

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Arquitetura
Programa de Pós-Graduação em Ambiente Construído e Patrimônio Sustentável

João Paulo Ferreira

**TANQUES DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO COMO SOLUÇÃO SUSTENTÁVEL PARA
O SANEAMENTO NA OCUPAÇÃO VITÓRIA:**
uma proposta de reabilitação ambiental na Bacia do Isidora, Belo Horizonte

Belo Horizonte

2025

João Paulo Ferreira

**TANQUES DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO COMO SOLUÇÃO SUSTENTÁVEL PARA
O SANEAMENTO NA OCUPAÇÃO VITÓRIA:**

uma proposta de reabilitação ambiental na Bacia do Isidora, Belo Horizonte

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ambiente Construído e Patrimônio Sustentável da Escola de Arquitetura da Universidade Federal de Minas Gerais como parte dos requisitos para a obtenção do título Mestre em Ambiente Construído e Patrimônio Sustentável

Linha de Pesquisa: Paisagem

Orientador: Prof.^a Dr.^a Maria Rita Scotti Muzzi

Coorientador: Dr. Luís Alberto Sáenz Isla

Belo Horizonte
2025

FICHA CATALOGRÁFICA

F383t

Ferreira, João Paulo.

Tanques de evapotranspiração como solução sustentável para o saneamento na ocupação Vitória [recurso eletrônico] : uma proposta de reabilitação ambiental na bacia do Isidora, Belo Horizonte / João Paulo Ferreira. - 2025.

1 recurso eletrônico (112 f. : il.), pdf.

Orientadora: Maria Rita Scotti Muzzi Marques Leitão.

Coorientador: Luiz Alberto Saenz Isla.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Arquitetura.

1. Saneamento - Teses. 2. Fossas sépticas - Teses. 3. Sustentabilidade e meio ambiente - Teses. 4. Bacias hidrográficas urbanas - Teses. 5. Belo Horizonte (MG) - Teses. I. Leitão, Maria Rita Scotti Muzzi Marques. II. Isla, Luiz Alberto Saenz. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Arquitetura. IV. Título.

CDD 363.720981



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

"Tanques de Evapotranspiração como solução sustentável para o saneamento na Ocupação Vitória: uma proposta de reabilitação ambiental na Bacia do Isidora, Belo Horizonte"

JOÃO PAULO FERREIRA

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada, no dia **vinte e sete de fevereiro de dois mil e vinte e cinco**, pela Banca Examinadora designada pelo Programa de Pós-Graduação em Ambiente Construído e Patrimônio Sustentável da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

Profa. Dra. Maria Rita Scotti Muzzi Marques Leitão

Escola de Arquitetura/UFMG

Profa. Dra. Ana Raquel Teixeira Torchetti Resende

Interplan Planejamento e Desenvolvimento Urbano

Profa. Dra. Reisila Simone Migliorini Mendes

UEMG - Unidade Ibirité

Profa. Dra. Maria Luiza Dias Viana

Escola de Arquitetura - UFMG

Belo Horizonte, 27 de fevereiro de 2025.



Documento assinado eletronicamente por **Ana Raquel Teixeira Torchetti Resende, Usuário Externo**, em 27/02/2025, às 17:23, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Reisila Simone Migliorini Mendes, Usuário Externo**, em 27/02/2025, às 18:21, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Maria Rita Scotti Muzzi Marques Leitao, Professora do Magistério Superior**, em 13/03/2025, às 12:03, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Maria Luiza Dias Viana, Professora do Magistério Superior**, em 26/03/2025, às 09:11, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **3993780** e o código CRC **CAB0FAD9**.

Referência: Processo nº 23072.211879/2025-31

SEI nº 3993780

O presente trabalho foi possível por meio do financiamento do Fundo Socioeconômico Caixa Econômica Federal, através do Programa Águas Brasileiras realizado pela RMPC.

The present work was made possible through funding from the Caixa Econômica Federal Socioeconomic Fund, through the Brazilian Waters Program carried out by RMPC.

DEDICATÓRIA

Este trabalho é dedicado ao meu irmão, Caio, que não teve tempo de acompanhar o resultado da minha dissertação, mas que durante seu tempo compartilhado comigo sempre me inspirou a seguir meus desejos em busca do conhecimento e da verdade, me estimulando a desenvolver amor pelas coisas que faço, o que desencadeou no traçado pelo caminho das Ciências Biológicas. Tudo é por você e para você.

AGRADECIMENTOS

Expresso minha mais profunda gratidão à Profa. Dra. Maria Rita Scotti Muzzi, minha orientadora, que generosamente me acolheu no Grupo de Estudos de Recuperação Ambiental (GERA) e compartilhou seu vasto conhecimento através de disciplinas, diálogos enriquecedores e valiosas recomendações bibliográficas. O aprendizado sobre técnicas de recuperação de áreas degradadas, biologia do solo e interação microrganismo/planta, especialmente utilizando Soluções Baseadas na Natureza, foi fundamental para desenvolver minha autonomia científica e pensamento crítico - competências que me guiarão em minha trajetória profissional e pessoal, alimentando minha aspiração de contribuir para o desenvolvimento de centros urbanos mais resilientes e sustentáveis diante dos desafios impostos pelas mudanças climáticas.

Agradeço também ao Dr. Alberto Sáenz-Isla e à RMPC pela valiosa coorientação e pelos conhecimentos compartilhados sobre recuperação de rios urbanos, contribuições essenciais para o desenvolvimento deste projeto. Aos queridos colegas e amigos do GERA, em especial Driene, Maria Thereza, Jonathas, Rayssa, Cadu, Sofia, Lucas, Arthur, Samuel e Alessandra, sou grato pelo apoio técnico e pessoal, pelas experiências compartilhadas e pela parceria cotidiana no Laboratório, que enriqueceram imensamente minha trajetória acadêmica e deram leveza para essa etapa.

À minha família - meus pais Raquel e Wander, meus irmãos Caio, Junior e Tito, e meus meninos, Caetano e Cecília - dedico um agradecimento especial por serem meu porto seguro durante esta jornada desafiadora, compreendendo minhas ausências e celebrando cada conquista. Aos amigos de infância, do trabalho, do vôlei e colecionados ao longo da minha vida, e a todos que direta ou indiretamente contribuíram para que esta pesquisa se concretizasse com relevância social e científica, meu sincero muito obrigado. Por fim, agradeço à CAPES e ao Fundo Socioambiental da Caixa Econômica Federal pelo suporte financeiro que viabilizou este trabalho.

“A felicidade só é verdadeira quando
compartilhada.”

(Na natureza Selvagem, 2007)

RESUMO

Ferreira, João Paulo. **Tanques de Evapotranspiração como solução sustentável para o saneamento na Ocupação Vitória: uma proposta de reabilitação ambiental na Bacia do Isidora, Belo Horizonte.**

A região Norte de Belo Horizonte, especialmente a área da Ocupação Vitória na Bacia do Isidora, representa um território de intensas transformações urbanas e ambientais, abrigando um dos mais significativos remanescentes florestais urbanos, situado na transição entre Mata Atlântica e Cerrado. Esta área, marcada pela ausência de infraestrutura sanitária básica, enfrenta desafios significativos relacionados à contaminação de seus recursos hídricos pelo despejo direto de efluentes domésticos. A pesquisa investiga a implementação de Tanques de Evapotranspiração (TEVaps) como alternativa sustentável para o tratamento descentralizado de esgoto, fundamentando-se nos princípios das Soluções baseadas na Natureza (SbN). O sistema TEVap, assim como as *wetlands* construídas, baseia-se na capacidade de espécies vegetais adaptadas em promover a decomposição da matéria orgânica através da atividade microbiológica na rizosfera. A metodologia envolveu a instalação de 12 unidades de TEVaps ao longo de um curso d'água reconstruído, com monitoramento sistemático através de análises físico-químicas do solo e água. Os resultados obtidos após um ano de implementação demonstraram redução significativa nos parâmetros de DBO, fósforo, nitrato e coliformes, evidenciando a eficácia do sistema como solução de saneamento. O estudo apresenta uma alternativa viável e replicável para o tratamento de efluentes em áreas urbanas vulneráveis, conjugando benefícios ambientais e sociais através de tecnologias de baixo custo e alto impacto positivo na qualidade ambiental e social das áreas diretamente e indiretamente afetadas.

Palavras-chave: Saneamento descentralizado; tanques de evapotranspiração (TEVaps); soluções baseadas na natureza; ocupações urbanas; tratamento de efluentes; recuperação ambiental; qualidade da água; bacia do Isidora; sustentabilidade urbana.

ABSTRACT

Ferreira, João Paulo. **Evapotranspiration Tanks as a Sustainable Solution for Sanitation in Vitória Settlement: An Environmental Rehabilitation Approach in the Isidora Basin, Belo Horizonte.**

The Northern region of Belo Horizonte, especially the Vitória Occupation area in the Isidora Basin, represents a territory of intense urban and environmental transformations, hosting one of the most significant urban forest remnants, located in the transition between Atlantic Forest and Cerrado biomes. This area, marked by the absence of basic sanitary infrastructure, faces significant challenges related to the contamination of its water resources due to direct discharge of domestic effluents. The research investigates the implementation of Evapotranspiration Tanks (TEVaps) as a sustainable alternative for decentralized sewage treatment, based on Nature-based Solutions (NbS) principles. The TEVap system, like constructed *wetlands*, relies on the capacity of adapted plant species to promote organic matter decomposition through microbiological activity in the rhizosphere. The methodology involved the installation of 12 TEVap units along a reconstructed watercourse, with systematic monitoring through physicochemical analyses of soil and water. The results obtained after one year of implementation demonstrated significant reduction in BOD, phosphorus, nitrate, and coliform parameters, evidencing the system's effectiveness as a sanitation solution. The study presents a viable and replicable alternative for effluent treatment in vulnerable urban areas, combining environmental and social benefits through low-cost technologies with high positive impact on the environmental and social quality of directly and indirectly affected areas.

Keywords: Decentralized sanitation; evapotranspiration tanks (tevaps); nature-based solutions; urban settlements; wastewater treatment; environmental recovery; water quality; Isidora basin; urban sustainability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Análise Temporal do uso e ocupação de solo em BH entre 1989 a 2025.	21
Figura 2 - Localização das redes de esgoto no município de Belo Horizonte	28
Figura 3 – Tubos despejando rejeitos no Córrego Terra Vermelha.....	29
Figura 4 – Tubos despejando rejeitos no Córrego Terra Vermelha.....	29
Figura 5 – Mecanismo de depuração de águas sanitárias em uma lagoa de estabilização.....	35
Figura 6– Diagrama esquemático dos mecanismos de vermifiltração	36
Figura 7 – Classificação de uma <i>wetland</i> construída para tratamento de água residual	42
Figura 8 – Esquema do funcionamento de uma TEVap.....	44
Figura 9 – Jardins filtrantes do Parque Orla Piratininga	57
Figura 10 – Biovaletas redirecionando o fluxo d’água para os jardins filtrantes	57
Figura 11 – Localização da área de estudos.....	59
Figura 12 – Mapa da Cobertura de esgotamento sanitário em BH	60
Figura 13 – Mapa hidrológico da área estudada e interface entre biomas ocorrentes	61
Figura 14 - Material coletado em frascos apropriados para cada tipo de análise da água	62
Figura 15 – Pontos de Análise hídricas antes da instalação das TEVaps.....	63
Figura 16 – Localização das TEVaps instaladas.....	67
Figura 17 – Etapas de construção dos tanques de evapotranspiração nas residências selecionadas	68
Figura 18 – Tanque de Evapotranspiração	68
Figura 19 – Localização dos pontos de amostragem d’água depois da instalação das TEVaps	70
Figura 20 - A: N1 a montante antes da recuperação ambiental (2022); B: N1 a montante após a recuperação ambiental (2023); C: N1 a jusante antes da recuperação ambiental (2022); D: N1 a jusantes após a recuperação ambiental (2023).....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Média dos parâmetros analisados nas avaliações hídricas em 2022 e 2023	71
Tabela 2 - Análise comparativa entre os pontos de coleta : 1 : Montante TEVAP- N4; 2- Montante TEVAP N1 ; 3- Jusante TEVAP N1; 4- Jusante TEVAP N1/Macacos. Análise de variância Por Anova e comparação de médias por teste de Tukey's . Os valores em negrito foram significantes com $p \leq 0.05$	73
Tabela 3 – Análise físico química e textual de amostras do solo da mata ciliar do córrego terra vermelha, Córrego Tamboril e do Dreno N4 (afluente de Córrego Macacos) e Córrego Macacos na Casa de Francisco (Preservada)	75

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANAMMOX: Anaerobic Ammonium Oxidation (Oxidação Anaeróbia de Amônio)

APP: Área de Preservação Permanente

BCF: Bioconcentration Factor (Fator de Bioconcentração)

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

CTC: Capacidade de Troca Catiônica

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO: Demanda Química de Oxigênio

EPS: Extracellular Polymeric Substances (Substâncias Poliméricas Extracelulares)

ETE: Estação de Tratamento de Esgoto

FMA: Fungos Micorrízicos Arbusculares

GERA: Grupo de Estudos de Recuperação Ambiental

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDE: Infraestrutura de Dados Espaciais

IDH: Índice de Desenvolvimento Humano

IET: Índice de Estado Trófico

IUCN: International Union for Conservation of Nature (União Internacional para a Conservação da Natureza)

MMA: Ministério do Meio Ambiente

MO: Matéria Orgânica

NbS: Nature-based Solutions (Soluções baseadas na Natureza)

NMP: Número Mais Provável

ODS: Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

ONU: Organização das Nações Unidas

PBH: Prefeitura de Belo Horizonte

PNSB: Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

POP: Parque Orla Piratininga

POAs: Processos Oxidativos Avançados

QGIS: Quantum Geographic Information System

RAS: Recirculating Aquaculture System (Sistema de Aquicultura com Recirculação)

RMBH: Região Metropolitana de Belo Horizonte

ROL: Radial Oxygen Loss (Perda Radial de Oxigênio)

SbN: Soluções baseadas na Natureza

SISEMA: Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

SNIS: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SOC: Soil Organic Carbon (Carbono Orgânico do Solo)

SRP: Soluble Reactive Phosphorus (Fósforo Reativo Solúvel)

SST: Sólidos Suspensos Totais

TEVap: Tanque de Evapotranspiração

TDH: Tempo de Detenção Hidráulica

UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente)

UFC: Unidades Formadoras de Colônia

UV: Ultravioleta

WC: *Wetland* Construída

WFS: *Wetland* de Fluxo Superficial

WFSS: *Wetland* de Fluxo Subsuperficial

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
1.1	Florestas e Serviços Ecossistêmicos	17
1.2	Expansão Urbana e suas consequências	18
1.3	Urbanismo em Belo Horizonte e os impactos nos Recursos Hídricos	19
1.4	Lançamento de esgoto “in natura” nos rios: Um problema urbano no Brasil	22
1.5	Aspectos legais para abastecimento das águas	23
2	JUSTIFICATIVA E DELIMITAÇÃO DO PROBLEMA	27
3	EMBASAMENTO TEÓRICO E PARÂMETROS DE PESQUISA.....	31
3.1	A aplicação de Soluções baseadas na Natureza no desenvolvimento sustentável	31
3.2	A importância dos Rios Urbanos na dinâmica das cidades e na qualidade de vida da população	32
3.3	Sistemas de esgotamento sanitário baseados na natureza	33
3.3.1	Lagoas de Estabilização.....	34
3.3.2	Vermifiltração.....	35
3.3.3	Sistemas de Filtros Biológicos:.....	36
3.3.4	Filtros de Daphnia.....	37
3.3.5	Tratamento com Microalgas	38
3.3.6	Individual: Fossa séptica e sumidouros	39
3.3.7	Biodigestores.....	39
3.3.8	ETE compacta residencial	40
3.3.9	<i>Wetlands</i>	41
3.4	Tanque de evapotranspiração.....	42
3.5	O uso de macrófitas nativas para a depuração dos níveis de qualidade de água	44
3.5.1	Como as plantas atuam depondo o esgoto e estabilizando o sedimento?	45
3.5.2	Efeito rizosfera das plantas	46
3.5.3	Decomposição da MO	47
3.5.4	Interface ecossistema terrestre e aquático: plantas adaptadas e papel tampão e estabilizador.	48
3.6	Parque Orla Piratininga Alfredo Sirkis: Um estudo de caso	56
4	MATERIAL E MÉTODOS	58
4.1	Localização	58
4.2	Análises físico químicas do solo e água.....	61
4.2.1	Análise do solo	61
4.2.2	Análise hidrológica.....	62
4.3	Delineamento experimental para instalação e análise dos tanques de evapotranspiração.....	65
4.3.1	Seleção das moradias beneficiadas e critérios escolhidos	65
4.3.2	Instalação dos Tanques de Evapotranspiração	67
4.3.3	Análise estatística das amostras coletadas depois da instalação das TEVaps (2024):	69
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	71

5.1	Resultados da Análise Hídrica	71
5.2	Resultados da Análise Edáfica.....	75
5	CONCLUSÃO.....	78
6	REFERÊNCIAS	83

1 INTRODUÇÃO

A vegetação desempenha um papel crucial nos sistemas ecológicos, particularmente em zonas de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado, como em Belo Horizonte, Minas Gerais. Estas áreas, que abrigam significativa biodiversidade e espécies endêmicas, têm sido crescentemente ameaçadas pela expansão urbana desordenada e desmatamento, com a Mata Atlântica mantendo apenas 5-8,8% de sua cobertura original (MMA, 2012) e o Cerrado preservando cerca de 432.814 km² de seus iniciais dois milhões de quilômetros quadrados (Mittermeier *et al.*, 2004). Este processo de urbanização não planejada, principalmente na capital mineira, que conta com relevo acidentado, as ocupações urbanas irregulares desencadeiam severos impactos às vegetações e aos cursos d'água urbanos através da remoção da cobertura vegetal e do lançamento direto de efluentes domésticos em corpos hídricos.

Um exemplo significativo é a Ocupação Vitória, localizada na região do Isidora, norte de Belo Horizonte, que constitui o maior assentamento em extensão territorial da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), abrangendo uma área de aproximadamente 950 mil m² (Arruda & Heller, 2022), situada a cerca de 1 km da fronteira com Santa Luzia. Esta ocupação, que comporta cerca de 4.500 famílias, carece de rede de saneamento de esgoto sanitário, resultando no lançamento direto de efluentes nos afluentes do Córrego dos Macacos, inserido na bacia do Ribeirão Isidora, pertencente à Bacia do Rio das Velhas.

Assim, a implementação de sistemas convencionais de saneamento se torna um processo laborioso devido à ocupação irregular do solo, demandando soluções alternativas e descentralizadas para o tratamento de esgoto. Neste contexto, os Tanques de Evapotranspiração (TEVaps) emergem como uma solução viável, aproveitando a rica biodiversidade desses biomas, que juntos abrigam mais de 32.000 espécies vegetais catalogadas (Forzza *et al.*, 2010). Os TEVaps são estruturas construídas para o tratamento de águas residuárias provenientes exclusivamente de vasos sanitários, operando através de processos de decomposição anaeróbia por bactérias, seguida pela absorção e evapotranspiração da água por plantas, especialmente bananeiras, que aproveitam os nutrientes do sistema (Gonçalves & Rodrigues, 2020).

Esta diversidade oferece um valioso recurso para a seleção de vegetação que

pode efetivamente desempenhar funções de tratamento de efluentes enquanto contribui para a conservação da biodiversidade urbana, impactando diretamente na paisagem através da integração dos elementos naturais. A adaptabilidade das espécies locais a diferentes condições ambientais associada com os baixos custos de implementação dos TEVaps, os tornam particularmente adequados para o tratamento descentralizado de esgoto em áreas que carecem de soluções de engenharia para o tratamento de efluentes, como é o caso da Ocupação Vitória, onde foram identificadas quatro nascentes principais durante diagnóstico ambiental, classificadas e mapeadas (**Figura 11**), cada uma com características próprias de drenagem e vegetação (Fonseca *et al.*, 2024). Assim, simultaneamente pode-se proporcionar eficiência na promoção de serviços ecossistêmicos, apoiando tanto objetivos de restauração ambiental quanto de saneamento em áreas urbanas de ocupação irregular.

1.1 Florestas e Serviços Ecossistêmicos

Os ecossistemas florestais desempenham funções ecológicas cruciais através da provisão de múltiplos serviços ecossistêmicos. Em áreas urbanas, os remanescentes florestais são particularmente importantes por assegurarem funções ecossistêmicas como permeabilidade e agregação do solo, proteção do ciclo hídrico, conservação da biodiversidade e regulação das condições climáticas locais (Kimura & Scotti, 2016; Kimura *et al.* 2017).

As florestas urbanas atuam como zonas-tampão naturais que protegem os recursos hídricos através de diferentes mecanismos. A vegetação favorece a evapotranspiração e aumenta a absorção de água pluvial, contribuindo para a diminuição do escoamento superficial e da poluição difusa. O sistema radicular das espécies arbóreas, em particular, tem papel fundamental na manutenção das características físicas do solo como porosidade e agregação, reduzindo processos erosivos e aumentando a percolação da água essencial para o abastecimento do lençol freático (Kimura *et al.* 2017, Santos & Scotti, 2018).

A interface entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, conhecida como zona ripária, é especialmente relevante para o controle da qualidade da água e estabilidade dos solos. A vegetação ripária atua como um filtro natural, sequestrando nutrientes na matéria orgânica húmica que, por sua vez, promove a agregação do solo e garante a formação de macro e microporos, assegurando tanto a estabilização quanto a

permeabilidade do solo (Kimura *et al.*, 2017).

A compreensão dessas complexas interações solo-planta-atmosfera não apenas elucida o funcionamento dos ecossistemas naturais, mas também inspira o desenvolvimento de soluções baseadas na natureza para o saneamento sustentável. Nesse contexto, destacam-se os Tanques de Evapotranspiração (TEVaps), que se baseiam justamente nos processos naturais de ciclagem de nutrientes e purificação da água que ocorrem nas zonas ripárias, utilizando a atividade microbológica da rizosfera para decompor a matéria orgânica e depurar a qualidade das águas (Paulo *et al.*, 2019).

