliar a viabilidade de uso no cultivo vegetal, a Tabela 6 traz os valores das amostras de solo e material de desassoreamento em relação ao pH, Al livre e acidez potencial por Al.

Tabela 6 - Valores de pH, alumínio livre e acidez potencial por alumínio

Determinação	Unidade	Solo 1	Solo 2	D*1	D*2
pH	-	5,1	5,1	5,2	5,2
Al livre	mmolc.dm·³	<1	<1	0	0
H+Al (potencial)	mmolc.dm·³	36,8	37,6	50	45

*Desassoreamento

Fonte: Autoria própria (2024).

A Tabela 6 mostra que resultado do pH do material dragado foi de 5,2 nas duas amostras e 5,1 nas amostras de solo e, de acordo com a publicação de Raij *et al*. (2001), é considerado um pH médio. Os valores de pH ficaram acima dos encontrados por Sgarbi (2002) que fez a análise de solo em 10 fazendas localizadas no município de Capão Bonito com plantio de eucalipto, chegando a uma média de 3,9 de pH. Veloso *et al* (2020) afirmam que alguns nutrientes essenciais para as plantas, como Ca, P, Mg, K e Mb, podem ficar indisponíveis para as plantas em condições de pH muito baixos, enquanto os elementos como Al, Fe, Cu, Mn e Zn podem aumentar significativamente seu teor na solução no solo nessas mesmas condições, podendo, inclusive, atingir níveis tóxicos para as plantas.

De acordo com Malavolta (1989), o pH ideal que disponibiliza os principais nutrientes às plantas está na faixa dos 6 a 6,5. O teor de Al^{3+} livre foi <1 nas duas amostras de solo e zero nas duas amostras do material de desassoreamento, porém H+Al somaram 36,8 e 37,6 mmolc.dm^{-3} nas amostras de solo e 50 e 40 mmolc.dm^{-3}, no material de desassoreamento, indicando a acidez potencial presente no sedimento.

Em geral, os solos com maior teor de alumínio, M.O. e argila requerem quantidades maiores de calcário, por serem as principais fontes de acidez no solo e de tamponamento do pH (Veloso *et al*. 2020). A acidez trocável e acidez potencial apresentada nos resultados podem facilmente ser corrigidos por meio da calagem, que é uma prática consolidada na agricultura.

A Tabela 7 apresenta os resultados das análises dos elementos considerados essenciais e com maior demanda pelas plantas (macronutrientes), matéria orgânica, soma de bases, CTC e V%.

Tabela 7 - Teores de macronutrientes, matéria orgânica, soma de bases, CTC e V%

Determinação	Unidade	Solo 1	Solo 2	D*1	D*2
M.O.	g.dm·³	42,4	44,7	38	35
Fósforo	mg.dm·³	16,2	18,6	13	15
S	mg.dm·³	10,1	10,6	21	19
Cálcio	mmolc.dm·³	34,2	34,8	61	59
Magnésio	mmolc.dm·³	18	16,8	23	23
Potássio	mmolc.dm·³	5,93	6,08	1,4	1,4
SB	mmolc.dm·³	58,1	57,7	85	84
CTC	mmolc.dm·³	94,9	95,3	135	129
V	%	61	61	63	65

*Desassoreamento

Fonte: Autoria própria (2024).

A Tabela 7 mostra que as repetições de solo obtiveram maiores teores em relação as amostras de sedimentos nas análises de matéria orgânica, P e K. Em relação a M.O., as amostras de solo apresentaram os valores de 42,4 e 44,7 $g.dm^{-3}$, enquanto as amostras do material dragado foram 38 e 35 $g.dm^{-3}$.

Os teores de P para as amostras de solo (16,2 e 18,6 $mg.dm^{-3}$) ficaram na faixa considerada média para culturas anuais e perenes e alta para os níveis de K (5,93 e 6,08 $mmolc.dm^{-3}$), mas no caso das amostras do desassoreamento, tanto o P (13 e 15 $mmolc.dm^{-3}$) como o K (1,4 $mmolc.dm^{-3}$), ficaram nos níveis considerados baixos por Raij *et al*. (2001). Os valores obtidos de M.O. e P das quatro amostras foram maiores do que os encontrados por Lopes *et al*. (2016) na análise de solo de uma área de Mata Atlântica dentro do Parque Natural Chico Mendes em Sorocaba –

SP, onde obtiveram 13,5 g.dm^{-3} de M.O. e 7,5 mmolc.dm^{-3} de P. Em relação ao material dragado, o valor de K (1,4 mmolc.dm^{-3}), ficou menor em relação ao estudo Lopes *et al*. (2016), que obteve 2,5 mmolc.dm^{-3}, mas ficou acima do encontrado por Sgarbi (2002) que obteve de média 0,8 mmolc.dm^{-3} de K.