1.2 Expansão Urbana e suas consequências

O processo de expansão urbana é marcado pela desigualdade social que impacta em diversos âmbitos do planejamento urbano. Segundo Lefebvre, 1974, a cidade já se origina como espaço de privilégios, onde a classe dominante exerce grande influência sobre o espaço urbano em razão do interesse econômico. No Brasil, diversos marcos históricos ajudam a entender a produção hegemônica do espaço urbano, destacando-se a Lei de Terras de 1850. Essa lei transformou a terra em mercadoria, estabelecendo-a como propriedade privada. Com isso, a compra tornou-se o principal meio de acesso à terra, favorecendo principalmente os grandes fazendeiros (Santos & Galera, 2019).

Belo Horizonte, durante seu projeto de urbanização desenvolvido pelo engenheiro Aarão Reis possuiu grandes influências do modelo higienista francês. Esse modelo, ao privilegiar a elite econômica resultou em uma sequência espacial que persiste até os dias atuais. (Costa & Arguelhes, 2008). Como consequência, áreas ambientalmente sensíveis, como as zonas ripárias, foram progressivamente ocupadas por assentamentos informais, resultando na degradação de serviços ecossistêmicos essenciais.

A Região do Isidora representa um emblemático conflito de interesses entre diferentes atores: os proprietários da Granja Werneck, grandes incorporadoras e construtoras, além da própria comunidade residente, que resiste às pressões do mercado imobiliário em sua luta para acesso à terra e à morada (Santos & Galera, 2019). Esta região, situada na microbacia do Ribeirão Isidora, ao norte de Belo Horizonte, abriga a maior área preservada da cidade, com aproximadamente 950

hectares de vegetação nativa, onde coexistem espécies da Mata Atlântica e do Cerrado (Fonseca *et al.*, 2022). Ao longo da bacia do Ribeirão Isidora e Macacos estabeleceram-se quatro assentamentos: Vitória, Rosa Leão, Esperança e Helena Greco (**Figura 11**) todos caracterizados pela ausência de saneamento básico.

O lançamento de esgoto não tratado em corpos hídricos e matas ciliares constitui uma das principais ameaças ambientais em áreas urbanas, ocasionando severa deterioração dos ecossistemas aquáticos e ripários (Tundisi, 2011). Esta prática desencadeia uma cascata de impactos ambientais: intensifica a concentração de nutrientes e patógenos nos recursos hídricos, altera significativamente a composição das comunidades aquáticas e terrestres, e compromete a integridade da biodiversidade local (Cunha *et al.*, 2013). Nas matas ciliares, a contaminação por esgoto deteriora sua funcionalidade como zonas-tampão naturais, comprometendo processos ecossistêmicos essenciais, como a permeabilidade hídrica, a capacidade de retenção de poluentes e a estabilização das margens fluviais (Naiman & Décamps, 1997).

A persistência desta problemática revela uma intrincada relação entre as deficiências no planejamento urbano e a precarização territorial. Em diversas cidades, a ausência de políticas públicas efetivas não apenas evidencia falhas na gestão dos recursos hídricos, mas também perpetua um ciclo de degradação ambiental nas áreas ocupadas, onde o despejo de esgoto não tratado emerge como consequência direta da carência de infraestrutura e regularização fundiária. Este cenário demanda abordagens integradas que contemplem tanto a ampliação da infraestrutura sanitária quanto estratégias efetivas para restauração e preservação das áreas ripárias, elementos fundamentais para a reversão deste quadro (Tucci, 2008).

1.3 Urbanismo em Belo Horizonte e os impactos nos Recursos Hídricos

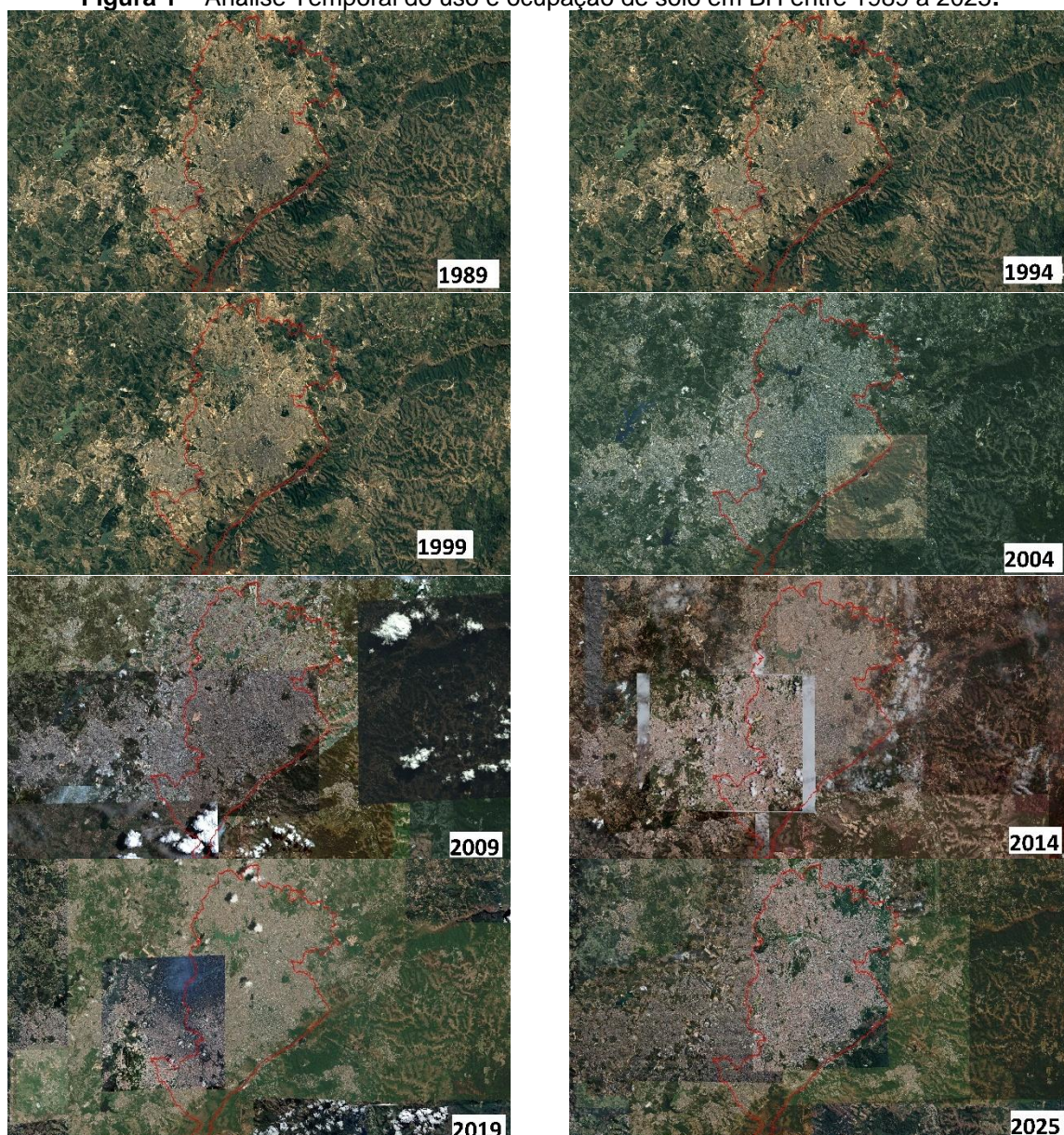
Belo Horizonte, antiga Curral del-Rei e, atual capital do estado de Minas Gerais foi elevada à categoria de município em 1893, recebendo o presente nome em 1901, momento de transição do Brasil Império para a República. Nesse cenário histórico, Belo Horizonte sofria influência do anseio pela modernização e "civilização" assim como todo o restante do país, tendo as cidades europeias como modelo. Durante o Planejamento de Belo Horizonte, houve grande inspiração nas reformas urbanas realizadas em Paris pelo Barão Haussmann entre 1853 e 1870.

O modelo haussmanniano enfatizava aspectos como higiene, estética, circulação e controle social através de intervenções como abertura de grandes avenidas. Inicialmente, a capital mineira foi projetada para abarcar cerca de 200 mil habitantes, com área urbana planejada dentro dos limites da Avenida do Contorno, destinada aos funcionários públicos e classes mais abastadas. Por outro lado, a materialização e reforço das diferenças sociais se manifestou por meio da remoção da população pobre das áreas centrais para áreas suburbanas e rurais, pensadas com menor infraestrutura. Tal processo resultou na ocupação de áreas não planejadas e na formação de assentamentos irregulares, gerando problemas urbanos que persistem até hoje (Brandão, 2018).

Com a expansão urbana acelerada, as classes mais pobres passaram a ocupar regiões ambientalmente sensíveis, como margens de cursos d'água e encostas. Essa ocupação irregular tem resultado em significativa degradação ambiental, incluindo a remoção da vegetação ripária, que atua como filtro natural de poluentes, e o aumento da impermeabilização do solo, que intensifica processos erosivos e altera o regime de infiltração da água (Santos & Silva, 2020).

A análise temporal das imagens de satélite entre 1989 e 2025 (**Figura 1**) evidencia uma transformação significativa no uso e ocupação do solo em Belo Horizonte e região metropolitana. No período entre 1989 e 1999, a região metropolitana, especialmente municípios a leste, apresentava um mosaico equilibrado entre áreas urbanizadas e cobertura vegetal, caracterizado por uma distribuição heterogênea do território. Contudo, uma mudança substancial ocorre a partir de 2014, quando o vetor norte do município experimenta uma intensa expansão urbana, particularmente notável na região da Granja Werneck, onde se consolidou a Ocupação Vitória. As imagens revelam um gradual adensamento urbano ao longo das décadas, com a progressiva substituição de áreas verdes por superfícies construídas, refletindo o processo de urbanização e as transformações nas dinâmicas territoriais da metrópole.

Figura 1 – Análise Temporal do uso e ocupação de solo em BH entre 1989 a 2025.



Fonte: Google Earth, 2025

Estudos de modelagem da dinâmica de expansão urbana no Vetor Norte da RMBH, através de simulações de cenários até 2031, indicam que as maiores mudanças de cobertura do solo urbano ocorrerão nas porções noroeste e leste do município (Sampaio *et al.*, 2014). A previsão de implantação do Rodoanel, rodovia de 65 km que deve atuar como via estruturante na região, tende a intensificar esse processo de urbanização. Os impactos dessa expansão já são evidentes nos corpos d'água locais, com registros de elevados níveis de coliformes fecais, baixos índices de oxigênio dissolvido e aumento da turbidez devido ao carreamento de sedimentos (Oliveira *et al.*, 2022).

Conforme avaliações no índice de Qualidade de água realizados entre os anos

de 2005 e 2023 na confluência entre o Córrego do Isidora e o Ribeirão da Onça, os índices que avaliam oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura da água, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e resíduo total, em todas as amostragens realizadas durante o período, obteve-se resultados classificados como ruins, indicando contaminação possivelmente de águas residuais não tratadas (IDE-SISEMA, 2025).

Neste contexto, a análise do processo de urbanização de Belo Horizonte e seus impactos nos recursos hídricos evidencia uma estreita relação entre o planejamento urbano, ocupação territorial e a qualidade ambiental dos corpos d'água. A persistência de índices negativos de qualidade da água, especialmente em regiões de expansão urbana acelerada, ressalta a necessidade de compreender o panorama do esgotamento sanitário no Brasil, tema fundamental para o entendimento e enfrentamento dos desafios ambientais urbanos contemporâneos e proposição de estratégias de saneamento sustentável em áreas urbanas vulneráveis.

1.4 Lançamento de esgoto “in natura” nos rios: Um problema urbano no Brasil

O lançamento de esgoto não tratado em corpos hídricos e matas ciliares representa um dos mais graves impactos ambientais em áreas urbanas, causando severa degradação dos ecossistemas aquáticos e ripários (Tundisi, 2011). Essa prática não apenas compromete a qualidade da água, aumentando a concentração de nutrientes e patógenos, mas também afeta negativamente a biodiversidade local, alterando a composição das comunidades aquáticas e terrestres (Cunha *et al.*, 2013). Os rios desempenham funções ecológicas vitais como manutenção do ciclo hidrológico, transporte de sedimentos e nutrientes, regulação climática local e provisão de habitats para diversas espécies (Bernhardt *et al.*, 2005). Além disso, a contaminação das matas ciliares pelo esgoto reduz sua capacidade de atuar como zonas-tampão, comprometendo funções ecossistêmicas cruciais como a permeabilidade hídrica, a retenção de poluentes e a estabilização das margens dos rios (Naiman & Décamps, 1997).

A persistência desse problema associada com a ausência de políticas públicas em muitas cidades além de refletir as deficiências no planejamento e na gestão de recursos hídricos, contribui para a precarização das áreas ocupadas, onde o lançamento de esgoto não tratado é uma consequência direta da falta de

infraestrutura e regularização fundiária. Nos países em desenvolvimento, apenas cerca de um terço das áreas urbanizadas possuem sistemas de esgotamento adequados, e outro terço necessita de construção completa dessa infraestrutura (Xu *et al.*, 2019). No Brasil, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, até 2022 cerca de 56% da população do país possuía atendimento com rede de esgoto, enquanto apenas 52,2% do esgoto gerado no país recebia tratamento adequado (BRASIL, 2023).

Neste cenário, tecnologias naturais descentralizadas como *wetlands* construídos e tanques de evapotranspiração (TEVAPs) apresentam-se como alternativas sustentáveis. Os TEVAPs, por exemplo, podem reduzir em até 70% os custos de implantação quando comparados aos sistemas convencionais, além de eliminarem gastos com energia elétrica e produtos químicos para tratamento. Estas tecnologias ainda proporcionam benefícios ambientais como produção de biomassa, regulação térmica local e aumento da biodiversidade através da criação de micro-habitats. A adoção de Soluções baseadas na Natureza pode representar um avanço significativo para a gestão integrada de recursos hídricos, conciliando desenvolvimento urbano e preservação ambiental.

1.5 Aspectos legais para abastecimento das águas

A gestão hídrica e saneamento no Brasil é fundamentado em três principais marcos regulatórios que revolucionaram o setor. A Lei nº 9.433/1997 (BRASIL, 1997), conhecida como Lei das Águas, criou a Política Nacional de Recursos Hídricos e implementou instrumentos como os Planos de Recursos Hídricos, o enquadramento dos corpos d'água, a outorga de uso, a cobrança pelo uso e o Sistema de Informações. Esta legislação representou um avanço significativo ao estabelecer a água como um bem de domínio público, dotado de valor econômico, e instituir a gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos, criando bases para um novo paradigma de governança ambiental no país.

Complementando este cenário, a Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007), atualizada pela Lei nº 14.026/2020 (BRASIL, 2020), o Novo Marco Legal do Saneamento Básico, estabeleceu diretrizes para a universalização do acesso ao saneamento, ampliando a participação privada no setor, buscando garantir acesso a serviços básicos de abastecimento e esgotamento sanitário. Contudo, esta legislação,

embora progressista em seus objetivos de universalização, apresenta significativos desafios de implementação, particularmente em assentamentos informais como a Ocupação Vitória, onde a ausência de regularização fundiária frequentemente constitui um entrave legal para investimentos em infraestrutura convencional de saneamento.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011) definiu parâmetros técnicos precisos para o lançamento de efluentes, como controle de pH, e remoção mínima de 60% de DBO proibindo a diluição de efluentes antes do descarte, visando prevenir práticas enganosas e incentivar o tratamento adequado. No estado de Minas Gerais, complementando as diretrizes nacionais, a DN COPAM-CERH 08/2022 (MINAS GERAIS, 2022) estabeleceu um limite mais restritivo para o lançamento de nitrogênio amoniacal em corpos receptores, exigindo que as Estações de Tratamento de Efluentes atinjam uma concentração final de no mínimo 20 mg/L. Estas normativas técnicas, embora essenciais para a preservação da qualidade ambiental, foram predominantemente concebidas considerando sistemas convencionais de tratamento, o que cria dificuldades para a validação institucional de soluções baseadas na natureza como os Tanques de Evapotranspiração (TEVaps).

Em conjunto, estas normativas formam um arcabouço legal moderno e integrado de gestão dos recursos hídricos, embora persistam desafios para sua plena implementação em todo o território nacional. O cumprimento dessas regulamentações visa garantir a disponibilidade e qualidade da água. Paradoxalmente, as áreas mais carentes de intervenções sanitárias, como a Ocupação Vitória, frequentemente são aquelas onde este arcabouço legal encontra maiores dificuldades de efetivação, criando um ciclo de exclusão hídrica que perpetua vulnerabilidades socioambientais.

A aplicabilidade desse conjunto normativo em contextos de informalidade urbana enfrenta barreiras estruturais que transcendem a mera questão técnica ou jurídica. Conforme apontam Britto *et al.*, 2019, existe um descompasso entre o princípio da universalização preconizado na legislação e os mecanismos de financiamento e implementação disponíveis, que tendem a priorizar áreas de maior rentabilidade econômica. Este descompasso é particularmente evidente após as alterações trazidas pelo Novo Marco Legal do Saneamento, que intensificou a lógica mercantil no setor.

A fragmentação da governança hídrica e sanitária constitui outro obstáculo considerável. Segundo Heller e Castro, 2013, a sobreposição de competências entre

diferentes órgãos e níveis governamentais cria zonas de indefinição que dificultam o planejamento integrado e a implementação de soluções adequadas às realidades locais. Em ocupações informais como a do Isidora, essa fragmentação é agravada pela indefinição fundiária, criando um limbo institucional onde o direito à água e ao saneamento permanece inacessível.

Neste cenário, soluções descentralizadas como os TEVaps emergem não apenas como alternativas técnicas, mas como instrumentos de justiça socioambiental. Todavia, sua adoção em larga escala depende da criação de pontes entre o arcabouço legal existente e as realidades territoriais diversas. Uma abordagem promissora seria a adaptação de instrumentos regulatórios para reconhecer as especificidades de sistemas naturais de tratamento, estabelecendo parâmetros técnicos apropriados que garantam a proteção ambiental sem inviabilizar soluções inovadoras e contextualmente adequadas.

A integração de tecnologias descentralizadas nos instrumentos de planejamento municipal, como os Planos Municipais de Saneamento Básico e os Planos Diretores, também poderia criar respaldo legal para sua implementação, mesmo em áreas de ocupação irregular. Esta estratégia encontra amparo no próprio texto da Lei nº 11.445/2007, que prevê a adoção de soluções graduais e progressivas, permitindo intervenções sanitárias mesmo em contextos onde a regularização fundiária ainda está em processo.

Para superar os desafios de financiamento, arranjos institucionais colaborativos entre poder público, universidades, organizações da sociedade civil e comunidades locais podem ser determinantes. Programas focados em Zonas Especiais de Interesse Social (ZEIS) também poderiam facilitar a adoção de soluções alternativas em contextos onde a infraestrutura convencional é inviável técnica ou economicamente.

O desenvolvimento de protocolos de monitoramento que avaliem não apenas os parâmetros convencionais de qualidade de efluentes, mas também indicadores específicos como taxa de evapotranspiração, capacidade de remoção de nutrientes e benefícios ecossistêmicos complementares é essencial para que os TEVaps ganhem credibilidade institucional e científica. Dados sistematicamente coletados poderiam fornecer a base científica necessária para sua inserção nas políticas públicas de saneamento, superando resistências técnicas e institucionais.

Conforme argumentam Melo e Britto, 2022, o reconhecimento oficial de soluções descentralizadas nas políticas públicas de saneamento poderia beneficiar

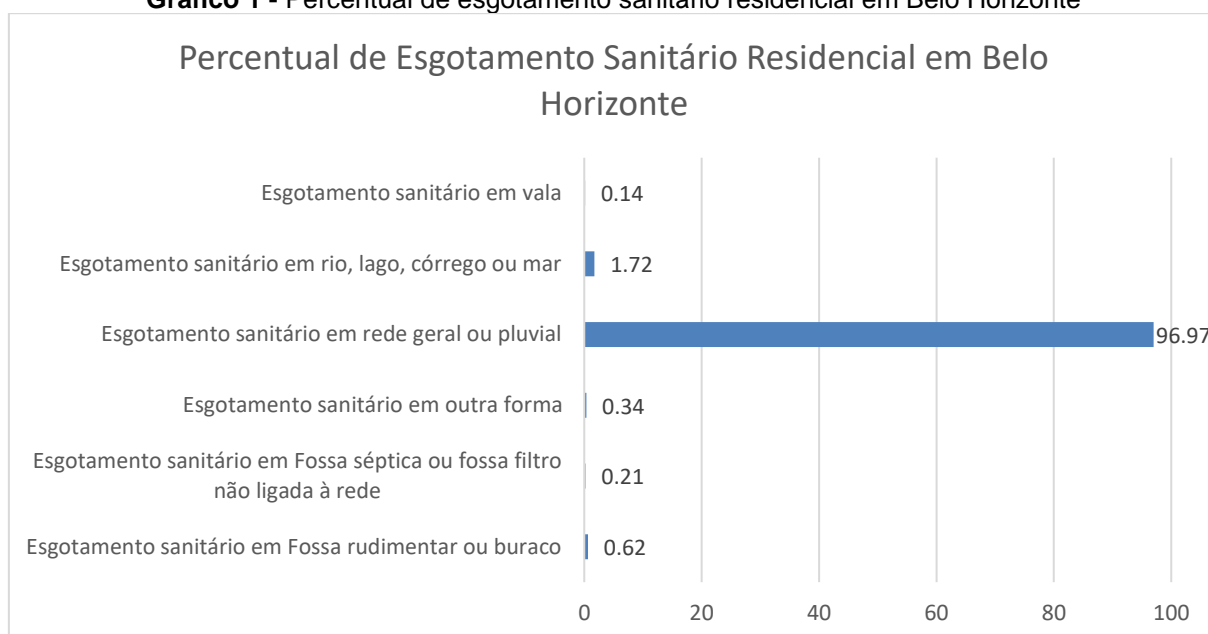
imediatamente milhões de brasileiros residentes em áreas similares à Ocupação Vitória, enquanto processos mais complexos de regularização fundiária e urbanização se desenvolvem. Esta abordagem pragmática representaria um avanço significativo na concretização do direito humano à água e ao saneamento, reconhecendo que a universalização destes serviços essenciais não pode estar condicionada à formalidade urbana.

O desafio da aplicação do arcabouço legal de recursos hídricos e saneamento em territórios marcados pela informalidade urbana, portanto, não é meramente técnico ou jurídico, mas fundamentalmente político e institucional. Exige uma reconfiguração das relações entre Estado, mercado e sociedade na provisão de serviços essenciais, capaz de conciliar a proteção ambiental dos recursos hídricos com a promoção da equidade social no acesso à água e ao saneamento básico.

2 JUSTIFICATIVA E DELIMITAÇÃO DO PROBLEMA

Minas Gerais possui população contabilizada de 20.539.989 pessoas distribuídas ao longo de 853 municípios, com cerca de 80% dos residentes possuindo acesso a saneamento básico (IBGE, 2022). Na capital mineira, 96,2% das habitações possuem acesso à rede de esgoto (**Gráfico 1**), contudo, as regionais Norte, Nordeste e Venda Nova apresentam deficiências significativas no esgotamento sanitário (PBH, 2024), como evidenciado pelas áreas em vermelho na **Figura 2**, que indica a ausência de rede coletora.

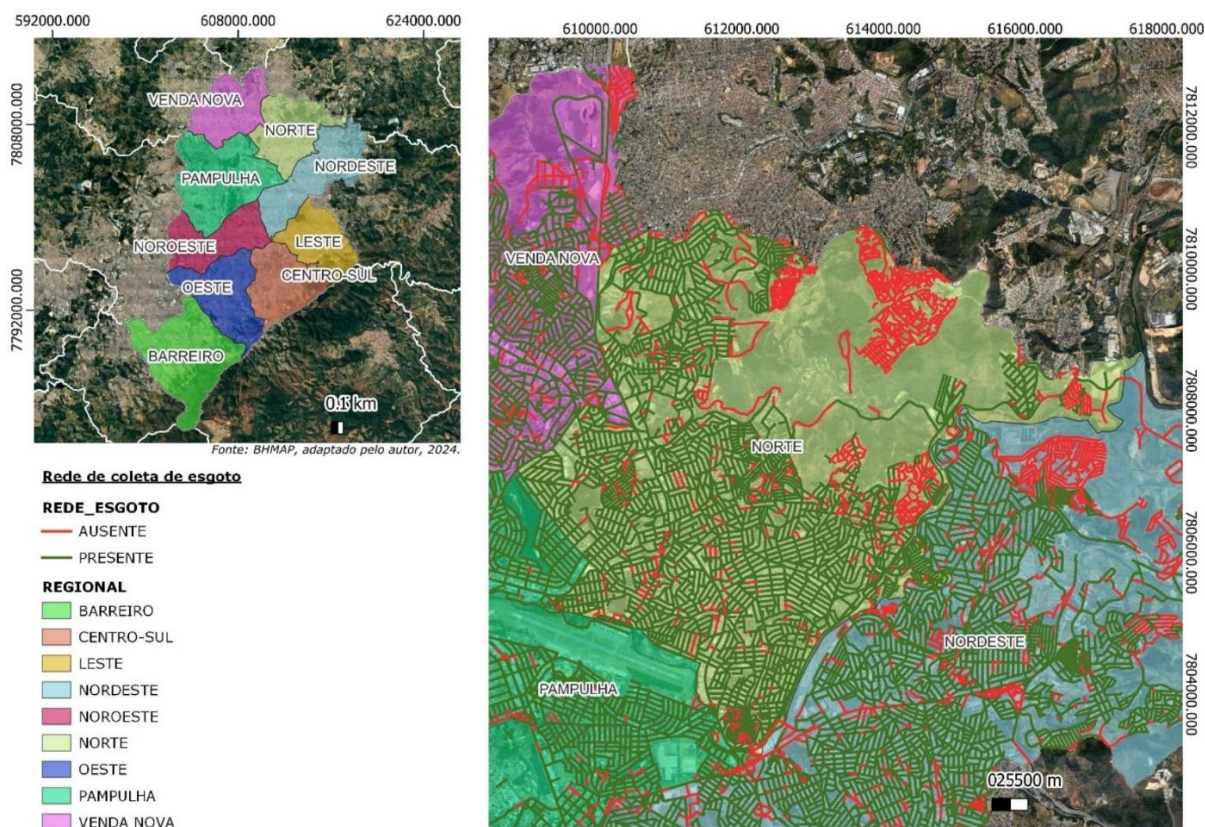
Gráfico 1 - Percentual de esgotamento sanitário residencial em Belo Horizonte



Fonte: Adaptado pelo autor de Portal Cidades, 2022

Enquanto no Brasil, a Política Nacional de Saneamento, instituída em 2007, já havia estabelecido diretrizes para sua universalização, com investimentos no Programas de Aceleração do Crescimento (PAC 1 e 2) entre 2007 e 2014 (Britto & Rezende, 2017), O direito ao saneamento básico ganhou reconhecimento internacional pela ONU em 2010 (Rossoni *et al.*, 2020). Apesar desses avanços, comunidades vulneráveis ainda enfrentam precariedade na infraestrutura sanitária, como demonstrado pelo despejo inadequado de efluentes em espaços públicos no Parquinho Etelvina Carneiro (**Figura 3**).

Figura 2 - Localização das redes de esgoto no município de Belo Horizonte



Fonte: BhMap, adaptado pelo autor, 2024

A área de estudo, localizada na transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica (**Figura 13**), integra a Bacia do Rio São Francisco (SISEMA, 2024). O Plano Diretor de Belo Horizonte (Lei nº 11.181/2019), alinha-se aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da ONU, buscando soluções para essa complexa questão. Como referência internacional, Guangzhou, na China, demonstrou que projetos de revitalização urbana podem integrar o tratamento de águas residuais com a recuperação das paisagens naturais, incluindo a reabilitação dos ecossistemas ribeirinhos (Chen, 2017).

O cenário atual é particularmente crítico nos assentamentos Vitória, Rosa Leão, Esperança e Helena Greco, onde a ausência de infraestrutura sanitária básica resulta em significativa contaminação dos recursos hídricos. Neste contexto, os TEVaps surgem como uma alternativa descentralizada para o tratamento de esgoto., fazendo a depuração do esgoto através da interação entre plantas, solo e microrganismos.

Figura 3 – Tubos despejando rejeitos no Córrego Terra Vermelha



Fonte: Ferreira, João Paulo, 2024

Figura 4 – Tubos despejando rejeitos no Córrego Terra Vermelha



Fonte: Ferreira, João Paulo, 2024

As lacunas na infraestrutura sanitária que tanto impactam na Bacias do Onça, do Rio das Velhas e do Ribeirão Isidora, principais corpos hídricos que drenam estas regiões, demandam atenção especial para a universalização do serviço nestas áreas ou busca por Soluções Baseadas na Natureza como alternativa descentralizada para o esgotamento sanitário.

O presente trabalho investiga a viabilidade de TEVaps na Ocupação Vitória, avaliando sua eficácia técnica e sua aplicabilidade como solução sustentável para o saneamento em comunidades urbanas vulneráveis. Os resultados podem contribuir significativamente para o desenvolvimento de políticas públicas e diretrizes técnicas voltadas à implementação de sistemas de saneamento ambientalmente sustentáveis

e socialmente inclusivos.

3 EMBASAMENTO TEÓRICO E PARÂMETROS DE PESQUISA

O embasamento teórico está estruturado em três eixos principais que se conectam para fundamentar a pesquisa sobre sistemas naturais de tratamento de efluentes em áreas urbanas.

O primeiro eixo explora as Soluções baseadas na Natureza (SbN) como uma abordagem inovadora para o desenvolvimento sustentável, apresentando seus princípios fundamentais e aplicações práticas, com ênfase especial nos rios urbanos e seu papel crítico na dinâmica das cidades. Este eixo analisa a importância dos cursos d'água urbanos e seu impacto direto na qualidade de vida das populações, considerando aspectos ecológicos e sociais.

O segundo eixo examina as *wetlands*, tanto naturais quanto construídas, destacando suas funções ecológicas, o potencial como sistemas de tratamento e o uso estratégico de plantas nativas e não nativas, culminando no terceiro eixo, a apresentação dos Tanques de Evapotranspiração (TEVaps) como uma solução alternativa e sustentável para o saneamento domiciliar. Esta abordagem integrada demonstra como os diferentes componentes dos sistemas naturais podem ser combinados para criar soluções eficazes de tratamento de efluentes em áreas urbanas.

3.1 A aplicação de Soluções baseadas na Natureza no desenvolvimento sustentável

"Seria o homo sapiens a causa da destruição do planeta?" (Moore, Jason W., 2022). Questionamentos como esse são cada vez mais frequentes em um momento no qual as crises climáticas se manifestam por meio de alterações em diferentes cenários globais. Segundo Ripple *et al.*, 2024, o clima mundial se encontra atualmente em um estado crítico, estando a humanidade "à beira de um desastre climático irreversível". Por muitos anos, grupos de cientistas vem alertado sobre os perigos das mudanças climáticas ocasionadas pelo aumento de emissões de gases do efeito estufa e alterações ecossistêmicas (Supran *et al.*, 2023). Um dos impactos diretos no meio ambiente está relacionado à necessidade de moradia, que acarreta em desafios para o desenvolvimento sustentável e para a preservação ecossistêmica (Barbosa & Furrier, 2013). Segundo Silvestrim *et al.* (2021), em todo o Brasil, entre 1985 a 2020

os aglomerados subnormais cresceram exponencialmente, levando populações de baixa renda a ocuparem áreas de risco e de interesse ambiental.

Diante deste cenário, as Soluções baseadas na Natureza (SbN) emergem como uma abordagem inovadora que, mesmo sem definição universal, destacam-se por sua multifuncionalidade e capacidade de gerar benefícios integrados através de processos ecossistêmicos naturais. Segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), as SbN são definidas como "Ações para proteger, gerenciar de forma sustentável e restaurar ecossistemas naturais ou modificados abordando os desafios sociais de forma eficaz e adaptativa, proporcionando simultaneamente benefícios para o bem-estar humano e a biodiversidade" (Cohen-Shacham *et al.*, 2016). Em resposta aos crescentes desafios socioambientais e climáticos, as SbN têm se mostrado como estratégias efetivas de mitigação e adaptação (Simpson, 2020), ressignificando debates sobre conservação da biodiversidade e desenvolvimento sustentável (Somarakis *et al.*, 2020).

3.2 A importância dos Rios Urbanos na dinâmica das cidades e na qualidade de vida da população

Os rios são sistemas fundamentais que sustentam a civilização humana há mais de 10.000 anos, tendo papel crucial no desenvolvimento das primeiras sociedades (Salleh, 2003). Os sistemas fluviais oferecem diversos serviços ecossistêmicos, como abastecimento de água, irrigação, geração de energia hidrelétrica e atividades de ecoturismo (Tucci, 2008). No entanto, a poluição dos rios tem se tornado um problema crítico, particularmente em bacias urbanizadas, onde a capacidade natural dos rios de transportar e diluir poluentes tem sido excedida, resultando em degradação severa da qualidade da água. A canalização de rios tem resultado em aumento das vazões de pico, redução da permeabilidade, infiltração e qualidade da água, além da perda de biodiversidade (Walsh *et al.*, 2005) e especialmente ao aumento do escoamento superficial e da área dos canais, resultando em problemas de inundações e erosão (Smith *et al.*, 2016).

A revitalização de rios urbanos tem emergido como uma estratégia fundamental para a recuperação ambiental e social das cidades, demonstrada através de diversos casos internacionais bem-sucedidos. Exemplos incluem o Rio Sena em Paris, com jardins flutuantes e áreas verdes (Morsch *et al.*, 2017), o Rio Los Angeles, com

investimentos de \$60 milhões para restauração (Gottlieb & Azuma, 2007), e o Rio Chicago, onde a melhoria da qualidade da água restaurou a biodiversidade com o retorno de mais de 60 espécies de peixes (Theriot & Tzoumis, 2007). Segundo Otto *et al.* (2004), princípios fundamentais para o sucesso dessas intervenções incluem a preservação das características naturais, criação de zonas de amortecimento e restauração de habitats ripários, em uma abordagem multidisciplinar que integra aspectos ambientais, sociais e econômicos.

3.3 Sistemas de esgotamento sanitário baseados na natureza

Os sistemas de esgotamento sanitário baseados na natureza (SBN) representam uma abordagem inovadora e sustentável para a gestão de águas residuais, tendo evoluído significativamente nas últimas décadas. Tsatsou *et al.*, 2023, destacam que estes sistemas combinam processos naturais com engenharia para maximizar a provisão de serviços ecossistêmicos e apoiar um ciclo urbano da água mais resiliente.

A eficiência destes sistemas é fundamentada na interação complexa entre substrato, comunidades microbianas e vegetação macrófita. Nesse processo, ocorrem simultaneamente mecanismos de adsorção, precipitação, decomposição microbiana e absorção, sendo eficientes até mesmo na remoção de fármacos e outros micropoluentes emergentes pelas plantas (Nas *et al.*, 2021). Quando projetados como sistemas circulares, podem promover a recuperação e reuso de água e nutrientes no ambiente urbano, contribuindo para a economia circular e segurança hídrica das cidades (Tsatsou *et al.*, 2023).

Na perspectiva econômica, estudos identificaram redução de até 60% nos custos de operação e manutenção quando comparados a sistemas convencionais, apresentando vida útil estimada superior a 20 anos sob manutenção adequada. Além disso, proporcionam diversos benefícios ambientais, incluindo regulação térmica do efluente tratado, com redução de até 4°C na temperatura comparado a sistemas convencionais, redução de ilhas de calor e promoção da biodiversidade (Tsatsou *et al.*, 2023).

A eficiência dos SBN tem sido aprimorada pela integração com tecnologias emergentes, como biofilmes avançados e nanocatalisadores (Nas *et al.*, 2021). O monitoramento contínuo da qualidade do efluente através de parâmetros específicos

- DBO, DQO, sólidos suspensos e nutrientes - é essencial para garantir conformidade regulatória e otimização operacional (Tsatsou *et al.*, 2023). Estas soluções incluem wetlands, lagoas de estabilização, sistemas de infiltração, vermifiltração, filtros de Daphnia, tratamento com microalgas, tanques de evapotranspiração (TEVAPs) e filtros biológicos.

3.3.1 Lagoas de Estabilização

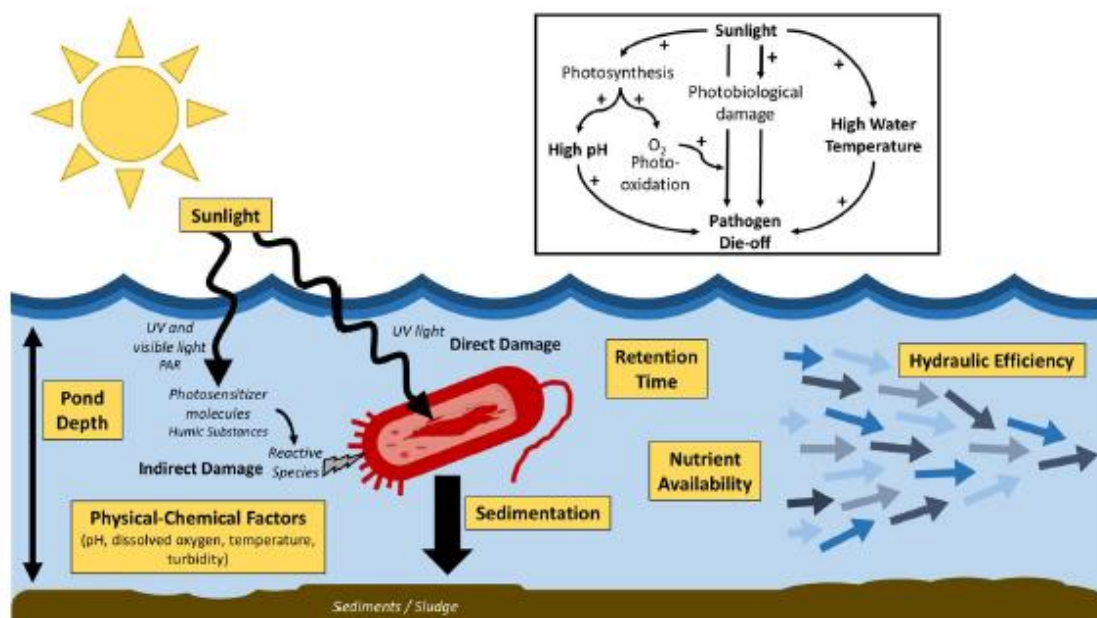
As lagoas de estabilização, que incluem os tipos anaeróbicas (2,5 a 4,5m de profundidade), aeróbicas (30 a 45cm) e facultativas (0,9 a 2,4m), representam métodos econômicos de tratamento de águas residuárias baseados na simbiose alga-bactéria (Spellman; Drinan, 2014). Seu funcionamento ocorre quando as algas produzem oxigênio através da fotossíntese, que é utilizado pelas bactérias na oxidação da matéria orgânica, enquanto as bactérias fornecem CO₂ e nutrientes para o crescimento algal (Amahmid *et al.*, 2002). Em sistemas bem projetados, podem alcançar remoções significativas de diversos poluentes, incluindo até 7 unidades logarítmicas de bactérias, 93% de nitrogênio e 84% de fósforo (Mohedano *et al.*, 2019).

Para aplicação em zonas ripárias, as lagoas facultativas apresentam-se como opção mais adequada por combinarem processos aeróbicos e anaeróbicos, minimizando riscos de odores (comum nas anaeróbicas) e excessiva proliferação de algas (característico das aeróbicas). No entanto, sua implementação requer cuidados específicos como impermeabilização do fundo e monitoramento constante da qualidade da água para evitar contaminação de águas subterrâneas ou alteração do regime hidrológico natural (Spellman; Drinan, 2014). A integração desses sistemas em zonas ripárias pode trazer benefícios adicionais, como a redução da carga de nutrientes que atinge os corpos d'água e a prevenção da eutrofização, especialmente quando complementada pela vegetação ripária através de processos como fitorremediação e infiltração no solo controlada (Mahapatra *et al.*, 2022).

A escolha do tipo de lagoa e sua aplicação em zonas ripárias deve considerar não apenas aspectos técnicos como profundidade e tempo de detenção hidráulica, mas principalmente sua interação com o ecossistema local. Em áreas ripárias, o sistema deve ser projetado para maximizar os benefícios do tratamento natural enquanto minimiza riscos ambientais, tornando-se particularmente relevante em

regiões rurais ou de baixa densidade populacional, onde sistemas convencionais de tratamento podem ser inviáveis (Spellman; Drinan, 2014).

Figura 5 – Mecanismo de depuração de águas sanitárias em uma lagoa de estabilização

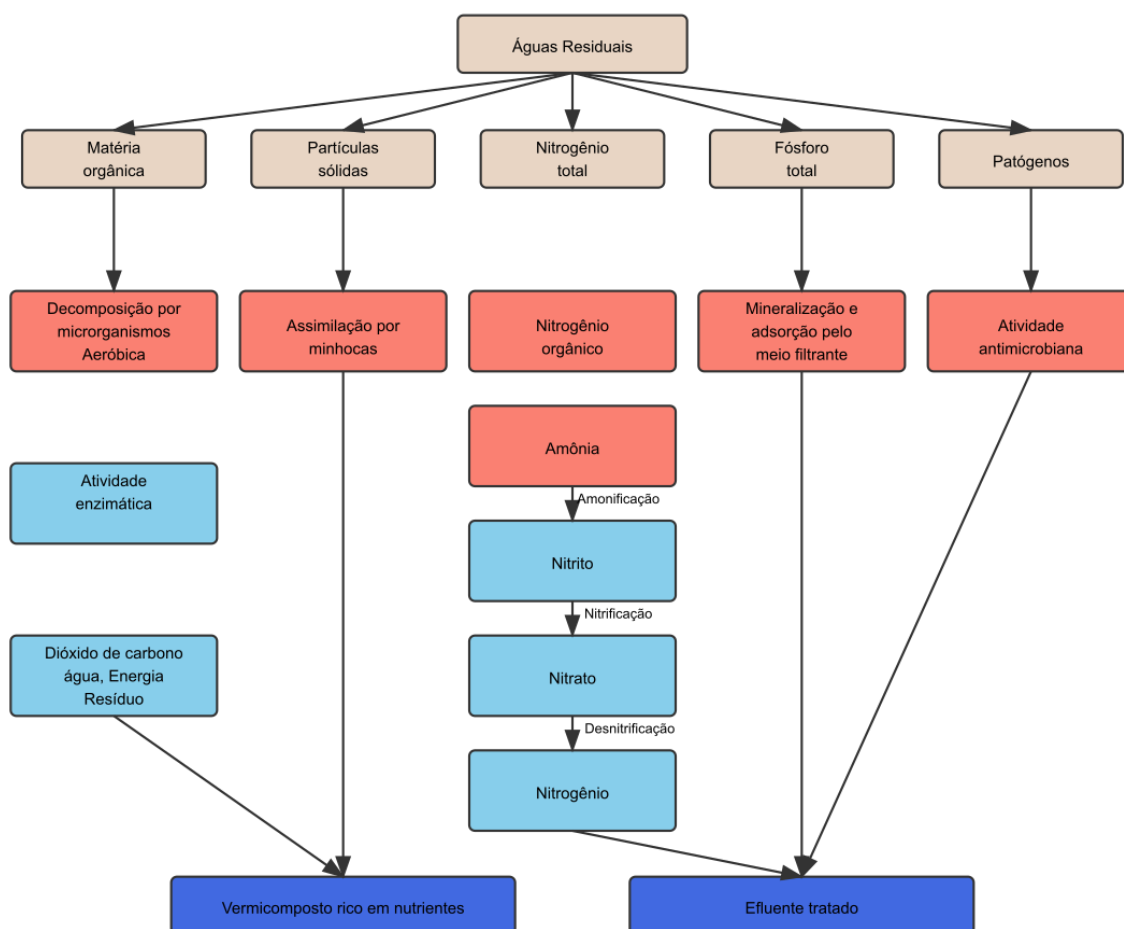


Fonte: Liu *et al.*

3.3.2 Vermifiltração

A vermifiltração é uma tecnologia biológica de tratamento que utiliza minhocas, principalmente da espécie *Eisenia fetida*, em conjunto com microrganismos para remover poluentes de águas residuais (Arora *et al.*, 2014).