Os sedimentos do desassoreamento obtiveram maiores teores para S (21 e 19 mg.dm^{-3}), Ca (61 e 59 mmolc.dm^{-3}), Mg (23 mmolc.dm^{-3}) em relação às amostras de solo, porém, tanto para solo como para o material dragado, esses três elementos ficaram nos níveis considerados altos para solos tropicais, conforme Raij *et al*. (2001). Consequentemente, a SB, CTC e o V% foram maiores nas amostras dos sedimentos do desassoreamento. Os valores obtidos para Ca, Mg, S.B. e V% ficaram acima do encontrado no estudo de Sgarbi (2002), que obteve como média das 10 fazendas analisadas, 4,5 de Ca, 2,8 Mg, SB 8,1 e V% 7,6.

Os resultados obtidos indicam que o solo que atingiu o corpo d'água, causando o assoreamento e se depositou próximo à margem, pode ter relação com as práticas de agricultura, principalmente em relação ao P determinado nas amostras de solo que ocorre naturalmente em níveis bastante baixos nos solos do Estado de São Paulo (Mello & Lima, 1969), e o baixo teor de Al livre e altos teores de Ca e Mg (que são componentes do calcário agrícola) podem indicar que a área teve correção de pH com aplicação de calcário.

A Tabela 8 apresenta os resultados dos elementos químicos necessários em quantidades menores comparados aos macronutrientes, mas essenciais para o desenvolvimento das plantas, conhecidos como micronutrientes. Os resultados mostram que o teor de B foi maior nas amostras de solo (0,53 e 0,59 mg.dm^{-3}) em relação ao material dragado (0,2 e 0,22 mg.dm^{-3}) e os teores foram considerados médios e baixos, respectivamente, conforme Raij *et al*. (2001).

Tabela 8 - Teores de micronutrientes nas amostras em mg.dm^{-3}

Determinação	Solo 1	Solo 2	D*1	D*2
B	0,53	0,59	0,2	0,22
Cu	2,4	2,3	2	2,2
Fe	66,2	66,8	250	272
Mn	7,9	7	7,6	7,5
Zn	2,1	1,9	2,4	2,7

*Desassoreamento

Fonte: Autoria própria (2024).

Os resultados mais discrepantes foram do elemento Fe que, no material de desassoreamento, apresentou teores de 250 e 272 mg.dm^{-3}, enquanto as amostras de solo obtiveram os teores de 66,2 e 66,8 mg.dm^{-3}, podendo indicar uma acumulação desse elemento nos sedimentos do corpo d'água. Os teores de Fe nas amostras de solo ficaram próximas do estudo de Sgarbi (2002), que obteve 79,7 mg.dm^{-3} em média de Fe nas fazendas de eucalipto em Capão Bonito – SP.

Liu *et al*. (2023), avaliaram um estudo de 38 anos na Universidade Agrícola de Shenyang, no nordeste da China com adubação nitrogenada com ureia e orgânica com esterco suíno e verificaram que a aplicação a longo prazo de fertilizantes nitrogenados resultou na acidificação do solo (redução do pH) e estímulo das reações de oxidação que aumentam os teores de ferro solúvel em água (Fe^{+2}) e ferro ligado a carbonatos (Ca-Fe), concluindo que a fitodisponibilidade do Fe é significativamente influenciada pelas práticas de manejo agronômico.

Cu, Mn e Zn apresentaram teores próximos tanto no solo (Cu: 2,4 e 2,3; Mn: 7,9 e 7,7; Zn: 2,1 e 1,9) como no material dragado (Cu: 2 e 2,2; Mn: 7,9 e 7,7; Zn: 2,4 e 2,7), variando de 0,2 a 0,8 mg.dm^{-3}, sendo todos os valores considerados altos para produção em solos tropicais, conforme Raij *et al*. (2001) e ficaram acima dos resultados de Sgarbi (2002), que obteve 0,6 mg.dm^{-3} de Cu, 3 mg.dm^{-3} de Mn e 0,3 mg.dm^{-3} de Zn. Considerando que no estudo de Sgarbi (2002) houve a correção de acidez do solo pela aplicação de calcário e adubação, seguindo a recomendação para a cultura de silvicultura, os resultados do presente estudo demonstram que pode ter havido influência das práticas de agricultura com adubação e calagem nas áreas analisadas.

Poderá ser feita a complementação das análises futuras com outros poluentes ligados a áreas de agricultura como nitratos, benzenos clorados, fenóis não clorados e pesticidas organoclorados. Essas análises contribuirão não apenas para a área de estudo da presente pesquisa, mas para aprofundar o conhecimento em relação a interferência de práticas agrícolas nos solos de cultivo e garantir a sustentabilidade das práticas agrícolas atuais para uso do solo e recursos hídricos com a finalidade de uma produção segura de alimentos.