O sistema consiste em camadas de materiais filtrantes onde as minhocas, inoculadas em densidade de 10.000-20.000 indivíduos/m³, atuam através de uma simbiose com microrganismos, fragmentando a matéria orgânica e criando galerias que melhoram a aeração e condutividade hidráulica do meio filtrante (Kumar *et al.*, 2015). Com eficiência de remoção de até 90% para DBO, 85% para DQO e 99,9% para coliformes (Samal *et al.*, 2017), a tecnologia oferece vantagens como operação sem odores, mínima produção de lodo e baixo consumo energético, embora apresente limitações como sensibilidade a variações ambientais extremas e capacidade limitada para grandes volumes (Saapi *et al.*, 2024).

Figura 6– Diagrama esquemático dos mecanismos de vermifiltração

Fonte: Adaptado de Saapi *et al.*, 2024

3.3.3 Sistemas de Filtros Biológicos:

O processo de filtração por Carbono Ativado Granular (CAG) combina mecanismos de adsorção física com processos biológicos realizados por uma comunidade microbiana diversificada que coloniza a superfície do material filtrante. A estrutura porosa e rugosa do CAG oferece uma superfície ideal para o desenvolvimento de biofilme, com seus macroporos (>200 nm) servindo como nichos protegidos para o crescimento microbiano. Os microrganismos se estabelecem gradualmente na superfície externa do carvão ativado, onde formam um biofilme que contribui para a degradação biológica de compostos orgânicos, incluindo aqueles que são pouco biodegradáveis em processos convencionais de lodos ativados (Çeçen & Aktas, 2011; Korotta-Gamage & Sathasivan, 2017).

A atividade microbiana no filtro é influenciada por diversos fatores ambientais e

operacionais, como temperatura (ótima entre 15-20°C), disponibilidade de oxigênio, concentração de nutrientes e frequência de retrolavagem. O biofilme maduro é composto por diferentes grupos microbianos que trabalham em sinergia, permitindo a biodegradação de substâncias orgânicas complexas. A diversidade microbiana, combinada com maiores tempos de retenção celular, favorece a degradação de compostos recalcitrantes, enquanto a retrolavagem periódica ajuda a controlar a espessura do biofilme e evitar obstruções, mantendo uma biomassa ativa ideal de aproximadamente 3,5 kg VSS/m³ de CAG na fase estacionária. Esta combinação de processos físicos e biológicos resulta em uma maior eficiência de remoção de poluentes e prolonga a vida útil do filtro (Sbardella *et al.*, 2018; Klimenko *et al.*, 2003).

3.3.4 Filtros de Daphnia

A *Daphnia magna* tem se destacado como um organismo eficiente para o tratamento terciário de águas residuais através de biofiltração natural, com capacidade de filtrar partículas suspensas menores que 30-35 µm e remover bactérias como *E. coli* (redução de 1-3 unidades logarítmicas) (Pau *et al.*, 2013; Serra *et al.*, 2014). Este microcrustáceo planctônico apresenta alta taxa de filtração (1-10 mL/h/indivíduo), remove mais de 75% dos sólidos suspensos em tempos de retenção superiores a 24h e oferece uma solução de baixo custo operacional devido à sua natureza biológica e capacidade de adaptação em diferentes condições ambientais (Serra *et al.*, 2022). A eficiência deste organismo em processos de tratamento de água tem atraído crescente interesse científico, especialmente por sua habilidade em remover partículas que são tradicionalmente difíceis de eliminar através de métodos convencionais de sedimentação ou filtração.

O sistema atinge sua melhor performance com temperaturas entre 15-20°C, densidade populacional de 50-100 indivíduos/L e pode ser aplicado tanto em sistemas de aquicultura com recirculação quanto em wetlands construídos, embora necessite monitoramento dos níveis de amônia e nitrito, que em concentrações elevadas (>35 mgN-NH₄⁺/L e >5 mgN-NO₂⁻/L respectivamente) podem comprometer sua eficácia (Serra *et al.*, 2019). Os benefícios incluem significativa redução da turbidez, remoção de patógenos, melhoria na clarificação da água e geração de biomassa aproveitável em aquicultura, contribuindo simultaneamente para a ciclagem de nutrientes e o equilíbrio do ecossistema aquático. Em sistemas de tratamento de águas residuais

urbanas, a implementação de filtros de *Daphnia* tem demonstrado resultados promissores, especialmente quando integrados a outras tecnologias de tratamento, oferecendo uma solução sustentável e economicamente viável para o polimento de efluentes, com estudos mostrando remoção de 80% de *Monoraphidium griffithii* e 70% de *Haematococcus pluvialis* em 48h com densidade de 100 ind/L (Stevčić *et al.*, 2020).

3.3.5 Tratamento com Microalgas

As microalgas têm emergido como uma alternativa promissora para o tratamento de águas residuárias domésticas, combinando eficientemente a remoção de poluentes com a produção de biomassa valorizada. O processo fundamenta-se na capacidade destes microrganismos em assimilar nutrientes como nitrogênio e fósforo, além de matéria orgânica durante seu crescimento (Li *et al.*, 2019), operando através de diversos mecanismos como assimilação direta dos nutrientes, volatilização de amônia em pH elevado, precipitação química de fósforo e processos bacterianos em consórcios microalgas-bactérias (Do *et al.*, 2019). As espécies mais estudadas, como *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus obliquus*, têm demonstrado excelentes resultados, atingindo eficiências de até 90% para nitrogênio amoniacal e 80-85% para fósforo (Wang *et al.*, 2022; Ji *et al.*, 2021), podendo ser aplicadas em diferentes pontos do processo convencional de tratamento, incluindo efluentes primários, secundários, terciários e centrado de digestão anaeróbia de lodo (Vaz *et al.*, 2023).

Os sistemas de cultivo podem ser implementados em configurações abertas (lagoas de alta taxa) ou fechadas (fotobiorreatores), cada qual com suas vantagens específicas em termos de controle operacional e custos (Moondra *et al.*, 2020), enquanto a biomassa resultante pode ser aproveitada para diversos fins, incluindo produção de biocombustíveis, extração de compostos bioativos e geração de biogás (Vaz *et al.*, 2023). Apesar dos avanços significativos e do potencial para sustentabilidade circular do processo, estudos recentes têm focado em desafios cruciais como a otimização das condições operacionais, caracterização detalhada dos mecanismos de remoção, desenvolvimento de consórcios otimizados e avaliação em escala piloto/real (Wang *et al.*, 2022), considerando que a eficiência do processo depende de múltiplos fatores como espécie de microalga, características do efluente, condições operacionais e configuração do sistema de cultivo.

3.3.6 Individual: Fossa séptica e sumidouros

As fossas sépticas são sistemas de tratamento de esgoto que operam através de processos físicos de sedimentação e processos biológicos de decomposição anaeróbia, sendo compostas por três componentes básicos: encanamento, tanque séptico e área de tratamento do solo (Onsite Sewage Treatment Program, 2011). O sistema típico possui duas câmaras - a primeira com 2/3 do volume total para sedimentação primária e a segunda com 1/3 para polimento adicional - onde o processo de depuração ocorre em etapas: na primeira câmara, os sólidos mais pesados sedimentam formando o lodo de fundo, enquanto materiais mais leves formam a camada de espuma na superfície, e bactérias anaeróbias degradam a matéria orgânica. A eficiência do sistema depende de diversos fatores como dimensionamento adequado, instalação correta, operação e manutenção periódica, sendo monitorada através de parâmetros como DBO, DQO, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo e coliformes fecais (Baumann & Babbitt, 1953).

O efluente do tanque séptico segue para o sumidouro ou sistema de infiltração no solo, onde ocorre a depuração final através de processos físicos, químicos e biológicos, cuja eficiência depende das características do solo (Onsite Sewage Treatment Program, 2011). Para otimizar o tratamento, podem ser empregados sistemas de pós-tratamento como filtros de areia, *wetlands* construídos ou leitos de turfa, sendo que Patterson, 1999, demonstrou que um leito de turfa com 500 mm de espessura pode remover mais de 96% dos sólidos suspensos, 90% da DBO e 99,6% dos coliformes fecais. A frequência de manutenção do sistema é influenciada por fatores como número de residentes, volume de água utilizado, carga de sólidos e presença de equipamentos como trituradores de alimentos e máquinas de lavar (Heger *et al.*, 2017), sendo essencial realizar inspeções periódicas para verificar o nível de lodo e espuma, removendo-os quando atingirem 1/3 do volume útil do tanque.

3.3.7 Biodigestores

Os biodigestores são uma tecnologia eficiente para tratamento de efluentes e águas residuais, operando através de processos anaeróbicos onde microrganismos metabolizam a matéria orgânica para produzir biogás e efluente tratado. O sistema combina biodigestor com biofiltro para remover carga orgânica e nutrientes,

alcançando eficiências de remoção de DBO entre 70-91% e concentrações de metano entre 75-81% (Darwati *et al.*, 2019). Especificamente em biodigestores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo), o tempo de detenção hidráulica varia entre 2,66 e 24 horas, com remoção de carga orgânica entre 70-90% (Godoy Junior *et al.*, 2014), e estudos recentes demonstram eficiências de remoção de 59,51% para DBO, 49,16% para DQO, 35,92% para óleos e graxas, 52,78% para sólidos suspensos totais e 89,19% para coliformes fecais (Leon-Huallpa *et al.*, 2023).

O processo de depuração ocorre quando o efluente passa por uma manta de lodo anaeróbio, onde bactérias digerem a matéria orgânica, convertendo-a em biogás e gerando um efluente clarificado. Para garantir a eficiência do tratamento, diversos parâmetros são monitorados, incluindo DBO, DQO, sólidos suspensos totais, óleos e graxas, pH, temperatura e coliformes fecais. Em áreas sujeitas a inundações, Borges Pedro *et al.*, 2020, destacam que os biodigestores precisam ser elevados acima do nível máximo das águas para garantir seu funcionamento adequado, sendo também importante a implementação de pós-tratamento com wetlands construídos ou filtros anaeróbios para otimizar a qualidade final do efluente.

3.3.8 ETE compacta residencial

As estações de tratamento de esgoto residenciais são sistemas fundamentais para áreas rurais e locais sem acesso à rede coletora de esgoto municipal, podendo ser classificadas em dois tipos principais: sistemas convencionais (tanque séptico) e sistemas alternativos/compactos (Zhang *et al.*, 2009). Os sistemas convencionais consistem basicamente de tanque séptico seguido de campo de infiltração, enquanto os sistemas alternativos incluem configurações como tanque séptico com filtro anaeróbio, *wetland* construído, reator UASB com filtro aeróbio e lagoas de estabilização. Em avaliação de dois sistemas compactos, Sousa *et al.*, 2020, obtiveram eficiências de remoção de DQO de 90% para um sistema unifamiliar (reator UASB + filtro anaeróbio + filtro de areia) e 87% para um multifamiliar (tanque séptico + filtros de areia), demonstrando que sistemas bem projetados e operados podem atingir remoções significativas de poluentes, incluindo 80-95% de sólidos suspensos, 40-75% de nitrogênio total e 30-50% de fósforo total.

O sucesso destes sistemas depende de diversos fatores como características

do solo, topografia, nível do lençol freático, distância de corpos d'água e poços, tamanho do lote e qualidade do esgoto (Hygnstrom *et al.*, 2006), sendo fundamental realizar estudos prévios do local e seguir as normas técnicas vigentes. Os principais parâmetros de projeto incluem vazão de esgoto (geralmente 100-150 L/pessoa.dia), tempo de detenção hidráulica (>24h para tanque séptico), taxa de aplicação superficial no campo de infiltração (<50 L/m².dia) e profundidade mínima do lençol freático (>1,5m), e Novikov *et al.*, 2019, destacam que o uso de biofiltros como pós-tratamento pode melhorar significativamente a qualidade do efluente final, especialmente em termos de remoção de nutrientes e patógenos.

3.3.9 Wetlands

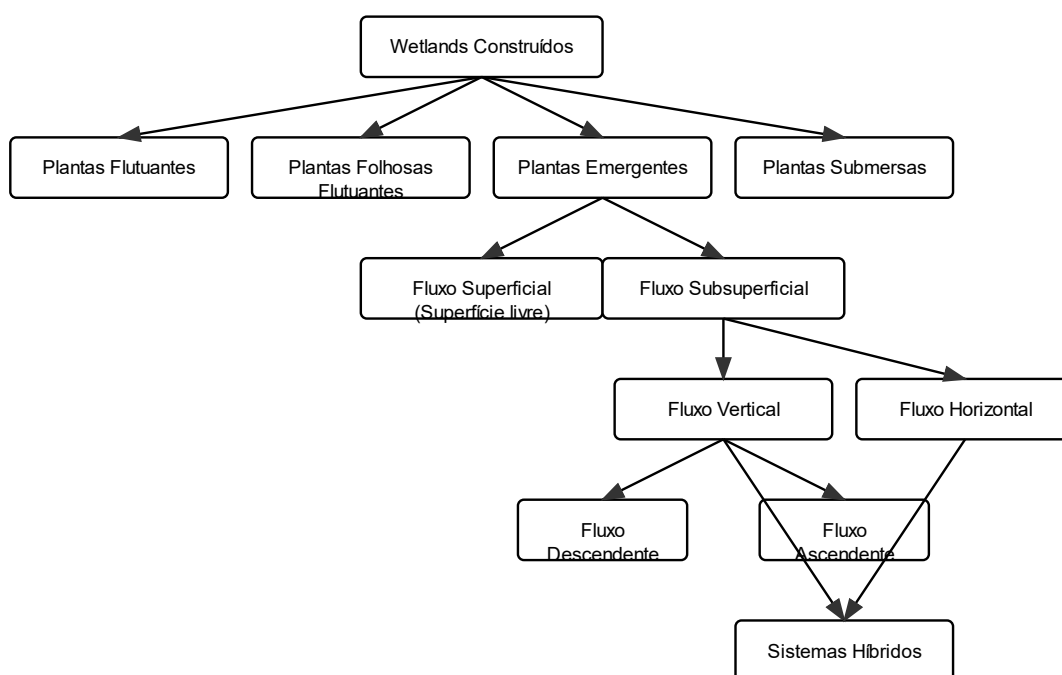
Wetlands são ecossistemas complexos que fazem a transição entre ambientes aquáticos e terrestres, podendo ser encontradas tanto em regiões costeiras quanto continentais, ocorrendo de forma natural ou artificial, com inundações permanentes ou periódicas. Globalmente, cobrem aproximadamente 6% da superfície terrestre, constituindo um dos ecossistemas mais produtivos do planeta, sendo cruciais para sustentar a biodiversidade e fornecer serviços ecossistêmicos essenciais, como demonstrado no Pantanal, onde 104 espécies de aves dependem diretamente das áreas úmidas e outras 286 espécies terrestres utilizam estes ambientes (Junk *et al.*, 2013). Suas funções ecológicas incluem reservatório de água, controle de cheias, reabastecimento de aquíferos, contenção de sedimentos, regulação do microclima, sequestro de carbono orgânico e purificação da água através de processos como sedimentação, filtração, precipitação química, ação microbiana e fitorremediação (Coleman, 2000).

Considerando sua importância ecológica e capacidade de ciclar nutrientes, as *wetlands* construídas emergiram como uma solução sustentável para tratar efluentes domésticos, apresentando vantagens econômicas com custos reduzidos de implementação e operação, sendo viáveis tanto para pequenas comunidades quanto para complementar grandes sistemas municipais de tratamento (Maltchik *et al.*, 2004). Estes sistemas artificiais replicam os processos naturais de purificação das zonas úmidas (Kadlec & Wallace, 2009), apresentando duas principais configurações: fluxo superficial (WFS), que se caracteriza pela presença de água visível sobre o substrato, e subsuperficial (WFSS), onde o efluente passa por meio poroso sem água aparente,

podendo ter fluxo horizontal ou vertical (Shutes, 2001).

Em termos de eficiência, as wetlands construídas geralmente apresentam excelente desempenho na remoção de poluentes, com taxas de 80-90% para DBO e 80-95% para sólidos suspensos totais, além de efetiva nitrificação e eliminação de patógenos. As WFSS suportam cargas orgânicas mais elevadas (até 112 kg DBO/ha.dia) em comparação às WFS (até 80 kgDBO/ha.dia), com tempos de retenção entre 2-5 dias e 5-14 dias, respectivamente (Bullock & Acreman, 2003). Além dos poluentes convencionais, estes sistemas demonstram eficácia na remoção de contaminantes emergentes como resíduos farmacêuticos, hormônios e componentes de produtos de higiene pessoal (García-Pérez *et al.*, 2014), sendo que a escolha entre WFS e WFSS deve considerar aspectos como disponibilidade de área, condições climáticas, objetivos do tratamento e recursos disponíveis.

Figura 7 – Classificação de uma *wetland* construída para tratamento de água residual



Fonte: Adaptado de Vymazal, 2007

3.4 Tanque de evapotranspiração

Os Tanques de Evapotranspiração (TEVaps) são estruturas construídas para o tratamento de águas residuárias provenientes exclusivamente de vasos sanitários,

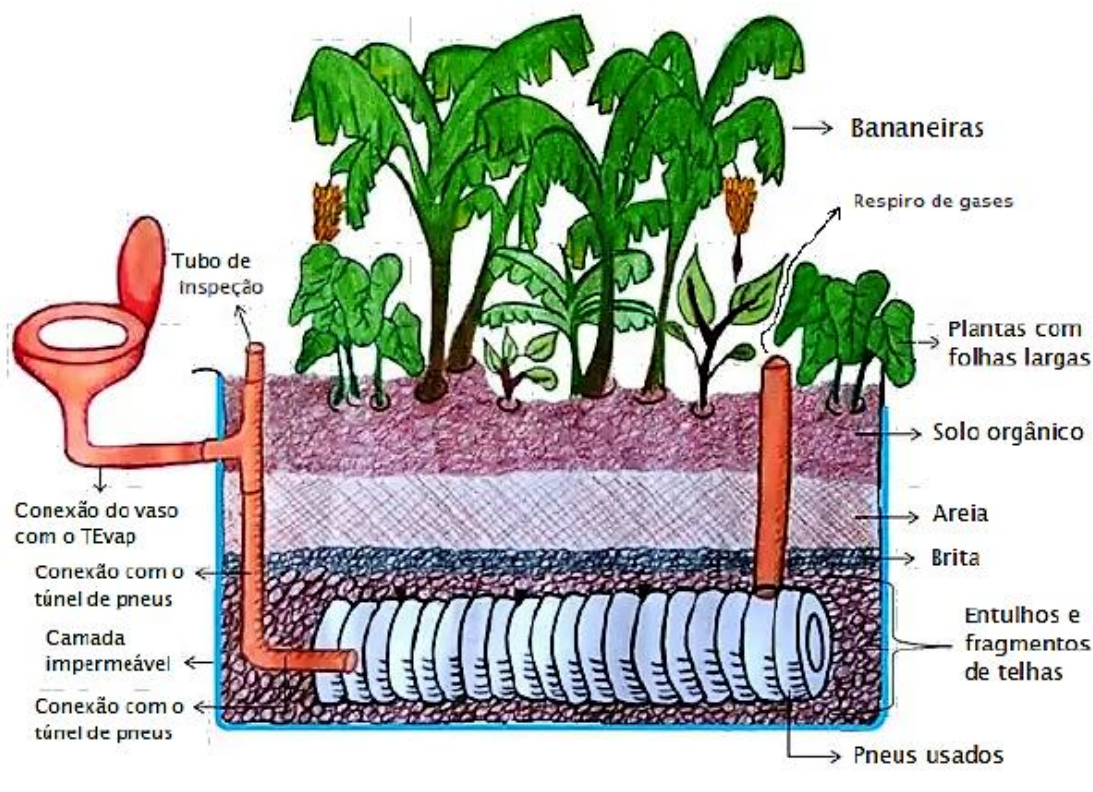
operando através de processos de decomposição anaeróbia por bactérias, seguida pela absorção e evapotranspiração da água por plantas, especialmente bananeiras, que aproveitam os nutrientes do sistema (Gonçalves & Rodrigues, 2020). Estes sistemas encontram aplicação em diversos contextos onde métodos convencionais são inadequados, como em áreas rurais e suburbanas para gestão de efluentes domésticos (Mitchell & Carson, 1983), no setor agrícola para tratamento de águas de escoamento (Schroeder *et al.*, 2004), e na gestão urbana para manejo de águas pluviais, principalmente em regiões com escassez hídrica (Chowdhury *et al.*, 2011). A eficácia destes sistemas está diretamente relacionada à sua capacidade de manter um equilíbrio hídrico adequado, prevenindo a contaminação de águas subterrâneas ao assegurar que os efluentes permaneçam na zona de influência das raízes (Bouwer, 2002).

O processo construtivo dos TEVaps segue especificações técnicas precisas, com dimensões padronizadas de 2 metros de largura e 1 a 1,2 metros de profundidade, variando o comprimento conforme o número de usuários: 2,5m para duas pessoas, 5m para quatro pessoas e 7,5m para seis pessoas (Gonçalves & Rodrigues, 2020). A estrutura deve respeitar as normas da NBR7229/1993 quanto ao distanciamento mínimo de construções e elementos do terreno, sendo construída em camadas sucessivas que incluem: câmara anaeróbia com pneus, camadas de entulhos e pedras grandes (40-50cm), pedras menores e telhas (10-20cm), brita e cascalhos (10-20cm), areia e cascalho fino (10-20cm), finalizando com uma camada de solo para plantio (30cm). Para uma residência com dois moradores, são necessários materiais específicos como 13 sacos de cimento, 18 litros de impermeabilizante, 120 blocos de concreto, 32 blocos cerâmicos, 14 pneus, além de tubulações PVC, entulho, brita, areia média, solo e mudas de plantas.