6 CONCLUSÃO

Os dados adquiridos neste estudo, por meio de análises físicas e químicas nas amostras dos sedimentos retirados do córrego Poço da Faxina no Bairro Jardim Europa e do solo de uma área próxima, indicam que pode haver ligação dos resultados com as práticas de agricultura realizadas no passado nas áreas adjacentes do corpo hídrico, pois os teores de nutrientes corroboram com áreas que tiveram correção de solo e adubação química.

Em relação ao uso do material dragado como solo, seguem os resultados que demonstram a possibilidade de uso de acordo com a legislação:

- O material possui textura argilosa, que é favorável ao cultivo de plantas.
- Os sedimentos não apresentaram contaminação pelos EPTs analisados em níveis tóxicos de investigação para uso na agricultura.
- A acidez apresentada pode ser corrigida por meio da aplicação de calcário.
- A análise de macro e micronutrientes estão em níveis entre médio e alto para a produção agrícola para a maioria dos elementos químicos analisados.

O presente trabalho concluiu a possibilidade de uso do material como solo, porém, recomenda-se que os estudos tenham continuidade para determinar as prováveis fontes contaminantes de Hg, métodos de determinação de Cd com menor LQ e o estudo de outros poluentes nos sedimentos, como nitratos, benzenos clorados, fenóis não clorados e pesticidas organoclorados.

REFERÊNCIAS

ALI, H.; KHAN, E.; ILAHI, I. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. **Wiley Online Library**, [*s.l.*], 14 p., March, 2019. https://doi.org/10.1155/2019/6730305. Disponível em: https://doi/10.1155/2019/6730305?msockid=02a4544343346fc92241447242826e23. Acesso em 20 set. 2023.

ALLOWAY, B. J. Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. *In*: ALLOWAY, B. J. (Ed.). **Heavy Metals in Soils:** Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. 3 ed. Dordrecht: Springer, 2013. p. 11-50.

ANDRADES RODRÍGUEZ, M.; MARTÍNEZ, M. E. **Fertilidad del suelo y parámetros que la definen**. 3. ed. Logroño: Universidad de La Rioja, 2014. 36 p.

ALVES, C. F., BORTOLUCI, C. B. C., OLIVEIRA, E. P., PIZZO, M. M., e RODRIGUEZ, R. P. Remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias: uma revisão dos processos convencionais aos processos modernos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aquidabã, v.9, n.3, p.174–187, 2018.

ASSEMBLÉIA LEGISLATIVA DO ESTADO DE SÃO PAULO. 2012**.** Decreto ALESP 58.148 - Cria o Parque Estadual Nascentes do Paranapanema, institui o Mosaico de Unidades de Conservação do Paranapiacaba e dá providências correlatas. **Lex: Coletânea de Legislação e Jurisprudência**. São Paulo, 2012.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BAKER, A.J.M. Metal tolerance. **New Phytologist**, [*S.l*], v.106, p.93-111, 1987.

BATISTA, D. C. A. **Comportamento fisiológico e bioquímico em plantas de *batis marítima* l. (bataceae) sob efeito de chumbo e seu potencial fitoextrator.** 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais) - Programa de Pós-graduação em Ciências Naturais, Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Mossoró, 2015.

BAVEC, S.; GOSAR, M. Speciation, mobility and bioaccessibility of Hg in the polluted urban soil of Idrija (Slovenia). **Geoderma**, Amisterdã, v. 273, p. 115-130, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.03.015. Acesso em: 20 mai 2024

BERTON, R.S. Riscos de contaminação do agrossistema com metais pesados. *In*: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto Jaguariúna.** 1 ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.259-268.

BICOSKI, F. da S.; SOUZA, P. K. de; POLETO, C. Desassoreamento e dragagem de recursos hídricos Urbanos: requisitos para operação, no âmbito municipal, no Estado do Rio Grande do Sul. *In*: **31° Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Curitiba, 2021.

BISHOP, K. *et al*. Recent advances in understanding and measurement of mercury in the environment: Terrestrial Hg cycling. **Science of the Total Environment**, Amisterdã, v. 721, p. 1-25, March, 2020.

BISOGNIN, D. A. (Ed.). **IX Reunião Técnica de Pesquisa e Extensão da Cultura da Batata da Região Sul**. Universidade Federal de Santa Maria, 2006. 159 p. Disponível em: http://coralx.ufsm.br/mpvp/projetos/files/104023.pdf. Acesso em: 23 out. 2024.

BLOOM, N.S.; PREUS, E.; KATON, J.; HILTNER, M. Selective extractions to assess the biogeochemically relevant fractionation of inorganic mercury in sediments and soils. **Analytica Chimica Acta**, [*S.l.*], v. 479, p. 233-248, March, 2003. Disponível em: https://doi.org/10.1016/S0003-2670(02)01550-7. Acesso em 28 jul 2024.

BORTONE G. Sediment treatment - A general introduction. *In*: BORTONE G., PALUMBO L. (ed.). **Sustainable management of sediment resources**: sediment and dredged material treatment**.** [*S.l.*]: Elsevier; 2007. v.2, p.1-10.