Apesar de suas vantagens, os TEVaps apresentam limitações significativas, incluindo alta dependência das condições climáticas, necessidade de área considerável para implementação e exigência de manutenção regular (United States Environmental Protection Agency, 2002). No entanto, estudos longitudinais demonstram que podem manter sua eficácia por períodos prolongados quando adequadamente mantidos, sendo crucial o monitoramento constante das condições vegetais, características do solo e níveis hídricos (Tchobanoglous *et al.*, 2003). A manutenção apropriada inclui o uso exclusivo de detergentes neutros ou álcool para limpeza do vaso sanitário, evitando produtos que possam prejudicar as bactérias

responsáveis pelo tratamento, além do manejo adequado das plantas e prevenção do acúmulo de águas pluviais no sistema.

Figura 8 – Esquema do funcionamento de uma TEvap



Fonte: Gonçalves & Rodrigues, 2020

3.5 O uso de macrófitas nativas para a depuração dos níveis de qualidade de água

As macrófitas desempenham papel fundamental no tratamento de águas residuais através de Wetlands Construídos (WCs), que são sistemas baseados em processos naturais para remoção de contaminantes, incluindo rotas físicas, químicas e biológicas, em um ambiente mais controlado em comparação com ecossistemas naturais (Sandoval *et al.*, 2019). O funcionamento destes sistemas depende de três componentes essenciais: meio filtrante poroso, microrganismos e vegetação, onde a transformação de nutrientes e compostos orgânicos é realizada por biofilmes microbianos formados no meio poroso e na zona da rizosfera, sendo que os materiais do meio (solo, areia, pedras e cascalho) fornecem grande área superficial para fixação de microrganismos, contribuem para o crescimento das macrófitas e atuam como meio de filtração/adsorção de contaminantes (Engelhardt, 2001).

O papel das plantas é crucial neste processo através da produção de raízes e rizomas que fornecem substrato para bactérias, oxigenam áreas adjacentes às raízes através da perda radial de oxigênio (ROL) e absorvem poluentes da água, como nitrogênio, fósforo e outros nutrientes. Em termos de eficiência de remoção, estudos mostram que WCs com plantas ornamentais podem remover: 62-86% de sólidos suspensos totais (SST), 41-72% de DQO, 51-82% de DBO, 49-66% de fósforo total, 62-82% de amônia, 63-93% de nitrato e 48-72% de nitrogênio total, valores similares aos obtidos com plantas típicas de zonas úmidas naturais. Entre as principais espécies ornamentais utilizadas, destacam-se os gêneros *Musa* (bananeiras), *Canna* (beri, cana-índica), *Heliconia* (helicônia, bangê, bico-de-guará), *Iris* (lírio) e *Zantedeschia* (copo-de-leite), que além de proporcionarem eficiente tratamento da água, agregam valor estético paisagístico e potencial econômico através da comercialização das flores.

Em relação aos impactos da urbanização, esta tem causado significativa degradação e perda de áreas úmidas, alterando sua extensão e composição de espécies, levando à perda de biodiversidade. O conhecimento tradicional sobre zonas úmidas também está diminuindo junto com sua degradação, uma tendência inevitável dada o ritmo acelerado de urbanização, tornando ainda mais relevante o estudo e implementação de sistemas construídos que possam replicar as funções destes importantes ecossistemas.

3.5.1 Como as plantas atuam deputando o esgoto e estabilizando o sedimento?

A rizosfera, zona de interação entre raízes e solo, desempenha um papel crucial nos processos de tratamento de efluentes através de múltiplos mecanismos físicos, químicos e biológicos. Nesta região, as raízes das plantas não apenas fornecem superfície para aderência de biofilmes microbianos, mas também liberam exsudatos que estimulam a atividade microbiana e promovem a degradação de poluentes orgânicos (Kadlec & Wallace, 2009).

Os mecanismos de depuração na rizosfera incluem a absorção direta de nutrientes pelas plantas, a oxigenação do meio através da liberação de oxigênio pelas raízes (criando microzonas aeróbias em um ambiente predominantemente anaeróbio), e o estabelecimento de comunidades microbianas específicas que atuam na decomposição da matéria orgânica e transformação de nutrientes. O sistema radicular

das plantas, especialmente de espécies como o capim d'água (*Glyceria maxima*), também atua como barreira física ao movimento da água, promovendo a sedimentação e retenção de partículas suspensas.

A eficiência do tratamento na rizosfera é influenciada pela densidade e profundidade das raízes, diversidade microbiana associada e características das plantas selecionadas. A zona radicular pode acumular sedimentos a uma taxa de 1-2 mm por ano em ambientes ricos em nutrientes, contribuindo para a estabilização do solo e aumento da capacidade de retenção hídrica. Este processo é particularmente importante nas zonas de entrada dos sistemas, onde ocorrem as maiores taxas de acúmulo de sedimentos e transformação de poluentes (Kadlec, 2009).

3.5.2 Efeito rizosfera das plantas

A rizosfera, área ao redor das raízes das plantas, é essencial na saúde do solo e das plantas, promovendo interações biológicas e químicas intensas que afetam diretamente o crescimento vegetal e a qualidade do sistema. Nessa zona, os exsudatos radiculares, como açúcares e aminoácidos, estimulam o crescimento de microrganismos decompositores de matéria orgânica, resultando na liberação de mais nutrientes que, por sua vez, estimulam o crescimento de plantas e microrganismos em um sistema de feedback positivo (Walker *et al.*, 2003). Este processo é potencializado pelo aumento do CO₂ atmosférico, que intensifica a fotossíntese e a liberação de exsudatos, resultando em maior produção de biomassa (17-30%) e consequente maior absorção de nutrientes, estabelecendo um ciclo de retroalimentação positiva no sistema rizosférico que demonstra como a rizosfera funciona como uma interface dinâmica e altamente regulada entre planta e efluente.

No contexto dos Tanques de Evapotranspiração (TEVaps), sistemas projetados para tratamento de águas negras através da evapotranspiração, a rizosfera desempenha um papel crítico na depuração dos efluentes através de processos físicos, químicos e biológicos que incluem a filtração de partículas, adsorção de compostos orgânicos e inorgânicos, precipitação de poluentes e absorção de nutrientes como nitrogênio e fósforo pelas plantas. Espécies como *Musa* spp. (bananeiras), *Heliconia* spp. (helicônias) e *Canna* spp. (beri) são amplamente utilizadas nesses sistemas devido à sua alta taxa de evapotranspiração, tolerância a ambientes saturados e elevada capacidade de absorção de nutrientes, características

essenciais para o funcionamento eficiente dos TEVaps.

A eficácia dos TEVaps é dependente de variáveis como o dimensionamento adequado (2,5m de comprimento para cada dois usuários), características das camadas filtrantes (desde a câmara anaeróbia com pneus até a camada final de solo) e condições climáticas que favoreçam a evapotranspiração. Embora eficientes para o tratamento de águas negras, os TEVaps apresentam limitações em períodos de alta pluviosidade ou baixa evapotranspiração, o que ressalta a importância da seleção adequada das espécies vegetais e do manejo apropriado do sistema para garantir o equilíbrio entre a entrada de efluentes e a capacidade de evapotranspiração das plantas, demonstrando a relevância dos processos rizosféricos para o sucesso deste sistema de tratamento.

3.5.3 Decomposição da MO

A decomposição da matéria orgânica representa um processo ecológico fundamental que ocorre em quatro estágios principais e sequenciais e contextuais. Inicialmente, acontece a fragmentação física por organismos do solo como minhocas e insetos, que aumentam a área superficial para ação microbiana (Swift *et al.*, 1979). Em seguida, ocorre a dissolução de substâncias solúveis como açúcares e aminoácidos pela água (Brady & Weil, 2016), seguida pela decomposição de moléculas orgânicas complexas como celulose, lignina e proteínas através da ação de bactérias e fungos, com destaque para o papel crucial dos fungos na decomposição da lignina (Baldrian, 2017). Por fim, ocorre a mineralização, onde a matéria orgânica é convertida em substâncias inorgânicas como CO₂, H₂O e nutrientes minerais (N, P, S), que ficam disponíveis para absorção pelas plantas (Cotrufo *et al.*, 2013).

No contexto dos Tanques de Evapotranspiração (TEVaps), a decomposição da matéria orgânica ocorre através da integração de processos físico-químicos e biológicos. Nos processos físico-químicos, destacam-se três principais mecanismos: separação de sólidos por sedimentação e filtração, adsorção em partículas do meio suporte e volatilização de compostos orgânicos (Boller, 1993). O material particulado é inicialmente retido na câmara anaeróbia construída com pneus, onde ocorre intensa atividade microbiana, e nas camadas subsequentes de diferentes granulometrias que compõem o sistema. A matéria orgânica dissolvida é degradada por microrganismos que formam biofilmes aderidos ao meio suporte e às raízes das plantas, em um

processo influenciado pela temperatura, pH e disponibilidade de oxigênio (Davidson & Janssens, 2006).

A eficiência do processo nos TEVaps é potencializada pela presença de diferentes zonas de decomposição ao longo do perfil do tanque, onde as raízes das plantas, especialmente das bananeiras, desempenham papel fundamental na absorção de nutrientes minerais, principalmente nas formas de nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+), fosfato (PO_4^{3-}) e potássio (K^+). A incorporação destes nutrientes na biomassa vegetal, associada à intensa evapotranspiração, completa o ciclo de tratamento do efluente. A diversidade de microrganismos presentes no sistema, incluindo bactérias aeróbias e anaeróbias, fungos e protozoários (Schmidt *et al.*, 2011), garante a degradação eficiente dos diferentes tipos de compostos orgânicos presentes nas águas negras, resultando em um processo de tratamento natural e sustentável.

3.5.4 Interface ecossistema terrestre e aquático: plantas adaptadas e papel tampão e estabilizador.

A interface entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, conhecida como zona ripária, representa uma fronteira ecológica crítica onde processos biogeoquímicos complexos ocorrem através da interação entre solo, água e vegetação adaptada. Estas zonas são caracterizadas por um conjunto único de espécies vegetais que desenvolveram adaptações específicas para prosperar em condições de disponibilidade hídrica flutuante, incluindo estruturas especializadas como tecidos aerênquima em ciperáceas (*Carex* sp.) e juncos (*Juncus* sp.), que permitem o transporte de oxigênio para raízes submersas (Bernard *et al.*, 1988; Wetzel & Howe, 1999), além de notável tolerância a inundações, como observado na *Ficus insipida* que podem modular seus processos metabólicos durante períodos de alagamento, características que contribuem para a manutenção da biodiversidade local (Barros, *et al.*, 2024).

O papel tampão da vegetação ripária é particularmente significativo no sequestro de nutrientes através da matéria orgânica húmica, que promove a agregação e estabilização do solo através da formação de macro e microporos, garantindo sua permeabilidade (Santos & Scotti, 2018; Kimura & Scotti, 2016; Kimura *et al.*, 2017). Este processo é fundamental na redução da carga de nutrientes que

alcança os ecossistemas aquáticos, com estudos demonstrando que florestas ripárias podem reduzir as concentrações de nitrogênio em riachos em até 80% (Mayer *et al.*, 2007). Na Baía de Chesapeake, por exemplo, as faixas de vegetação ripária têm sido cruciais na redução significativa dos níveis de nitrogênio e fósforo, combatendo problemas de hipóxia que ameaçam a vida aquática (Lowrance *et al.*, 1984), enquanto sua copa fornece sombreamento essencial para a regulação térmica dos corpos d'água.

A estabilização de sedimentos representa outra função crítica destas zonas, onde a interação entre os sistemas radiculares e os ácidos húmicos do solo promove um eficiente processo de agregação (Santos & Scotti, 2018; Kimura & Scotti, 2016; Kimura *et al.*, 2018). Este mecanismo é particularmente relevante na mitigação de inundações, pois a presença de ácidos húmicos responsáveis pela formação de poros (Santos *et al.*, 2018; Kimura *et al.*, 2017; Barros *et al.*, 2024) permite que estas áreas atuem como planícies de inundação naturais, absorvendo e liberando água gradualmente, reduzindo picos de cheia a jusante. Adicionalmente, espécies como *Typha* sp. (taboa) e *Phragmites* sp. (caniço-comum) destacam-se por sua eficiência na absorção de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, contribuindo para prevenir a eutrofização dos corpos d'água adjacentes e criar uma diversidade estrutural de habitat que suporta uma ampla gama de organismos terrestres e aquáticos, desde aves e mamíferos até peixes e anfíbios.

A compreensão destes processos naturais de adaptação e funcionamento das zonas ripárias fornecem uma gama de aplicações no contexto das Soluções baseadas na Natureza para o tratamento de águas residuárias, com destaque para os sistemas de *wetlands* construídos e Tanques de Evapotranspiração (TEVaps). Nestas tecnologias, as espécies vegetais são selecionadas considerando suas adaptações naturais aos ambientes saturados e sua capacidade de absorção de nutrientes. Por exemplo, em *wetlands* construídos, plantas como *Typha* sp. e *Phragmites* sp. são frequentemente utilizadas por sua comprovada eficiência na remoção de poluentes e tolerância a ambientes saturados (Vymazal, 2013), enquanto nos TEVaps, espécies como *Musa* sp. (bananeiras) são preferidas por sua elevada taxa de evapotranspiração e capacidade de absorção de nutrientes (Gonçalves & Rodrigues, 2020).

Estas adaptações naturais, quando aplicadas em sistemas construídos, permitem replicar os processos de purificação de água observados em zonas ripárias

naturais, oferecendo soluções sustentáveis para o tratamento de efluentes. A escolha das espécies vegetais para estes sistemas, conforme apresentado a seguir, deve considerar não apenas sua capacidade de tratamento, mas também sua adaptabilidade às condições locais e seu potencial de integração com a paisagem circundante, contribuindo para a criação de sistemas que são simultaneamente eficientes no tratamento de águas residuárias e benéficos para a biodiversidade local.

3.5.4.1 *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. (Amaranthaceae)

A *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. (Amaranthaceae), conhecida popularmente como erva-de-jacaré, é uma planta aquática emergente perene, anfíbia ou terrestre, nativa da América do Sul (Oepp, 2016). A espécie apresenta ampla distribuição global e caracteriza-se morfológicamente como uma erva estolonífera perene com folhas verde-escuras, elípticas, glabras e opostas, medindo 3,5-7,1 cm de comprimento e 0,5-2 cm de largura, com inflorescências brancas (Oepp, 2016). Tem crescimento ótimo a 30°C (Shen *et al.*, 2005) e habita principalmente ambientes aquáticos e ripários, formando densas esteiras em corpos d'água rasos e de movimento lento (Eppo, 2024).

A espécie causa impactos significativos nos ecossistemas, alterando a composição das comunidades vegetais nativas (Bassett *et al.*, 2012; Schooler, 2012) e afetando parâmetros ecológicos em rios e *wetlands* construídas. Em rios, reduz o oxigênio dissolvido e modifica a estrutura da comunidade bacteriana, enquanto em *wetlands* construídas causam principalmente redução da temperatura do solo e da água devido ao sombreamento (Yang *et al.*, 2020). Seu controle pode ser realizado através de métodos físicos, químicos e biológicos (Sainty *et al.*, 1998; Clements *et al.*, 2014), com custos significativos - na China, por exemplo, são gastos US\$ 72 milhões anualmente para gerenciar esta espécie (Liu & Diamond, 2005).

3.5.4.2 *Lemna minor* L.

A *Lemna minor* é uma macrófita aquática com morfologia altamente especializada e reduzida, onde o esporófito apresenta-se como um broto indiferenciado exceto nas regiões basal e nodal (Caldwell, 1899). A espécie possui adaptações aquáticas significativas, incluindo grandes espaços aéreos para flutuação

e aeração, além de cloroplastos com alta capacidade de ajuste à luminosidade. Caldwell (1899) sugere que a espécie descende de formas terrestres e não completou sua adaptação reprodutiva ao ambiente aquático, mantendo-se principalmente através da reprodução vegetativa.

A espécie tem se mostrado altamente eficiente no tratamento de águas residuárias através de *wetlands* construídos, apresentando eficiências de remoção de 93,26% para DBO, 84,87% para DQO, 70,58% para Nitrogênio Total, 71% para Fósforo Total e 83,73% para Sólidos Suspensos Totais (Ahmed & Kareem, 2024). Os mecanismos de remoção incluem absorção direta, biodegradação na rizosfera, volatilização e filtração pelas raízes, com melhor desempenho em pH entre 7,2-7,7 e temperatura de $21 \pm 0,5^\circ\text{C}$ (Elmaci & Ozengin, 2007). A biomassa produzida pode ser aproveitada como fonte de proteína para alimentação animal, desde que livre de contaminantes tóxicos (Zayed *et al.*, 1998).

3.5.4.3 *Pistia stratiotes* L. (Araceae)

A *Pistia stratiotes* (alface d'água) tem demonstrado grande potencial para fitorremediação em *wetlands* construídos devido à sua capacidade excepcional de absorção de nutrientes e metais pesados. A planta, pertencente à família Araceae, possui um sistema radicular fibroso submerso e folhas flutuantes em formato de roseta que maximizam o contato com a água contaminada (Ali *et al.*, 2024; Irfan & Shardendu, 2009). A espécie apresenta notável eficiência na remoção de nitrogênio, acumulando entre 5-15 vezes mais nitrogênio em seus tecidos comparado à concentração na água e alcançando acumulação de até 82,87 g N/m² após 60 dias de tratamento (Rehman *et al.*, 2023).

Em termos de impactos no tratamento da água, *P. stratiotes* promove significativas melhorias nos parâmetros de qualidade, incluindo redução de turbidez em até 75,66%, diminuição de sólidos suspensos em cerca de 82%, redução de DBO em até 83,43% e remoção de sulfatos em 90% (Oladejo *et al.*, 2015). A eficiência do tratamento é fortemente influenciada por fatores ambientais, requerendo temperatura mais elevada (35°C) para atingir máxima condutância estomatal e fotossíntese (Rehman *et al.*, 2023), e necessita de manejo adequado, incluindo colheitas periódicas da biomassa para evitar a reintrodução dos nutrientes no sistema por decomposição (Lu *et al.*, 2010).

3.5.4.4 *Helianthus annuus* L.

O girassol é a terceira cultura oleaginosa mais importante globalmente, representando 13% da produção mundial de óleo comestível, sendo considerado uma espécie recalcitrante para a transformação genética (LEWI *et. al*/2006). A espécie tem origem nas Américas, com evidências arqueológicas descobertas no México entre 2875-2575 a.C., tendo sido introduzida na Europa em 1510 através da Espanha, inicialmente como planta ornamental (Dall'Agnol, Vasconcellos Vieira & Leite, 2024). No Brasil, o cultivo iniciou com colonos europeus no final do século XIX, com primeiro registro comercial em 1902 em São Paulo.

A planta adapta-se a diferentes tipos de solo, tendo melhor desenvolvimento em solos bem drenados, com alta capacidade de retenção de água e pH próximo ao neutro (6,5-7,5), apresentando elevada taxa de transpiração de 577g de água por g de matéria seca (García-Pérez *et al.*, 2014). Quando cultivada em sistemas de *wetlands* construídos subsuperficiais, as altas necessidades de água e nutrientes dos girassóis são supridas pelo próprio efluente, permitindo que as plantas se desenvolvam normalmente e produzam flores, funcionando como um importante mecanismo de remoção de poluentes das águas residuais (García-Pérez *et. al*, 2014).

3.5.4.5 *Neoblechnum brasiliense* Desv.

O gênero *Blechnum* é altamente adaptável e encontrado em uma ampla gama de habitats, desde florestas montanas úmidas até áreas alagadas, pantanosas e ambientes expostos ao longo de cursos de água. Espécies como *Blechnum obtusatum* e *Blechnum penna-marina* se destacam pela presença em regiões de alta umidade e solos argilosos expostos (Tryon, 1982), enquanto *B. brasiliense* é encontrada preferencialmente em áreas ribeirinhas de ambiente lântico, em banhados e pântanos (Rolleri *et al.*, 2013).

O gênero apresenta várias adaptações morfofisiológicas que permitem sua sobrevivência na interface entre ambientes aquáticos e terrestres (Sculthorpe, 1967), incluindo aerênquima e raízes longas e fibrosas que formam colônias extensas, proporcionando retenção do solo e estabilidade do substrato (Pott & Pott, 2000; Murphy *et al.*, 2003; Thomaz & Cunha, 2010). Essas características, somadas à presença de folhas dimórficas que auxiliam na dispersão e colonização, reforçam o

potencial de *Blechnum* para sistemas de tratamento natural de águas residuais e projetos de restauração de áreas úmidas degradadas, embora seja necessário monitoramento para evitar crescimento excessivo (Moura *et al.*, 2009).

3.5.4.6 *Nasturtium officinale* W.T.

Nasturtium officinale R. Br. (agrião-d'água) é uma macrófita emergente nativa da Europa que se naturalizou em diversas regiões do mundo, apresentando crescimento vegetativo rápido e capacidade de propagação por fragmentação. Em condições naturais, atinge biomassa média de 540,2 g/m² (máximo de 618,6 g/m²), com teor médio de nitrogênio de 3,57% e carbono de 37% na biomassa seca (Rejmankova & Bayer, 1995). A espécie demonstra alta capacidade de assimilação de nitrogênio, com taxas de remoção podendo atingir 0,092 g N/m²/dia, e para fósforo, até 0,0092 g P/m²/dia (Vinten & Bowden-Smith, 2020).

Em sistemas de tratamento integrados, a espécie contribui para a melhoria da qualidade da água através de diferentes mecanismos, demonstrando eficiência de remoção de 44,8% para DBO5 e 67% para DQO (Ticllasuca *et al.*, 2021), além de apresentar significativa capacidade de bioacumulação de metais pesados, podendo acumular entre 10.000-19.000 mg/kg de cobre em massa seca (Kara, 2005). Contudo, é importante considerar seu potencial invasivo em ambientes eutrofizados devido à sua alta plasticidade fisiológica e rápido crescimento em condições de elevada disponibilidade de nutrientes (Fernandez-Going *et al.*, 2013).