BOUYOUCOS, G.J. **Methods of Soil Analysis, Part 4**: Physical Methods. 5. ed. Madison: Soil Science Society of America, 2002.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, v. 135, n. 5, p. 470-474, 9 jan. 1997.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 454, de 1º de novembro de 2012**. Brasília, DF: CONAMA, [2012]. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/normas-e-legislacao/resolucoes/resolucoes-conama/2012/resolucao-conama-no-454-de-1o-de-novembro-de-2012. Acesso em: 16 mar. 2023.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Censo Demográfico 2022**. Brasília: IBGE, [2024]. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/capao-bonito.html. Acesso em: 02 nov. 2024.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Produto Interno Bruto Municipal.** Brasília: IBGE, 2019. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/. Acesso em: 04 nov. 2024.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos**. Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília: MAPA, 2017. 240 p. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/manual-de-metodos_2017_isbn-978-85-7991-109-5.pdf. Acesso em: 25 jan 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **COP5 de Minamata aprova decisões para reduzir uso de mercúrio. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, 2023. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/cop5-de-minamata-aprova-decisoes-para-reduzir-uso-de-mercurio. Acesso em: 17 out. 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **5ª Conferência Nacional do Meio Ambiente**: Documento Base. Brasília: Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, 2024. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/gm/5a-CNMA/documento-base-1.pdf. Acesso em: 02 dez. 2024.

CALDEIRA, L. A. C.; LIMA, D. P. Drenagem urbana: uma revisão de literatura. **Engineering Sciences**, Campinas, v. 8, n. 2, p. 1–9, abr. 2020. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/343729215_Drenagem_urbana_uma_revisao_de_literatura. Acesso em: 28 abr. 2024.

CANELA, M. C. **Determinação de Mercúrio:** Análise de Métodos e Aplicações. Orientador: Wilson de Figueiredo Jardim. 1995. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1995.

CARVALHO, G. S.; OLIVEIRA, J. R.; CURI, N.; SCHULZE, D. G.; MARQUES, J. J. Selenium and mercury in Brazilian Cerrado soils and their relationships with physical and chemical soil characteristics. **Chemosphere**, Oxford, v. 218, p. 412-415, mar. 2019.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. 599 p.

CASTIGLIA, M.C.C.P. **Disposição subaquática de rejeitos de dragagem:** o caso do complexo lagunar de Jacarepaguá**.** 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Coordenação dos Programas de Pós-graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

CASTRO, F. C.; SANTOS, A. M. dos. **Salinidade do solo e risco de desertificação na região semiárida**. **Mercator**, Fortaleza - CE, v. 19, p. 1-13, 2020. Disponível em: https://www.scielo.br/j/mercator/a/rpNjRffgtMLP3LYtLn7kNbh/. Acesso em: 07 jan. 2025.

CAO, Z. Analysis of Extreme Weather Events and Storm Systems and Their Impact on the Earth. **Highlights in Science, Engineering and Technology**, Beijing, v. 5, n. 2, p. 123-130, jun. 2024.

CAPÃO BONITO. Lei Complementar 285. **Plano Diretor de Capão Bonito**. Capão Bonito, SP: Câmara de Vereadores, [2022]. Disponível em: https://capaobonito.sp.gov.br/wp-content/uploads/2023/10/Plano-Diretor-vigente_Imprensa-Oficial_pesquisa%CC%81vel.pdf. Acesso em: 23 de março de 2024

CAPÃO BONITO. **Plano Municipal de Mata Atlântica e Cerrado - PMMA e C**. Capão Bonito, SP: Instituto de Desenvolvimento Ambiental Sustentável, 2023. Disponível em: https://capaobonito.sp.gov.br/wp-content/uploads/2023/10/PMMA_Final_Capao_Bonito.pdf. Acesso em: 26 de março de 2024.

CCME. **Canadian Council of Ministers of the Environment**. Canadian environmental quality guidelines for the protection of aquatic life. 1999. Disponível em: http://www.ccme.ca/assets/ pdf/pn_1497_ waste_char.rpt_final_e.pdf. Acesso em 16 jul. 2024.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Avaliação da contaminação por mercúrio em sedimentos do Sistema Estuarino Santos-São Vicente, São Paulo, Brasil**. São Paulo: CETESB, 2014. 42 p.

CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS (CIIAGRO). **CIIAGRO – Portal Agrometeorológico e Hidrológico do Estado de São Paulo**. [*S. l.*]: [2024]. Disponível em: http://www.ciiagro.org.br/diario/cperiodo. Acesso em: nov. 2024.

CLARKSON, T. W. The Toxicology of Mercury and its Compounds. *In*: WATRAS, C. J.; HUCKABEE, J. W. (ed.). **Mercury Pollution:** Integration and Synthesis. 1 ed. California: Lewis Publishers, 1994. p. 631 - 642.