3.5.4.7 *Canna indica* L.

A *Canna indica* L. tem se mostrado uma espécie altamente eficiente para uso em *wetlands* construídas devido à sua capacidade de remoção de poluentes, tolerância a diferentes condições ambientais e alta produção de biomassa (Karungamy, 2022). Em termos de eficiência de tratamento, estudos demonstram que *wetlands* construídas com *C. indica* podem remover entre 85-99% de sólidos suspensos totais, 96-99% de nitrogênio total, 96-99% de nitrato, 99% de amônia e 99% de nitrito, além de 82-96% de fósforo total (Cui *et al.*, 2024).

O sistema radicular da *C. indica* libera oxigênio (1-12 g O₂/m²/dia) criando micros sítios aeróbicos que favorecem a nitrificação, com alta porosidade do

aerênquima facilitando este transporte de O₂ (Cui *et al.*, 2024). A planta também apresenta capacidade notável de bioacumulação de metais pesados, com fatores de bioconcentração superiores a 300 para cobre, cádmio e cromo, e forma associações simbióticas com fungos micorrízicos arbusculares que aumentam significativamente a absorção de nutrientes e conferem maior tolerância a estresses abióticos (Xu *et al.*, 2023).

3.5.4.8 *Heliconia bihai* (L.) L.

O gênero *Heliconia*, pertencente à família Musaceae, é representado no Brasil por diversas espécies conhecidas como "bananeiras-de-jardim". Com alta adaptabilidade a ambientes variados, de solos argilosos e úmidos a arenosos e ensolarados, apresentam características favoráveis tanto para o tratamento de efluentes quanto para fins ornamentais e comerciais, com pseudocaulos robustos e rizomas que armazenam água e nutrientes, formando touceiras densas que estabilizam o solo (Jerez, 2007; Castro & Graziano, 1997).

Na remoção de poluentes, sistemas plantados com *Heliconia* demonstraram eficiências de remoção de 55-70% para DQO, 34-47% para Nitrogênio Total, 41-53% para Fósforo Total e 45-60% para Coliformes Totais (Konnerup *et al.*, 2009). O extenso sistema radicular da planta cria diferentes microzonas com condições específicas de oxigenação, onde ocorrem os principais processos de transformação do nitrogênio, sendo que a eficiência destes processos é influenciada por diversos fatores, incluindo temperatura, tempo de detenção hidráulica e pH do sistema (Konnerup *et al.*, 2009; Mateo-Díaz *et al.*, 2023; Sandoval-Herazo *et al.*, 2021).

3.5.4.9 *Juncus effusus* L.

Juncus effusus é uma macrófita emergente cosmopolita que apresenta crescimento clonal e forma densas touceiras, com colmos individuais podendo exceder 1,5 m de altura. A espécie demonstra elevada produtividade, com produção média anual de 7 kg de massa seca livre de cinzas por metro quadrado apenas em biomassa aérea, podendo atingir 9,8 kg/m²/ano quando incluída a produtividade subterrânea (Wetzel & Howe, 1999), apresentando rápido desenvolvimento com aumento de até 525% na biomassa aérea e 3500% na biomassa subterrânea em

menos de 100 dias (Ervin & Wetzel, 1997).

Em relação à remoção de nutrientes, os fluxos de fósforo reativo solúvel foram significativamente maiores em áreas com *J. effusus* (242 ± 153 mg P m⁻² dia⁻¹) comparado a áreas sem a planta (Tweel & Bohlen, 2008), e para nitrogênio, apresentou uma taxa de absorção de 44,5% do total de nitrogênio amoniacal em *wetlands* construídas (Wiessner *et al.*, 2013). A espécie também foi caracterizada como hipertolerante ao zinco, suportando concentrações de até 6539 mg Zn L⁻¹ sem apresentar sinais visíveis de toxicidade, e mostrou eficiência superior a 80% na remoção de diversos micropoluentes orgânicos emergentes (Syranidou *et al.*, 2017).

3.5.4.10 *Azolla* sp.

A *Azolla* é um gênero de pequenas pteridófitas aquáticas flutuantes, nativas de regiões tropicais, subtropicais e temperadas quentes da África, Ásia e Américas. Possui crescimento rápido, com tempo de duplicação de biomassa entre 2-5 dias em condições favoráveis, e forma uma associação simbiótica única com a cianobactéria *Anabaena azollae*, que permite a fixação biológica de nitrogênio atmosférico, apresentando taxas de fixação entre 0,4-3,6 kg N/ha/dia e podendo acumular 5,0-9,0 mg N/g de peso seco/dia (Sadeghi *et al.*, 2012; Akinbile *et al.*, 2012).

Em termos de remoção de metais pesados, a *Azolla filiculoides* é capaz de absorver eficientemente Cr, Pb, Hg, Cu, Zn, Cd, Ag e Ti (Hassanzadeh *et al.*, 2021). A presença de *Azolla* contribui para a redução da condutividade elétrica, o aumento do oxigênio dissolvido, a estabilização do pH entre 6,5-8,5, a diminuição da DBO e DQO, e a redução de sólidos suspensos totais, sendo que as condições ótimas para o crescimento e tratamento incluem temperatura entre 18 a 28°C, intensidade luminosa de 15-18 Klux, umidade relativa entre 55-83% e pH entre 4,5-7,5 (Sadeghi *et al.*, 2012).

3.5.4.11 *Tribulus terrestris* L.

Tribulus terrestris L. é uma herbácea anual (ocasionalmente perene em climas quentes) prostrada, pertencente à família Zygophyllaceae, nativa da América tropical e distribuída mundialmente entre as latitudes 35°S e 47°N (Tripathi *et al.*, 2019). Nos últimos anos, produtos farmacêuticos à base de seus extratos têm ganhado

popularidade mundial devido às suas diversas propriedades terapêuticas, incluindo efeitos antidiabéticos, antioxidantes, anti-inflamatórios, antibacterianos, antitumorais, além de melhorias na função sexual e proteção cardiovascular (Khalid *et al.*, 2022).

A espécie possui capacidade de fixação de nitrogênio através de associação com cianobactérias endofíticas, especificamente com *Newmania karachiensis*, que forma estruturas nodulares semelhantes aos nódulos de leguminosas (Macek *et al.*, 2020; Malik *et al.*, 1998). Esta característica é relevante para o ciclo de nutrientes no sistema, contribuindo com aproximadamente 40% do nitrogênio orgânico total em áreas vegetadas (Athar & Mahmood, 1985 apud Macek *et al.*, 2020).

3.6 Parque Orla Piratininga Alfredo Sirkis: Um estudo de caso

O Parque Orla Piratininga Alfredo Sirkis (POP), localizado em Niterói/RJ, representa uma das maiores iniciativas de Soluções baseadas na Natureza na América do Sul, com área total de 685.107,70 m² (Marques, 2021). O projeto surgiu como resposta aos graves problemas ambientais enfrentados pela Lagoa de Piratininga, que sofreu significativa redução de seu espelho d'água - aproximadamente 18% em 35 anos, passando de 3,78 km² em 1976 para 3,15 km² em 2011 (Fontenelle e Corrêa, 2014). Com aproximadamente 15 mil habitantes no seu entorno (Bila *et al.*, 2024), a região enfrentava desafios relacionados à alta carga orgânica proveniente do despejo irregular de esgoto doméstico e do descarte inadequado de resíduos.

O projeto foi desenvolvido como parte do Programa Região Oceânica Sustentável (PRO Sustentável), visando não apenas a recuperação ambiental, mas também a promoção de ações sociais e revitalização de espaços públicos. As iniciativas implementadas baseiam-se em três pilares fundamentais: ambiental, financeiro e social (Rocha, *et al.*, 2022).

As principais SbN implementadas no parque incluem jardins filtrantes (**Figura 9**), que ocupam 35.290m², utilizando fitorremediação para remover poluentes através de processos físicos, biológicos e químicos. O sistema promove a remoção efetiva de nitrato, sulfato, fosfato e redução de DBO/DQO (Marques, 2021). Foram também implementadas bacias de sedimentação, projetadas para remoção de sólidos suspensos através de sedimentação, agregação e interceptação. As biovaletas (**Figura 10**), por sua vez, funcionam como canais vegetados que conduzem água

pluvial lentamente, promovendo infiltração e remoção de poluentes. Os jardins de chuva completam o sistema, atuando como depressões topográficas que coletam água pluvial e promovem infiltração (Cardoso & Quintanilha, 2018).

Embora o sistema implementado seja abrangente, algumas SbN potenciais não foram utilizadas no projeto, como os Tanques de Evapotranspiração (TEVaps). Esta escolha é compreensível considerando o contexto do projeto, que focava primariamente na recuperação do corpo hídrico e suas margens. Os TEVaps, que são sistemas de tratamento de águas negras por processos de evapotranspiração e fitodepuração, poderiam complementar o tratamento dos efluentes domésticos, mas sua implementação exigiria diferentes configurações espaciais e maior integração com as residências do entorno.

O sistema atual, conforme a empresa Phytorestore, 2018, promete ausência de maus odores devido à aeração constante e prevenção de condições anaeróbicas, além de um balanço de carbono positivo. No entanto, o sucesso do projeto depende de aspectos críticos como a eliminação de esgotos irregulares, restauração de galerias ripícolas, recuperação do túnel do Tibau e, principalmente, manutenção constante e monitoramento sistemático (Vellozo *et al.*, 2022). A eficiência do sistema está diretamente relacionada ao acompanhamento contínuo dos parâmetros de qualidade da água, desenvolvimento da vegetação e funcionamento hidráulico, garantindo assim a sustentabilidade do projeto a longo prazo.



Figura 9 – Jardins filtrantes do Parque Orla Piratininga

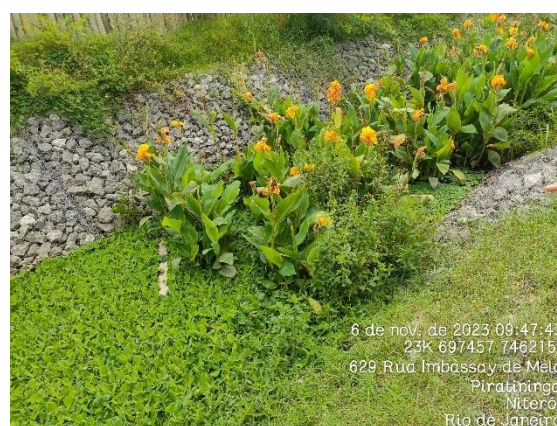


Figura 10 – Biovaletas redirecionando o fluxo d'água para os jardins filtrantes

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização

A Ocupação Vitória (19°48'53,58"S, 43°54'52,09"W) (**Figura 11**), localizada na região do Isidora, norte de Belo Horizonte, constitui o maior assentamento em extensão territorial da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), abrangendo uma área de aproximadamente 950 mil m² (Arruda & Heller, 2022), situada a cerca de 1 km da fronteira com Santa Luzia. A ocupação surgiu em julho de 2013, inicialmente como parte das Ocupações da Isidora, que incluem também Helena Greco, Rosa Leão e Esperança, todas situadas na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Isidora. A comunidade se caracteriza por um modelo de ocupação que conjuga moradia e atividades agrícolas em terrenos periurbanos, sendo reconhecida pelos movimentos sociais como uma "ocupação rurbana" (Bittencourt *et al.*, 2016; Santos & Galera, 2019).

Como consequência do processo de urbanização intensivo, a área, apesar de sua significativa importância ambiental, tem sofrido com a ocupação desordenada do solo, resultando em comprometimento da permeabilidade do terreno e alterações significativas no regime hidrológico local. Como mostrado na **Figura 12**, a região que comporta cerca de 4.500 famílias carece de rede de saneamento de esgoto sanitário. Por esse motivo o esgoto vem sendo lançado nos afluentes do Córrego dos Macacos, inserido na sub-bacia do Ribeirão Isidora, Bacia do Rio das Velhas (**Figura 13**).

Figura 11 – Localização da área de estudos



Fonte: BhMAP, adaptado pelo autor, 2025

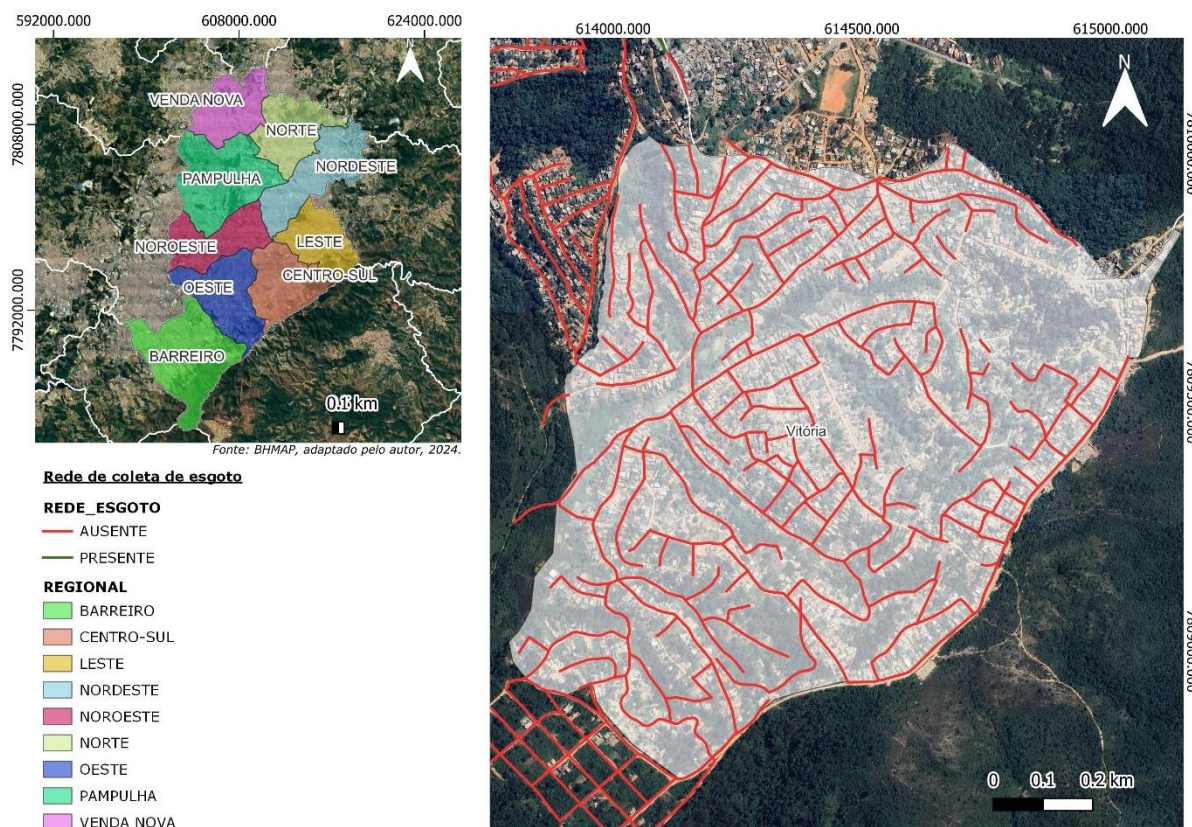
Os moradores da Ocupação Vitória enfrentam diversos desafios relacionados ao acesso à água potável e esgotamento sanitário. Desde o início da ocupação, o abastecimento de água era realizado por meio de coleta em minas, nascentes e poços, progredindo posteriormente para ligações clandestinas à rede formal da COPASA, sempre com intermitência no fornecimento. Em momentos de desabastecimento, a população recorre a fontes alternativas, como poços e bicas, realizando coleta com baldes e armazenamento em recipientes nem sempre adequados (Santos & Galera, 2019).

O acesso à comunidade para realização do estudo foi viabilizado com o auxílio da líder comunitária "Paulinha", que desempenhou papel fundamental na intermediação entre a equipe de pesquisa e os moradores locais. É importante destacar que a entrada e a permanência na área exigiram um processo cuidadoso de construção de confiança, uma vez que alguns moradores demonstraram resistência inicial e receio quanto aos objetivos do projeto. Muitos expressaram dúvidas sobre a eficácia das implementações de soluções baseadas na natureza, assim como preocupações relacionadas às questões de ocupação e apropriação do espaço. Essa

desconfiança reflete experiências anteriores da comunidade com intervenções externas que nem sempre consideraram suas necessidades e contexto específicos.

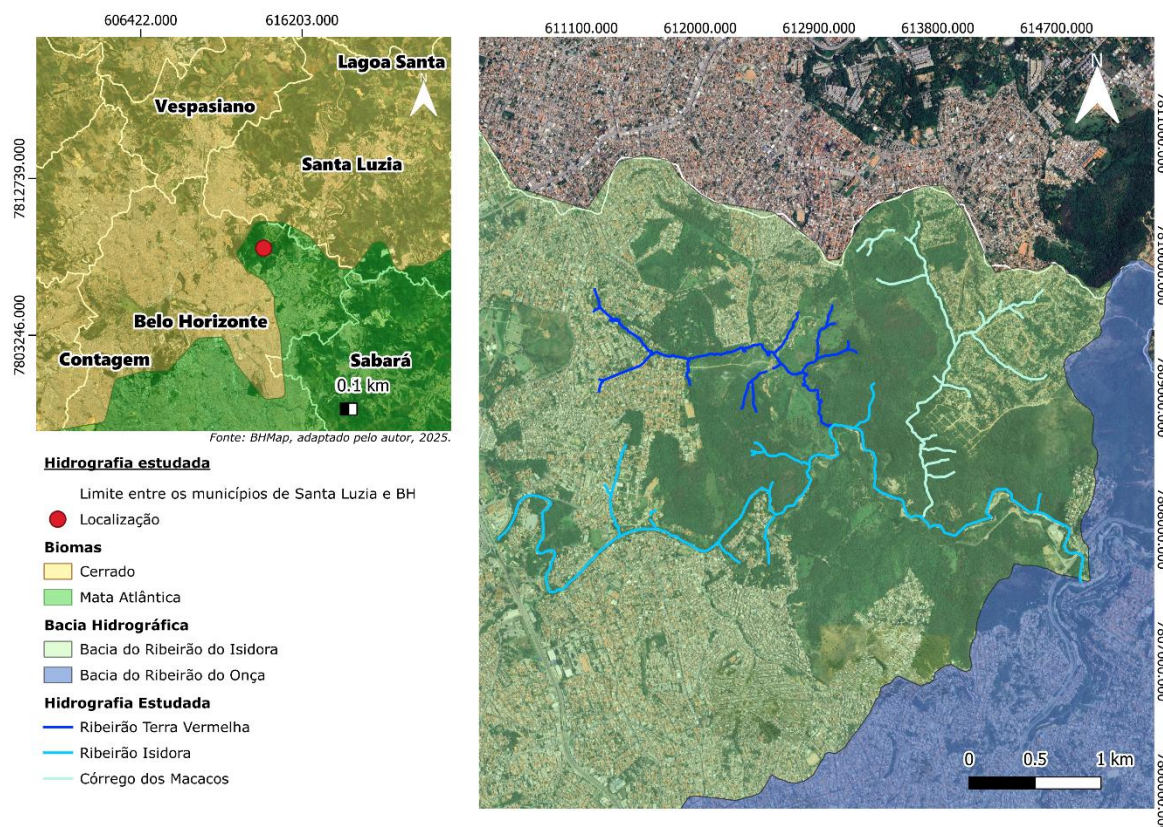
A definição das áreas de estudo foi realizada através de quatro nascentes principais que foram identificadas durante o diagnóstico ambiental realizado através de incursões em campo na ocupação Vitória. As nascentes e seus respectivos cursos d'água foram classificados em ordem jusante-montante, sendo delimitadas e mapeadas: Nascente 1 (em roxo), Nascente 2 (em verde), Nascente 3 (em vermelho) e Nascente 4 (em amarelo), conforme **Figura 11**. Durante as incursões em campo, identificou-se que estas nascentes apresentavam características próprias de drenagem e vegetação, com extensões territoriais variadas. Para facilitar a caracterização e o planejamento das intervenções, cada nascente teve sua área de influência demarcada, permitindo a proposição de ações específicas de recuperação e conservação de acordo com suas particularidades ambientais (Fonseca et. al. 2024). Todas as nascentes e seus cursos d'água são afluentes do Córrego dos Macacos que, por sua vez, deságua no Ribeirão Isidora, pertencente à Bacia do Rio das Velhas.

Figura 12 – Mapa da Cobertura de esgotamento sanitário em BH



Fonte: BhMAP, adaptado pelo autor, 2025

Figura 13 – Mapa hidrológico da área estudada e interface entre biomas ocorrentes



Fonte: BhMAP, adaptado pelo autor, 2025

4.2 Análises físico químicas do solo e água

4.2.1 Análise do solo

Amostras de solo foram coletadas na área riparia através do método de Embrapa, 1997, ao longo das drenagens recuperadas da Ocupação vitória e do Ribeirão terra vermelha. Foram feitos 3 transectos de 100 m em cada drenagem onde foram coletadas 5 amostras/transecto em profundidade de 20 cm, totalizando 75 amostras (3 transectos x 5 pontos de amostragem/ transecto x 5 drenos). Os parâmetros avaliados foram as propriedades físicas e químicas do solo, tais como: a textura das amostras, a Capacidade de Troca Catiônica, o Potencial hidrogeniônico (pH), Matéria Orgânica, Soma de Bases, Saturação de Bases, além da presença de elementos como Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio e Alumínio (Embrapa, 1997).

4.2.2 Análise hidrológica

Foram realizadas coletas de amostras de água semestralmente entre 2022 e 2023 nos 5 drenos da área de estudo, que totalizaram 7 períodos de amostragem. As amostras foram coletadas tanto nas seções preservadas (P-16) quanto nas impactadas do córrego dos Macacos (P-21), na nascente 1 (P10 e P12), nascente 4 (P-7B e P7C), conforme apresentado na **Figura 15**. As amostras coletadas (**Figura 14**) nos setores impactados e preservados foram utilizadas como controles negativo e positivo, respectivamente. As coletas ocorreram durante as estações seca e chuvosa, de modo a avaliar os impactos da sazonalidade nos parâmetros analisados.