CBH – ALPA. Comitê da bacia hidrográfica do Alto Paranapanema. **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da UGRHI-14 – Alto Paranapanema**. Pirajú:CBH ALPA, nov. 2024, 75 p.

DECHEN, S. C. F. *et al*. Perdas de solo no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 39, n. 4, p. 1221-1230, 2015.

DEPINÉ, H *et al*. Nutrientes e Metais em Sedimentos Depositados no Rio de Uma Bacia Agrícola no Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, RS, v. 17, n. 4, p. 229-237, 2012. Disponível em: 10.21168/rbrh.v17n4.p229-237. Acesso em: 01 nov. 2023.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627p. Disponível em: https://www.infoteca.cnptia. embrapa.br/handle/doc/330496. Acesso em: 25 jan 2023.

EMBRAPA. Latossolos. *In:* Agência EMBRAPA de Informação Tecnológica (Ageitec). **Temáticas**: Bioma Caatinga: Solos. Brasília: EMBRAPA, 2021. Disponível em: https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/bioma-caatinga/solos/latossolos. Acesso em: 10 abr 2024.

FERNANDES, I. O.; MONTEIRO, L. C.; DE MIRANDA, V. L.; *et al*. Mercury Dynamics in Organisms, Litter, and Soils of the Middle Araguaia Floodplain in Brazil. **Journal of Environmental Science and Pollution Research**. Cham, v. 12, n. 3, p. 123-135, 2023.

FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, R.; RUCANDIO, I. Total mercury, organic mercury and mercury fractionation in soil profiles from the Almadén mercury mine area. **Environmental Science: Processes & Impacts**. Cambridge, v. 16, p. 333, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1039/c3em00445g. Acesso em 25 jun 2024.

FERREIRA, S. C. *et al*. Impacto do agronegócio no crescimento econômico do Brasil. **Revista Brasileira de Economia**. Rio de Janeiro, v. 45, n. 1, p. 50-65, 2022.

FÖRSTNER, U.; SALOMONS, W.; STIGLIANI, W. M. (ed.). **Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments: Risk Assessment of Delayed and Non-Linear Responses**. 1. ed. Berlin: Springer-Verlag, 1995.

FÖRSTNER, U.; WITTMAN, G. T. W.; **Metal Pollution in the Aquatic Environment**. 2 ed. Springer-Verlag: Berlin, 1981.

FUNDAÇÃO SEADE. **SEADE municípios**. São Paulo: SEADE, [2024]. Disponível em: https://municipios.seade.gov.br/. Acesso em: 26 mar. 2024.

GALLEGO, J. L.; SHIPLEY, E. R.; VLAHOS, P.; OLIVERO-VERBEL, J. Occurrence and toxicological relevance of pesticides and trace metals in agricultural soils, sediments, and water of the Sogamoso River basin, Colombia. **Chemosphere**, [*S.l.*], v. 45, n. 3, p. 123-135, 2024.

GALLO, B. C. *et al*. Soil Erosion Satellite-Based Estimation in Cropland for Soil Conservation. **Remote Sensing,** Basel, v. 15, n. 1, p. 20-20, 2022. DOI: 10.3390/rs15010020. Acesso em 20 mai 2024.

GARCIA, Y. M.; CAMPOS, S.; TAGLIARINI, F. S. N.; CAMPOS, M.; RODRIGUES, B. T. Declividade e potencial para mecanização agrícola da bacia hidrográfica do Ribeirão Pederneiras - Pederneiras/SP. **Bioeng - Revista Brasileira de Engenharia de Biossistemas**, Viçosa, v. 14, n. 1, p. 62-72, 2020.

GAW, S., *et al*. Impact of pesticides on heavy metal contamination in soil. **Journal of Environmental Science**, Cham, v. 34, n. 2, p. 123-135, 2006. Disponível em: https://doi.org/10.1039/c3em00445g. Acesso em: 11 jul. 2024.

GOULART, C. B. **Incertezas associadas aos dados de entrada em modelagem de transporte de sedimentos e a diferentes técnicas de gestão de sedimentos** estudo de caso da UHE Aimorés. 2020. Dissertação (Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2020.

GUERRA, A. J. T.; JORGE, M. C. Erosão dos solos e movimentos de massa - recuperação de áreas degradadas com técnica de bioengenharia e prevenção de acidentes. *In*: GUERRA, A. J. T.; JORGE, M. C. (org.). **Processos erosivos e recuperação de áreas degradadas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. p. 45-67.

HALBACH, K., *et al*. Environmental impact of pesticides in tropical agroecosystems. **Environmental Science**, Cham, v. 40, n. 4, p. 567-581, 2021.

HEALY, K. M. *et al*. State of the Practice of Sediment Management Reservoirs: Minimizing Sedimentation and Removing Deposits. *In*: Proceedings of the 5th Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference and the 10th Federal Interagency Sedimentation Conference. **Anais** [...]. Reno, Nevada: ACWI - Subcommittee on Sedimentation, 2015. p. 123-130.

HEINRICH, A.B. **Avaliação prévia de contaminantes químicos para decisão de destinação de sedimentos do desassoreamento do Rio Belém**. 2011. Dissertação (Pós-graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial) - Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial, Universidade Federal do Paraná. Curitiba-PR, 2011.

HEINRICH, A.B.; METZGER, J.W.; FISCHER, K.M.; MATHIAS, A.L. Gerenciamento de sedimentos do desassoreamento do Rio Belém na área urbana de Curitiba: Um estudo de caso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, p. 626-636, 2015.

HONG, Y. S.; KIM, Y. M.; LEE, K. E. Methylmercury exposure and health effects. **Journal of Preventive Medicine and Public Health**, Cambridge, v. 45, p. 353-363, 2012.

ILECHUKWU, I.; OLUSINA, T. A.; ECHETA, O. C. Physicochemical analysis of water and sediments of Usuma Dam, Abuja, Nigeria. **Ovidius University Annals of Chemistry**, Constanta, v. 31, n. 2, p. 80-87, 2020. Disponível em: <10.2478/auoc-2020-0015>. Acesso em: nov. 2024.

KHAN, S.R.; SHARMA, B.; CHAWLA, P.A.; *et al*. Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES): a Powerful Analytical Technique for Elemental Analysis. **Food Anal. Methods**, Cham, v. 15, p. 666-688, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12161-021-02148-4>. Acesso em: 20 mar. 2024.

LACERDA, L. D. de. Contaminação por mercúrio no Brasil: fontes industriais vs garimpo de ouro. **Química Nova**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 123-135, 1997.

LF AMBIENTAL. **Dragagem com draga de sucção**. *In*: LF Ambiental. c2020. Disponível em: https://www.lfambiental.com.br/locacao/escavadeiras-braco-longo. Acesso em: 18 abr. 2024.

LIMA, J. E. F. W.; LOPES, W. T. A.; CARVALHO, N. O.; VIERA, M. R.; SILVA, E. M. Suspended sediment fluxes in the large river basins of Brazil. *In*: **Sediment Budgets 1** (Proceedings of symposium S1 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguaçu, Brazil, April 2005). IAHS Publ. n. 291. 2005.

LIU, H.; YANG, L.; GUO, J.; YANG, J.; LI, N.; DAI, J.; FENG, H.; LIU, N.; HAN, X. Contrasting effects of nitrogen and organic fertilizers on iron dynamics in soil after 38 years of fertilization practice. **Agronomy**, Basel, v. 13, n. 2, p. 371, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/agronomy13020371. Acesso em 20 set 2024.

LOPES, W. A. *et al*. Caracterização físico-química dos solos em três zonas distintas do Parque Natural dos Esportes Chico Mendes, Sorocaba-SP. *In*: XIII Congresso Nacional de Meio Ambiente, 2016, Poços de Caldas. **Anais** [...]. Poços de Caldas, 2016. p. 120-125.

MAIA, I. V. **Contaminação Alimentar por Metilmercúrio:** Mecanismos de Patogenicidade. Relatórios de Estágio e Monografia. Faculdade de Farmácia da Universidade de Coimbra, 2021.

MALAVOLTA, E. **ABC da Adubação**. 5. ed. São Paulo: Agronômica Ceres, 1989. 292 p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas:** princípios e aplicações. 2.ed. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1997. 319p.

MAO, Q. *et al*. Effects of agricultural inputs on heavy metal accumulation in soils. **Agriculture**, Basel, v. 15, n. 1, p. 78-89, 2020.

MEDEIROS, A. T. **Avaliação da viabilidade técnica para revitalização de rios urbanos:** estudo de caso Arroio Dilúvio. 2022. Dissertação (Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2022.

MELLO, F. P.; LIMA, E. P. Formas de fósforo em solos do Estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 28, n. 1, p. 1-4, 1969.

MENDES, C. A. C.; EL-ROBRINI, M.; MORAES, H. B. de. Dinâmica dos fundos das áreas de disposição de sedimentos dragados na Baía de Guajará, Pará, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Viçosa, v. 23, n. 1, p. 1-20, 2022. DOI: 10.20502/rbg.v23i1.1962. Disponível em: https://rbgeomorfologia.org.br/rbg/article/view/1962. Acesso em: 20 out 2024.

MENDES, L. A.; DE LENA, J. C.; DO VALLE, C. M.; FLEMING, P. M.; WINDMÖLLER, C. C. Quantification of methylmercury and geochemistry of mercury in sediments from a contaminated area of Descoberto (MG), Brazil. **Applied Geochemistry**, Cham, v. 75, p. 32-43, 2016.

MERCADO LIVRE. **Antiga lata Bayer Neantina**. Osasco: Mercado Livre, 2024. Disponível em: https://produto.mercadolivre.com.br/MLB-1139412043-antiga-lata-bayer-neantina-_JM?msockid=2aa996c6d0bd60e7281483b2d16b61c4. Acesso em: 16 out. 2024.