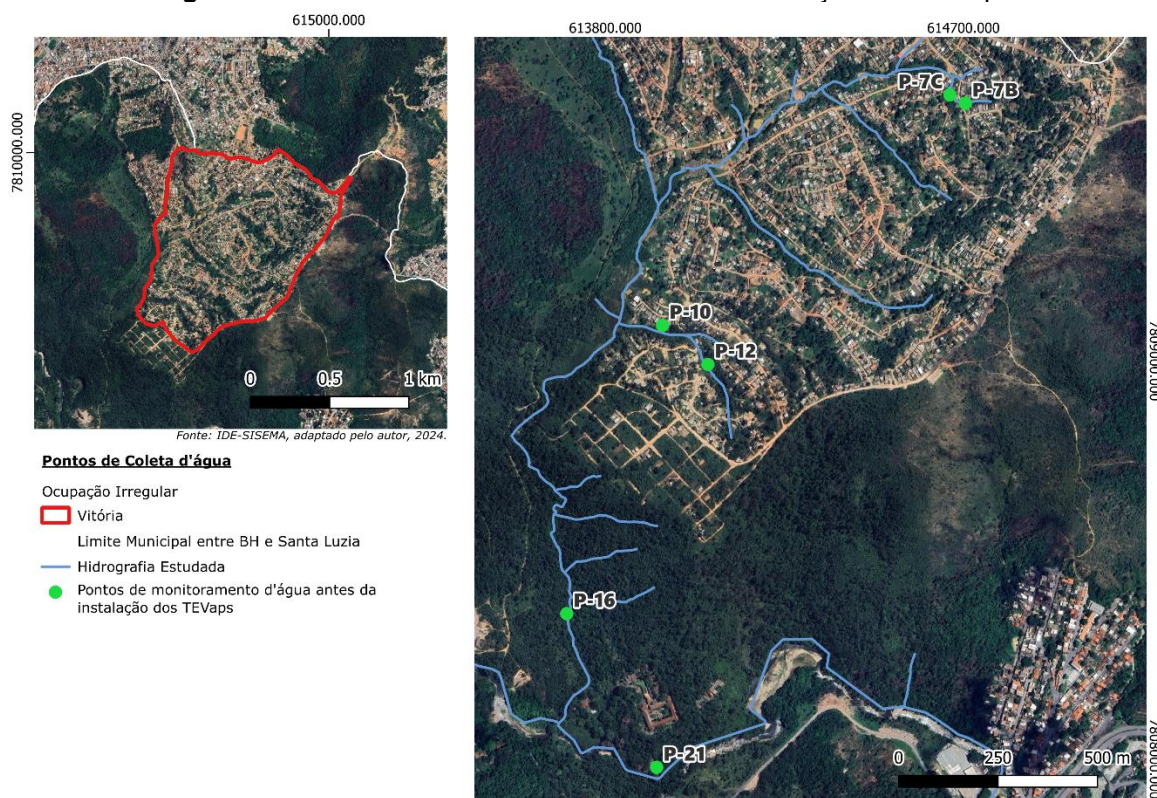


Figura 14 - Material coletado em frascos apropriados para cada tipo de análise da água
Fonte: RMPC

As análises de oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e temperatura foram feitas *in situ*, com o auxílio de sondas limnológicas calibradas em laboratório com soluções padrão com validade recente.

Em casos em que a profundidade era insuficiente para coleta de água em balde, como em fluxos laminares superficiais ou nascentes (olhos de água), foi desenvolvido um aparato dotado com microbomba ligada a bateria de 12V evitando distúrbios que poderiam afetar, por exemplo, o oxigênio dissolvido ou a turbidez da água (Coelho & Isla, 2023).

Figura 15 – Pontos de Análise hídricas antes da instalação das TEVaps



Fonte: BhMAP, adaptado pelo autor, 2025

4.2.2.1 Parâmetros de análises de água utilizados

As análises da qualidade da água seguiram os protocolos estabelecidos no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (APHA). O monitoramento incluiu os parâmetros físico-químicos e microbiológicos:

- pH
- Temperatura (°C)
- Condutividade elétrica
- Fósforo total (PO₄-)
- Nitrogênio total
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)
- Coliformes totais

As campanhas de biomonitoramento foram realizadas em cinco períodos distintos (15 de junho de 2022, 09 de agosto de 2022, 26 de outubro de 2022, 28 de fevereiro de 2023 e 24 de março de 2023), contemplando diferentes sazonalidades. As análises foram conduzidas pelo laboratório GEOSOL-SGS, seguindo metodologias

padronizadas internacionalmente. O processo analítico incluiu desde a coleta em campo até a preservação e análise das amostras em laboratório, sendo todas as etapas executadas sob rigorosos protocolos de qualidade e rastreabilidade, garantindo assim a confiabilidade e reprodutibilidade dos resultados obtidos.

Parâmetros Físico-Químicos

- **Condutividade Elétrica:** Mede a capacidade da água de conduzir corrente elétrica devido à presença de íons dissolvidos. Em águas naturais, varia entre 10-100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podendo atingir 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em ambientes contaminados por efluentes domésticos ou industriais (VON SPERLING, 2007).
- **Potencial Hidrogeniônico (pH):** Indica a acidez ou alcalinidade da água através da concentração de íons H^+ . Para manutenção adequada da vida aquática, deve permanecer entre 6 e 9 (BRASIL, 2006).
- **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO):** Quantifica indiretamente a matéria orgânica biodegradável presente na água através do consumo de oxigênio por microrganismos. É um indicador fundamental de poluição aquática, pois a decomposição microbiana da matéria orgânica reduz os níveis de oxigênio dissolvido. Em águas naturais não poluídas geralmente varia entre 1 e 3mg O_2/L .

Nutrientes

- **Fósforo Total:** Considerado o principal nutriente limitante em ecossistemas aquáticos tropicais, podendo estar presente tanto na forma orgânica quanto inorgânica. Na forma orgânica, encontra-se como fósforo solúvel, associado à matéria orgânica dissolvida, ou particulado, presente na biomassa microbiana. Na forma inorgânica, pode estar solúvel, como sais dissolvidos, ou particulado, incorporado em minerais. De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, em águas não poluídas, as concentrações de fósforo total não devem ultrapassar 0,15 mg/L. Este elemento pode ter origem em processos naturais, como decomposição de matéria orgânica e dissolução de rochas, ou em atividades antrópicas, principalmente através do lançamento de esgotos domésticos e uso de fertilizantes agrícolas.
- **Nitratos:** Forma oxidada do nitrogênio, essencial para plantas aquáticas. Em águas naturais, concentrações são tipicamente baixas (<1 mg/L). Valores

acima de 5 mg/L NO₃⁻ indicam contaminação por efluentes domésticos ou agrícolas.

Parâmetros Microbiológicos

- **Coliformes Termotolerantes:** Grupo de bactérias indicadoras de contaminação fecal, principalmente *Escherichia coli*. O limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces classe 3 é de 1000 UFC/100mL. Sua presença indica risco potencial de organismos patogênicos.
- **Coliformes Totais:** Grupo mais amplo de bactérias gram-negativas que inclui espécies naturalmente presentes no ambiente e no trato digestivo de animais. São caracterizadas pela capacidade de fermentar lactose a 35,0 ± 0,5°C em 24-48 horas.

4.3 Delineamento experimental para instalação e análise dos tanques de evapotranspiração

Os resultados das análises da água nas nascentes N1 e N4 evidenciaram a presença de contaminante fecal e esgoto conforme mostrado em Pinto & Coelho, 2024. Mediante esse resultado foi proposto um estudo dos efeitos dos tanques de evapotranspiração (TEvaps) instalados ao longo da nascente N1. Para tanto, foram construídos 12 TEvaps, conforme apresentado na **Figura 16**

4.3.1 Seleção das moradias beneficiadas e critérios escolhidos

A seleção das moradias que seriam beneficiadas com a instalação dos Tanques de Evapotranspiração (TEVap) na Comunidade Vitória baseou-se em critérios legais e técnicos rigorosos (Ferreira *et al.*, 2024). Primariamente, as residências deveriam estar localizadas fora das Áreas de Preservação Permanente (APP), respeitando o limite mínimo de 15 metros do curso d'água, conforme estabelecido pelo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 14.285/2021). Este critério inicial eliminou boa parte das moradias da comunidade.

Para determinar os melhores locais de instalação, foi necessário solicitar perícia técnica, que consistiu em duas etapas complementares. A primeira etapa envolveu uma análise multicritério cartográfica de georreferenciamento, desenvolvida

pela Profa. Elaine Vieira, baseada no processamento de imagens de satélite e drone. Este trabalho foi fundamental para identificar as casas com condições favoráveis para a implantação dos TEVaps, considerando principalmente dois fatores excludentes: a declividade do terreno e a localização em relação às APPs. Terrenos planos foram priorizados por facilitarem o trabalho das retroescavadeiras na construção dos tanques.

A segunda etapa consistiu em um estudo de campo conduzido por uma equipe multidisciplinar formada pela Engenheira Sanitarista Ana Raquel Texeira Resende, pelo cientista social Alysson Armondes da Costa e pelo Eng. Alberto Sáenz-Isla, especialistas em saneamento, questões socioambientais e ecologia aquática, respectivamente. A equipe visitou todas as casas nos córregos em estudo, registrando informações como localização geográfica (UTM), logradouro, número de habitantes, idades, sexo, tipo de tratamento de esgoto existente e o interesse dos moradores na implantação do TEVap.

A partir da integração dos resultados de ambas as perícias técnicas, identificou-se inicialmente que nove moradias no córrego N1 e outras nove no córrego N3-B estavam em áreas aptas para a implantação dos TEVaps. Nos córregos N2 e N3-A, existiam apenas duas e uma moradia elegíveis, respectivamente. Seguindo o critério de agrupamento das casas beneficiadas dentro de um mesmo córrego, as residências nos córregos N2 e N3-A foram descartadas. Adicionalmente, várias moradias no córrego N3-B apresentavam topografia acidentada, impedindo o acesso da retroescavadeira, sendo também descartadas.

Após uma reavaliação conjunta entre a equipe do projeto Isidora e a empresa MAIS AMBIENTE, determinou-se que doze moradias seriam beneficiadas com a instalação de unidades TEVap. Optou-se por concentrar todas essas unidades no córrego da Baixada (N-1), entre os pontos de monitoramento da qualidade da água P-10 e P-12. O quarto e mais importante critério estabelecido foi o consentimento explícito dos moradores em receber os TEVap nos quintais de suas casas, respeitando assim a autonomia das famílias beneficiadas. O objetivo principal desta etapa do projeto foi determinar se a instalação dos TEVaps melhoraria efetivamente a qualidade da água dos córregos.

Figura 16 – Localização das TEVaps instaladas



Fonte: Adaptado de RMPC

4.3.2 Instalação dos Tanques de Evapotranspiração

O dimensionamento dos tanques foi calculado para um volume útil de 2m^3 por unidade, projetado para atender residências com média de 4 adultos. Cada tanque foi construído com dimensões de 2 metros de largura, 1 metro de profundidade e 4 metros de comprimento. A estrutura incluiu câmara cimentada com aditivo impermeabilizante e base de concreto para garantir a contenção adequada do efluente. O sistema incluiu a instalação de pneus na câmara anaeróbia, conforme **Figura 18**, cobertos com pedras, além de um piezômetro para a medição e monitoramento do nível d'água, da poropressão e da condutividade hídrica do solo, penetrando a câmara de pneus e um tubo de drenagem de 50mm de diâmetro, posicionado 10cm abaixo do solo na saída do tanque (Paulo *et al.*, 2019).

Um aspecto fundamental do processo de implementação foi o envolvimento da comunidade local. Através de diálogo constante com os moradores, coordenado principalmente pela liderança comunitária, parte significativa da mão de obra que compôs o processo de instalação foi composta por pessoas da própria comunidade.

Esta abordagem participativa não apenas contribuiu para a redução de custos do projeto, mas também proporcionou capacitação técnica aos moradores, fomentando um sentimento de apropriação e responsabilidade pelo sistema implementado, aspectos essenciais para garantir a sustentabilidade da intervenção a longo prazo.

Figura 17 – Etapas de construção dos tanques de evapotranspiração nas residências selecionadas



Fonte: Adaptado de Pinto & Coelho, 2024

A estrutura das camadas foi constituída por 10cm de brita, seguidos por 10cm de areia e 35cm de solo até o limite superior. O componente vegetal (**Figura 18**) do sistema foi estabelecido com o plantio de 3-4 mudas pequenas de bananeira por unidade, escolhidas por sua capacidade de evapotranspiração e adaptação ao sistema.



Figura 18 – Tanque de Evapotranspiração

Ao final das campanhas de instalação dos TEVaps, foi mensurado o efeito da instalação dos 12 tanques de evapotranspiração na drenagem recuperada na área N1, e foi feita a avaliação da eficácia através da qualidade da água.

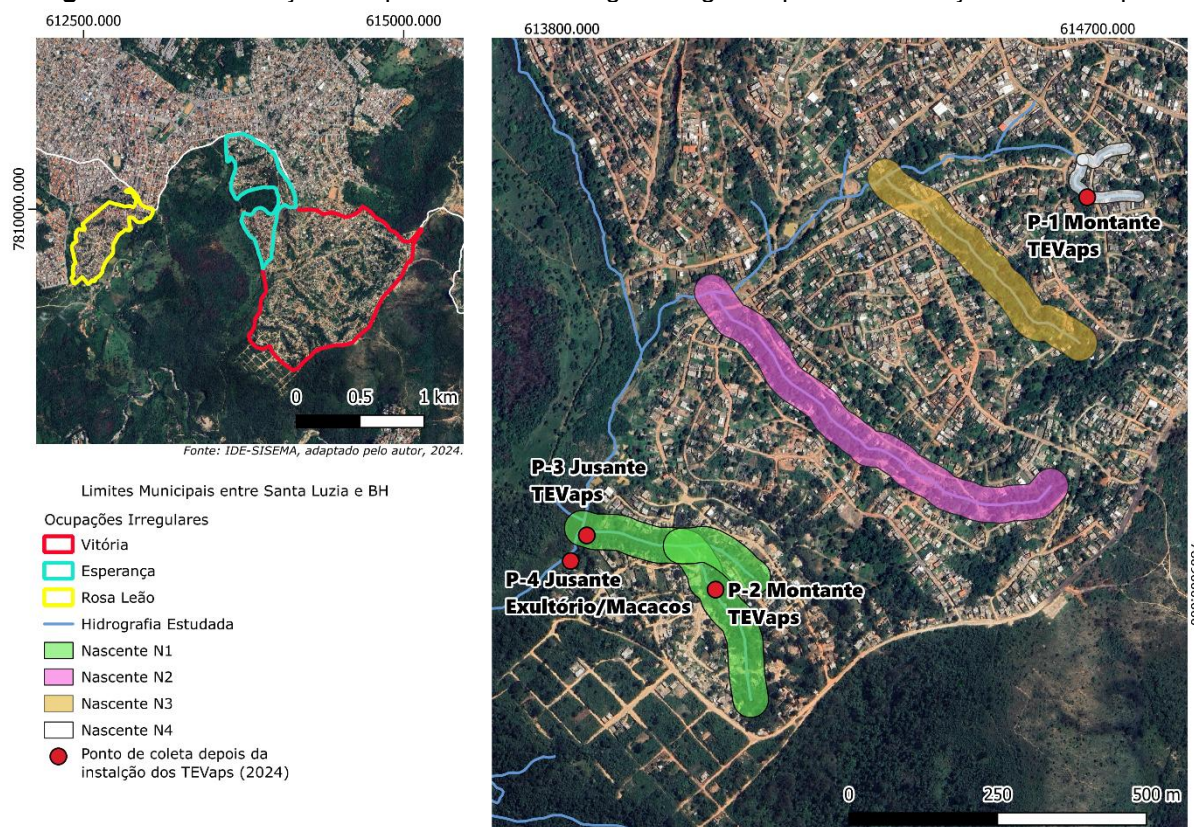
Um ano após a instalação dos TEVaps, foram coletadas amostras de água na área preservada e impactada (**Figura 14**), assim como a montante e a jusante do curso d'água N1 (**Figura 19**) onde os tanques foram instalados. As análises foram feitas utilizando os mesmos parâmetros acima descritos, utilizando-se triplicata das amostras (**Figura 19**).

4.3.3 Análise estatística das amostras coletadas depois da instalação das TEVaps (2024):

A metodologia de coleta e amostragem de água foi estruturada com base em diferentes locais. As amostras foram nas seções onde foram instalados os tanques de evapotranspiração ao longo da nascente N1 um ano após a instalação dos TEVaps. Todas as amostras foram analisadas em triplicata, seguindo os métodos especificados no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", editado pela American Public Health Association, tanto para coleta, manuseio e preservação das amostras quanto para as análises. Os parâmetros analisados incluíram pH, temperatura (°C), condutividade, fósforo (PO₄-), nitrogênio total (N total), amônio, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes totais.

A análise estatística das amostras coletadas em : 1 - Montante TEVAP- N4; 2- Montante TEVAP N1 ; 3- Jusante TEVAP N1; 4- Jusante TEVAP N1/Macacos quanto aos parâmetros: pH, condutividade, BOD, Temperatura, Fosforo, nitrato, coliformes termo tolerante e coliforme totais, foi feita usando ANOVA e as medias foram comparadas usando teste de Tukey's com significância ≤ 0.05 .

Figura 19 – Localização dos pontos de amostragem d'água depois da instalação das TEVaps



Fonte: BhMAP, adaptado pelo autor, 2025

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Resultados da Análise Hídrica

Os resultados apresentados na **Tabela 1** comprovam a presença de esgoto no Córrego Macacos advindo das nascentes trabalhadas N1, N2 N3 e N4 durante os anos de 2022 e 2023. Os resultados indicaram que os parâmetros apresentaram valores intermediários, piores quando comparados aos da área impactada, porém melhores em comparação aos da área preservada. Os principais parâmetros analisados mostraram redução durante o verão, possivelmente devido ao efeito de diluição causado pelas chuvas.

A condutividade nas áreas antropizadas indicou um aumento de cátions, tais como cálcio, potássio, sódio e magnésio (**Gráfico 2**). Contudo o aumento do DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), evidencia maior aporte de matéria orgânica evidenciada pelo maior aporte de esgoto (**Gráfico 3**), assim como os coliformes (**Gráfico 4**), fósforo (**Gráfico 5**) e nitrato (**Gráfico 6**) (**Tabela 1**).

A temperatura (**Gráfico 7**) tende a aumentar durante o verão, fenômeno agravado pelas mudanças climáticas causadas por ações antropogênicas. Tal fenômeno impacta diretamente a capacidade de proliferação dos microrganismos em ambientes aquosos. A **Tabela 1** também mostrou um forte efeito da sazonalidade, especialmente na estação seca. Na estação chuvosa, o efeito de diluição reduziu a concentração de Fósforo e a população microbiana. O número de coliformes aumentou destacadamente nas áreas impactadas em relação a área preservada, confirmando o grande aporte de esgoto.