MICARONI, R. C. C. M.; BUENO, M. I. M. S.; JARDIM, W. F. Compostos de mercúrio: revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 514-520, 2000.

MOHAMMAD, M. E.; AL-ANSARI, N.; ISSA, I. E.; KNUTSSON, S. Sediment in Mosul Dam reservoir using the HEC-RAS model. **Lakes & Reservoirs: Research &**

Management, [*S.l.*], v. 21, n. 3, p. 235-244, set. 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1111/lre.12142. Acesso em: 30 nov. 2024.

MOREIRA, A. F. Desequilíbrio ambiental: impactos da ação antrópica sobre os recursos naturais. **Revista de Geografia**. São Paulo, v. 30, n. 2, p. 123-138, 2013.

MOROSINI, C., *et al*. Mercury vertical and horizontal concentrations in agricultural soils of a historically contaminated site: Role of soil properties, chemical loading, and cultivated plant species in driving its mobility. **Environmental Pollution**. [*s.l.*], v. 285, Art. 117467, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117467. Acesso em: 20 out. 2024.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **ODS 6:** Água potável e saneamento. Brasília: Nações Unidas Brasil, c2024. Disponível em: https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/6. Acesso em: nov. 2024.

PALMIERI, H. A.; LARACH, J. O. Impactos ambientais no solo e sua relação com a fertilidade. **Anais do Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**. Campinas, v. 37, p. 1-10, jul. 2011.

PAUL, R. K., *et al*. Industrial pollution and heavy metal contamination in soils. **Journal of Environmental Quality**. Cham, v. 30, n. 5, p. 567-578, set. 2021. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/342830092_Industrial_pollution_and_heavy_metal_contamination_in_soils. Acesso em: 11 set. 2024.

PHAM, T.; DEGENER, J.; KAPPAS, M. Taxa média de erosão do solo no mundo. **Environmental Earth Sciences**, Basel, v. 77, n. 2, p. 123-135, fev. 2018. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-017-7273-7. Acesso em: 14 set. 2024.

PEREIRA, P.; KORBAS, M.; PEREIRA, V., *et al*. A multidimensional concept for mercury neuronal and sensory toxicity in fish - From toxicokinetics and biochemistry to morphometry and behavior. **Biochimica et Biophysica Acta** - **General Subjects**, Cambridge, v. 12, p. 1-25, dez. 2019. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304416519300048. Acesso em: 14 fev. 2024.

POLIDORO, J. C. *et al*. Potential impact of plans and policies based on the principles of conservation agriculture on the control of soil erosion in Brazil. **Land Degradation & Development**, [*S.l.*], v. 32, n. 12, p. 3457-3468, jul. 2021. DOI: https://doi.org/10.1002/ldr.3876.

RAIJ *et al*. **Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais**. 1. ed. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas. 2001. 285p.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. 1 ed. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1991. 343p.

RENELLA, G. Recycling and Reuse of Sediments in Agriculture: Where Is the Problem? **Sustainability**,Basel, v. 13, p. 1648, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.3390/u13041648. Disponível em: https://www.mdpi.com/2071-1050/13/4/1648. Acesso em: 26 jun. 2024.

RIZZOTO, M. L. F.; COSTA, A. M.; LOBATO, L. V. C. Crise climática e os novos desafios para os sistemas de saúde: o caso das enchentes no Rio Grande do Sul/Brasil. Editorial. **Saúde em Debate**, Rio de Janeiro, v. 48, n. 141, jul. 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2358-28982024141EDP. Acesso em: 29 jul. 2024.

ROZENENTE, C.; ALVES S., S.C.; NUNES, M.G.; IMIG, D.C. Macrófitas Aquáticas do Parque Municipal do Iguaçu, Paraná, Brasil. **Revista UNIANDRADE**, Paraná, v. 22, n. 1, p. 38-47, jan./jun. 2021. Disponível em: http://dx.doi.org/10.18024/1519-5694/revuniandrade.v22n1p-38-47. Acesso em: 27 abr. 2024.

SANTOS, J. C. N., *et al*. Land use impact on soil erosion at different scales *in* the Brazilian semi-arid. **SciELO Journals**. Dataset, 2017. DOI: 10.6084/m9.figshare.14326960.v1.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C.; SHIMIZU, S. H. **Manual de descrição e coleta de solo no campo.** 6. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013, 100 p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente. Resolução SIMA n. 108/2021 - Altera a Resolução SMA n. 74/2011, que dispõe sobre a inexigibilidade de licenciamento ambiental para as atividades que especifica. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**: São Paulo, SP, edição de 15 mar. 2021. Disponível em: <https://www.doe.sp.gov.br>. Acesso em: jan. 2025.

SARTORI, F., *et al*. Custos globais da erosão hídrica. **Global Environmental Change**. [*S.l.*], v. 23, n. 1, p. 56-67, 2019.

SGARBI, Fábio. **Produtividade do Eucalyptus sp. em função do estado nutricional e da fertilidade do solo em diferentes regiões do Estado de São Paulo**. 2002 Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SNOW, D. D., *et al*. Pesticide residues in aquatic ecosystems: Transport and fate. **Journal of Environmental Protection**, [*S.l.*], v. 11, n. 2, p. 133-149, feb. 2020.

SILVA, J. C. de A. da. **Bacias hidrográficas urbanizadas:** renaturalização, revitalização e recuperação: Um estudo da bacia do Jaguaré. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017. doi:10.11606/T.3.2017.tde-01092017-150153. Acesso em: 23-03-2024.

SILVA, H. C. D. da. **Eutrofização em reservatórios tropicais semiáridos:** fontes de fósforo e subsídios à mitigação. 2020. Tese (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA) – PPGCTA, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2021.

SILVA, R. R.; CASTELO BRANCO, J.; THOMAZ, S. M. T.; CÊSAR, A. Convenção de Minamata: análise dos impactos socioambientais de uma solução em longo prazo. **Saúde Debate**, Rio de Janeiro, v. 41, n. 2, p. 123-135, abr./jun. 2017.

SMITH, W. S; SILVA, F. L.; BIAGINONI, R. C. Desassoreamento de rios: quando o poder público ignora as causas, a biodiversidade e a ciência. **Ambiente e Sociedade**, São Paulo, vol.22, 2019. Disponível em: https://www.scielo.br/pdf/asoc/v22/pt_1809-4422asoc-22-e00571.pdf. Acesso em: 8 mar. 2024.

SOARES, C.R.F.S. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, São Carlos, v. 13, n. 3, p. 302-315, 2001.

SOHN, H.; NYCZ, Z. **Regime jurídico do mercúrio no Brasil**. Curitiba: Apromac, 2010. Disponível em: https://toxisphera.org/wp-content/uploads/2023/03/REGIME-JURIDICO-DO-MERCURIO-NO-BRASIL.pdf. Acesso em: 12 out. 2024.

SOUSA, A. K. R.; MORASSUTI, C. Y.; DEUS, W. B. Poluição do Ambiente por Metais Pesados e Utilização de Vegetais como Bioindicadores. **Acta Biomédica Brasiliensia**, São Paulo, v. 9, n. 3, 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/330208278. Acesso em: 20 abr. 2024.

TEIXEIRA, A., *et al*. Food production and soil erosion. **Agricultural Systems**, [*S.l.*], v. 176, p. 102-110, 2022.

TELLA, R. D.; LAGO, A. A. D. O.; ZINK, E. Efeitos de diversos níveis de umidade e tratamento fungicida, na longevidade de sementes de amendoim. **Bragantia,** Campinas, SP, v. 35, n. 27, p. 335 – 342, set. 1976.

TOMAZELLI, A.C. **Estudo comparativo das concentrações de cádmio, chumbo e mercúrio em seis bacias hidrográficas do Estado de São Paulo**. 2003. 144p. Dissertação (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Filosofia Ciências e Letras, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2003. Disponível em: http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/59/59139/tde-15032005173014/pt-br.php. Acesso em: out. 2024.

TUCCI, C. E. M. Gerenciamento da drenagem urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, RS, v. 7, n. 1, p. 5-27, jan./mar. 2002.

VELOSO, C. A. C. *et al.* **Recomendações de calagem e adubação para o estado do Pará**. 2. ed. rev. e atual. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2020. p. 121-131.

VERVAEKE, P., *et al*. Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. **Environmental Pollution**, [*S.l.*], v. 23, n. 1, p. 1-20, 2003. DOI: 10.1016/S0269-7491(03)00189-1.

WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F. E. **Heavy metals in agricultural soils**: Assessment, risks, and remediation. Dordrecht: Springer, 2011. 365 p.

YANG, C. T. **Sediment Transport:** Theory and Practice. New York: McGraw-Hill, 1996. 435 p.

ZAVARIZ, C. **Avaliação da utilização industrial de mercúrio metálico no estado de São Paulo e aplicação de metodologia de intervenção nas condições de trabalho**. 1994. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

ZHANG, C., *et al*. Mercury pollution risks of agricultural soils and crops in mercury mining areas in Guizhou Province, China: effects of large mercury slag piles. **Environmental Science: Processes & Impacts**. publicado online em: 20 jan. 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.01.015. Acesso em: 12 out. 2024.

ZHAO, X. L.; WANG, D. Y. Mercury in Some Chemical Fertilizers and the Effect of Calcium Superphosphate on Mercury Absorption by Corn (*Zea mays* L.) Seedlings. **Journal of Environmental Sciences**. Beijing, v. 21, n. 1, p. 123-135, 2009. Disponível em: doi: 10.1016/S1001-0742(09)60236-9. Acesso em: 01 nov. 2024.