Tabela 1 – Média dos parâmetros analisados nas avaliações hídricas em 2022 e 2023

Local	Época do ano	pH	Condutividade	DBO	Temperatura	Fósforo	Nitrato	Amônia	Colif. Totais
			µS/cm	mg O ₂ /L	°C	mg P/L	Lmg N_NO ₃ /L	IETmg NH ₃ /L	NMP/100mL
P16 - Córrego Macacos Preservado	Inverno	7,98	246,5	42	16,35	350	180	3.454.995	2,4x10 ⁵
	Verão	7,2	335,5	23,7	22,8	220	300	55,04	2,4x10 ⁵
P21 - Córrego Macacos/ Rib. Isid.	Inverno	7,5	509,5	45,8	19,55	1865	20		9,8x10 ⁵
	Verão	6,9	429,5	24,36	23,15	285	810		15x10 ⁵

Gráfico 2 – Valores comparativos de condutividade na área preservada (P16) e antropizadas (P21) em diferentes sazonalidades

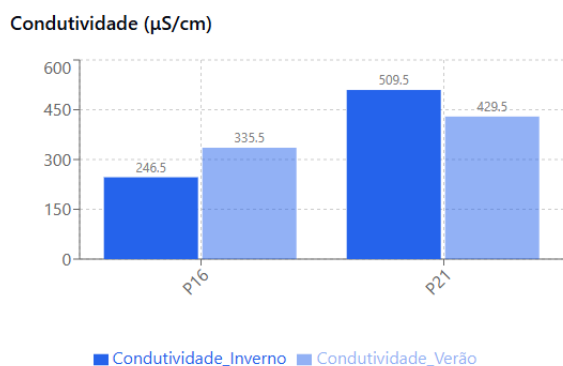


Gráfico 3 – Valores comparativos de DBO na área preservada (P16) e antropizadas (P21) em diferentes sazonalidades

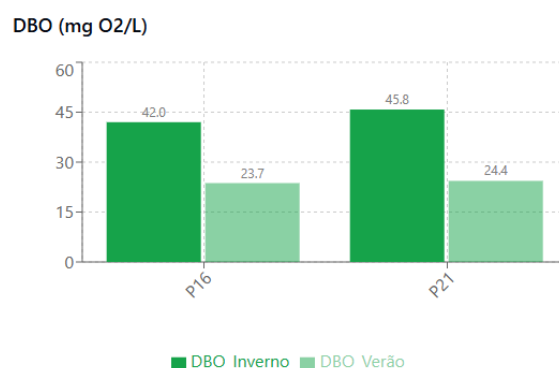


Gráfico 4 – Valores comparativos de Colif. Totais na área preservada (P16) e antropizadas (P21) em diferentes sazonalidades

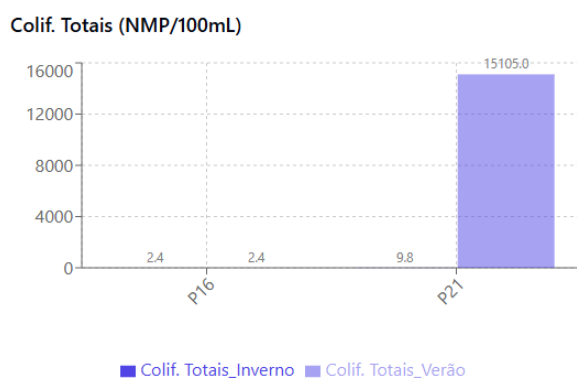


Gráfico 5 – Valores comparativos de fósforo na área preservada (P16) e antropizadas (P21) em diferentes sazonalidades

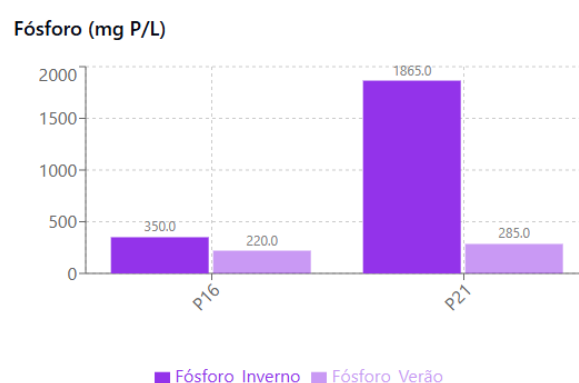


Gráfico 6 – Valores comparativos de nitrato na área preservada (P16) e antropizadas (P21) em diferentes sazonalidades

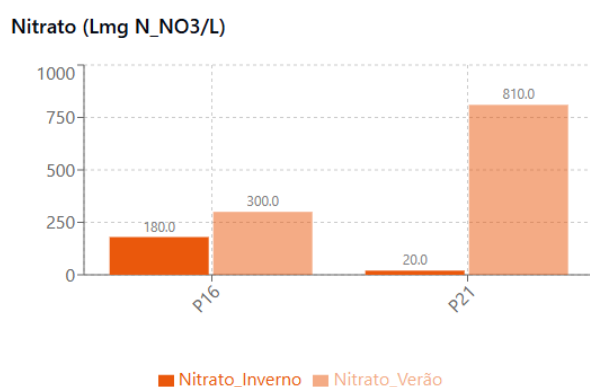
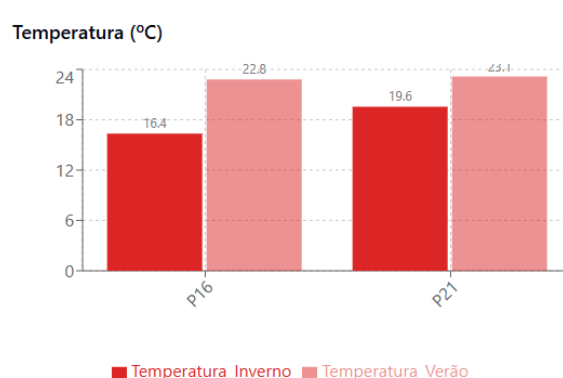


Gráfico 7 – Valores comparativos de temperatura na área preservada (P16) e antropizadas (P21) em diferentes sazonalidades



A **Tabela 2** apresenta os resultados das análises das amostras coletadas a montante e a jusante dos pontos de instalação dos TEVaps. O maior efeito dos TEVaps foi observado no ponto 03 a Jusante, onde foi notada uma redução na DBO,

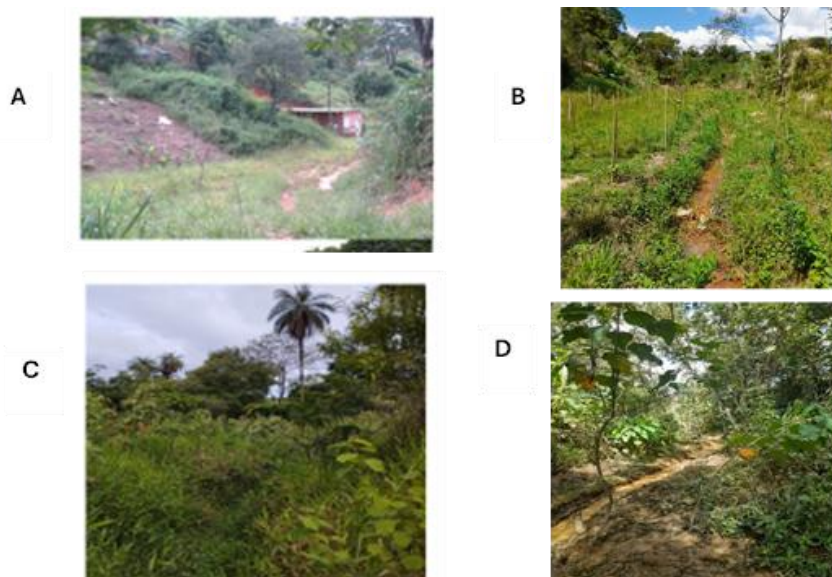
fósforo, nitrato e coliformes tanto termotolerantes quanto totais, especialmente em comparação com o ponto 03 montante após instalação da TEvAP. Estes resultados sugerem a eficácia dos TEVaps após apenas um ano de instalação. O ponto 04 não foi observado o mesmo efeito porque já está muito próximo do córrego macacos (**Figura 19**).

Tabela 2 - Análise comparativa entre os pontos de coleta : 1 : Montante TEVAP- N4; 2- Montante TEVAP N1 ; 3- Jusante TEVAP N1; 4- Jusante TEVAP N1/Macacos. Análise de variância Por Anova e comparação de médias por teste de Tukey's . Os valores em negrito foram significantes com $p \leq 0.05$.

Parâmetros	Médias				Comparação de médias Valores de ($p \leq 0.05$)					
	1	2	3	4	1 x 2	1 x 3	1 x 4	2 x 3	2 x 4	3 x 4
pH	6,9	6,0	6,38	7,8	0,08	0,065	0,002	0,07	0,003	0,001
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	234	237	309	294	0,599	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
BOD (mg/l)	19,0	42,0	6,0	58,0	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	22,3	22,5	22,4	23,7	0,9	1,0	0,7	0,9	0,804	0,76
Fósforo (mg/l)	0,3	1,4	0,3	0,27	0,001	1,0	0,99	0,001	0,001	0,9
Nitrato (Mg/l)	20,6	52,5	2,0	2,0	0,003	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Coliformes termotolerantes (MNP/100 ml)	1,8	2700,0	1800	1800	0,001	0,001	0,001	0,002	0,002	1,0
Coliformes Totais (MNP/100 ml) $\times 10^5$	17,0	1600	110,0	1600	0,001	0,001	0,001	0,001	1,0	0,001

Devemos considerar que a área foi recuperada de 2022 para 2023 com o plantio de espécies arbóreas na mata ciliar (**Figura 20**). Esse impacto também pode ter auxiliado na depuração do esgoto juntamente da instalação das TEVaps.

Figura 20 - A: N1 a montante antes da recuperação ambiental (2022); B: N1 a montante após a recuperação ambiental (2023); C: N1 a jusante antes da recuperação ambiental (2022); D: N1 a jusantes após a recuperação ambiental (2023)



Os principais indicadores de contaminação fecal por esgoto foram revelados pelo aumento de coliformes, DBO, bem como fósforo e nitrato. O aumento de fósforo e nitrato está também relacionado ao despejo de esgoto.

O enriquecimento de fósforo nos rios pode degradar a comunidade vegetal, tanto as plantas superiores quanto as algas, ao alterar o equilíbrio competitivo. Isso tem consequências para todo o ecossistema devido à ruptura da cadeia trófica. Por outro lado, altos níveis de nitrato no rio indicam uma contaminação fecal persistente, o que aumentou o crescimento microbiano e também impacta o crescimento de plantas e algas].

O sistema TEVaps foi capaz de reduzir DBO, coliformes totais e fósforo um ano após sua instalação. Portanto, os resultados obtidos indicam a eficácia do sistema TEVap, confirmando resultados obtidos por Paulo *et al.*, 2019, ao longo de 4 anos. No entanto, nas proximidades do córrego dos Macacos, ponto do exultório (amostras 04), não houve benefícios resultados, sugerindo nova entrada de esgoto, provavelmente proveniente do córrego dos Macacos advindos das outras nascentes.

5.2 Resultados da Análise Edáfica

Tabela 3 – Análise físico química e textural de amostras do solo da mata ciliar do córrego terra vermelha, Córrego Tamboril e do Dreno N4 (afluente de Córrego Macacos) e Córrego Macacos na Casa de Francisco (Preservada)

Local	MO	pH	P	K	Ca	Mg	Al	SB	CTC	V	Argila	Areia	Silte	textura
	g/dm ³		Mg/d m ³	Mmol/dm ³						%	g/kg			
Preservado	18,4	5,1	5	1,4	34	9,5	0,5	46	70,5	63	375	431	195	Franco argilo arenosa
Preservado	16,6	5,4	5	1,5	42	8,5	0,5	52	72,5	71,5	352	431	217	Franco arenosa argilosa
Preservado	17,1	5,0	5	1,4	24	9,0	0	35	87	60	205	740	55	Franco argilo-arenoso
Preservado	19,7	5,2	5	1,4	44	10,0	1,0	56	84	66	544	122	334	Franco argiloso-arenoso
Preservado	20,4	5,1	4	1,1	44	10,0	0,0	55	81	68	479	287	234	Franco argilo-arenoso
Terra Vermelha	9,1	6,6	15	1,7	82,5	3,5	0	87,5	98,5	80	487,5	398	114	Franco areno argilosa
Terra Vermelha	10,3	6,8	22	1,05	92	3	0	96,5	108	80	417,5	452	130,5	Franco arenorgilosa
Terra Vermelha	14,2	7,6	17	1,3	140	5,0	0	146	153	95	431	460	108	Franco argilo-arenoso
Terra Vermelha	7,4	5,9	13	1,7	125	2,0	0	129	144	98	544	336	120	Franco argiloso-arenoso
Terra Vermelha	12,0	7,5	39	1,8	159	4,0	0	164	172	95	568	291	141	Franco argiloso-arenoso
Faz. Velha/Tamboril	15,7	7,4	175	1,55	144	5,0	0	152	160	94,5	252	608	139,5	Franco arenoso
Faz. Velha/Tamboril	16,5	7,3	87,5	3,3	191	6,5	0	201,5	204	96,0	234	640,5	125,5	Franco-arenoso
Faz. Velha/Tamboril	14,8	7,5	96,4	2,6	165	5,9	0	173,5	155	95,3	285	523,9	191,1	Franco-arenoso
Faz. Velha/Tamboril	15,9	7,2	83,6	1,98	148,6	6,3	0	156,9	185	93,8	248	606	146	Franco -arenoso
Faz. Velha Tamboril	16,0	7,4	121,5	2,7	187,4	5,2	0	195,3	156	94,6	247	589	164	Franco -arenoso
N1 curso de água/Macacos	11	5,5	4	1,7	30	6	0,6	37	55	72	320,5	613	66,5	Franco arenoso
N1 Curso de água/Macacos	15,2	5,3	13,5	2,4	42	5,1	0,5	50	70	67	318	605	77	Franco arenoso
N1 Curso de água/Macacos	10,5	5,5	7,6	1,9	32	4,4	0,5	38,5	61,1	68	240	580	180	Franco arenoso
N1 Curso d'água./Macacos	11,4	5,8	11,3	2,2	37	4,9	0,3	44,1	64,6	70	246	620	134	Franco arenoso
N1 Curso d'água/Macacos	9,1	5,4	12,8	1,3	41,8	5,8	0,2	48,9	56,1	66	239	520	241	Franco arenoso

A caracterização granulométrica das amostras de solo evidenciou uma predominância expressiva da fração areia em todas as áreas investigadas, incluindo as nascentes e corpos hídricos da Ocupação Vitória, Córrego Terra Vermelha e Córrego Fazenda Velha/Tamboril, manifestando-se através de uma textura franco-arenosa consistente. Esta matriz física apresentou variações quantitativas significativas, com teores de areia oscilando entre 431 a 740 g/kg nas áreas preservadas e 520 a 640,5 g/kg nas áreas sob influência antrópica.

As zonas preservadas, que servem como áreas de referência, apresentaram características edáficas notavelmente distintas. Nestas áreas, os teores de matéria orgânica oscilaram entre 16,6 e 20,4 g/dm³, refletindo uma elevada estabilidade estrutural do solo. A capacidade de troca catiônica (CTC) foi expressiva variando de 70,5 a 87 mmol/dm³, e saturação por bases (V%) situada no intervalo de 60 a 71,5%, indicando boa disponibilidade de nutrientes essenciais. O cálcio destacou-se como cátion predominante no complexo sortivo, com valores entre 24 e 44 mmol/dm³. A acidez moderada, evidenciada pelo pH entre 5,0 e 5,4, corrobora a presença predominante de matéria orgânica húmica, característica de ambientes florestais preservados.

Em contrapartida, os pontos de amostragem denominados N1 a N4 apresentaram uma assinatura química peculiar. Embora mantenham teores consideráveis de matéria orgânica (9,1 a 15,2 g/dm³), observou-se uma elevação do pH para valores entre 5,3 e 5,8. Essa alteração, associada a alterações na composição da matéria orgânica, sugere fortemente a presença de compostos orgânicos não-húmicos, possivelmente originários de aportes antrópicos, notadamente efluentes domésticos, como sugerido pelos elevados teores de fósforo.

As zonas ripárias dos córregos Terra Vermelha e Tamboril evidenciaram alterações ainda mais pronunciadas em seus atributos pedológicos. Estas áreas apresentaram teores de matéria orgânica variando entre 7,4 e 16,5 g/dm³, indicando uma perda relativa de matéria orgânica florestal. As concentrações extraordinariamente elevadas de fósforo disponível (13 a 175 mg/dm³), aliadas ao pH alcalino (6,6 a 7,6), e à saturação por bases notavelmente alta (80 a 98%), constituem evidências robustas de enriquecimento antropogênico., esse conjunto de fatores é consistente com o aporte continuado de efluentes domésticos ao longo da rede de drenagem, contribuindo para a alteração dos processos biogeoquímicos no solo.

A integração desses dados revela um gradiente inequívoco de influência

antrópica ao longo da área de estudo. Enquanto as áreas preservadas mantêm características típicas de solos florestais, as zonas ripárias demonstram evidências contundentes de enriquecimento nutricional e alterações químicas substanciais, compatíveis com o impacto de efluentes urbanos. Esse cenário sugere uma modificação significativa das propriedades pedológicas naturais, com potenciais implicações para a qualidade ambiental e funcionalidade ecossistêmica das áreas estudadas.

5 CONCLUSÃO

A implementação dos TEVaps na Ocupação Vitória demonstrou-se uma solução promissora para o tratamento descentralizado de efluentes domésticos em áreas urbanas vulneráveis, apresentando resultados significativos após um ano de monitoramento das 12 unidades instaladas. O sistema demonstrou particular eficácia no tratamento dos efluentes, evidenciada principalmente através do desempenho excepcional no ponto Jusante 03, onde o componente vegetal, especialmente as bananeiras (*Musa sp.*), demonstrou expressiva capacidade de evapotranspiração e absorção de nutrientes. Neste ponto, foram observadas reduções notáveis nos parâmetros críticos de qualidade da água, com diminuições significativas na DBO (de 42,0 para 6,0 mg/L), fósforo (1,4 para 0,3 mg/L), nitrato (52,5 para 2,0 mg/L) e coliformes termotolerantes (2700 para 1,80 NMP/100ml).

Esta eficiência pode ser atribuída ao processo integrado de tratamento que ocorre nos TEVaps, onde a câmara anaeróbia realiza a decomposição inicial da matéria orgânica, seguida pela filtração através das diferentes camadas de substrato e pela absorção de nutrientes pelo sistema radicular das bananeiras. Os estudos edáficos nas áreas de implementação forneceram evidências adicionais da eficácia do tratamento, revelando alterações significativas nas propriedades químicas do solo, incluindo elevação do pH e presença de compostos orgânicos não-húmicos, indicadores importantes do processo de tratamento em curso. Socialmente, a implementação do sistema trouxe benefícios imediatos à saúde pública local, reduzindo a exposição da comunidade a agentes patogênicos e melhorando as condições sanitárias das residências atendidas.

Contudo, a pesquisa também identificou limitações importantes, especialmente no ponto do exultório 04, próximo ao Córrego dos Macacos, onde a qualidade da água se mostrou comprometida devido ao aporte adicional de efluentes não tratados provenientes de outras fontes. Neste local, as macrófitas naturais (*Typha sp.*) demonstraram capacidade limitada de autodepuração, sugerindo a necessidade de uma abordagem mais abrangente de gestão, que poderia incluir a implementação de wetlands construídas como complemento aos TEVaps existentes. Este ponto de fragilidade representa também um desafio social, pois evidencia a necessidade de expansão do sistema para garantir equidade no acesso ao saneamento por toda a comunidade.

Apesar do sucesso técnico demonstrado pelos TEVaps, sua replicação e ampliação enfrentam desafios significativos no âmbito das políticas públicas. O atual arcabouço legal do saneamento brasileiro, embora tenha avançado com o Novo Marco Legal (Lei nº 14.026/2020), ainda apresenta lacunas importantes para a institucionalização de soluções baseadas na natureza. Conforme aponta Heller, 2021, existe uma tendência à padronização tecnológica nos instrumentos de planejamento e financiamento do setor, que privilegia sistemas convencionais centralizados em detrimento de alternativas descentralizadas, mesmo quando estas se mostram mais adequadas a determinados contextos socioambientais. A ausência de normativas técnicas específicas que reconheçam e regulamentem estas tecnologias alternativas cria um paradoxo: soluções que demonstram eficácia ambiental na prática enfrentam obstáculos burocráticos para sua legitimação institucional.

Em termos de sustentabilidade, os TEVaps demonstraram vantagens consideráveis por não requererem energia elétrica ou insumos químicos para operação. No entanto, a manutenção de sua eficiência depende de monitoramento contínuo e manejo adequado da vegetação, incluindo a poda regular e remoção do excesso de biomassa das bananeiras, que além de otimizar a evapotranspiração, pode gerar benefícios secundários para a comunidade através do aproveitamento dos frutos. Esta produção de alimentos representa um importante impacto social positivo, contribuindo para a segurança alimentar local e potencialmente gerando renda complementar para as famílias envolvidas na manutenção do sistema.

A experiência da Ocupação Vitória evidencia a necessidade de uma abordagem mais flexível e contextualizada nas políticas públicas de saneamento. Como demonstrado por Melo e Britto, 2022, a universalização do acesso ao saneamento em áreas de ocupação irregular demanda não apenas inovações tecnológicas, mas também arranjos institucionais que reconheçam as especificidades territoriais e sociais destas comunidades. Um caminho promissor seria a integração formal dos TEVaps nos instrumentos de planejamento municipal, como os Planos Municipais de Saneamento Básico, estratégia que encontra respaldo legal na Lei nº 11.445/2007, que prevê a adoção de soluções graduais e progressivas em contextos onde a regularização fundiária ainda está em processo.

Para otimizar o desempenho dos sistemas, especialmente no ponto 04, é interessante a adoção de uma estratégia escalonada de tratamento, integrando diferentes SbN: 1) Ampliação do número de TEVaps para reduzir o volume de

efluentes não tratados; 2) Implementação de wetlands construídas de fluxo subsuperficial, utilizando espécies como *Typha* sp., *Canna* sp. e *Heliconia* sp., conhecidas por sua alta capacidade de remoção de nutrientes e patógenos; 3) Manutenção de zonas-tampão vegetadas entre os sistemas de tratamento e o córrego, e das espécies ripárias adaptadas para contribuir com a proteção e estabilização das margens. A implementação dessas estratégias pode gerar oportunidades de capacitação profissional e empregos locais, fortalecendo o tecido socioeconômico da comunidade.

A integração com outras SbN, como o reflorestamento ripário, sugere potencial sinérgico para a recuperação ambiental. As wetlands construídas, quando adequadamente dimensionadas e mantidas, podem oferecer tratamento adicional através de processos como sedimentação, filtração, absorção e transformações bioquímicas mediadas por microrganismos, potencialmente melhorando a qualidade final do efluente antes de seu lançamento no corpo receptor. Socialmente, a recuperação das áreas degradadas proporciona espaços verdes que podem ser aproveitados para lazer e educação ambiental, promovendo bem-estar e fortalecendo vínculos comunitários.

Os mecanismos de financiamento atuais, fortemente baseados em concessões a operadores privados, tendem a priorizar áreas com maior retorno econômico, deixando à margem comunidades vulneráveis como a Ocupação Vitória. A criação de fundos específicos para soluções descentralizadas, com critérios de avaliação que valorizem cobenefícios sociais e ambientais além da mera eficiência econômica, poderia democratizar o acesso ao financiamento e impulsionar a adoção destas tecnologias em larga escala (Empinotti *et al.*, 2021). A governança participativa, aspecto central da experiência relatada nesta pesquisa, também emerge como elemento-chave para a escalabilidade, reduzindo custos operacionais e fortalecendo a apropriação local e a sustentabilidade a longo prazo.

Propõe-se ainda a implementação de um sistema de monitoramento participativo que envolva a comunidade local na manutenção e acompanhamento do desempenho das SbN. Este sistema deve incluir indicadores de fácil verificação, como aspectos visuais da vegetação, presença de odores e análises periódicas simplificadas da qualidade da água. A capacitação da comunidade para este monitoramento não apenas contribui para a sustentabilidade dos sistemas, mas também fortalece o senso de pertencimento e responsabilidade ambiental. Este

envolvimento comunitário representa um importante impacto social, pois promove governança participativa, educação ambiental e empoderamento dos moradores como agentes de transformação de seu próprio ambiente. A experiência demonstra que sistemas de monitoramento participativo bem estruturados podem criar multiplicadores locais de conhecimento, onde moradores capacitados compartilham suas habilidades com outros membros da comunidade, estabelecendo um ciclo virtuoso de aprendizagem coletiva. Além disso, o registro sistemático de dados por meio de protocolos simplificados permite a criação de séries históricas de informações que podem subsidiar tanto ajustes operacionais quanto políticas públicas mais amplas. A participação da comunidade escolar local, através de projetos de educação ambiental integrados ao currículo, potencializa o alcance do monitoramento e contribui para a formação de uma nova geração consciente da importância do saneamento ecológico.

A experiência documentada nesta pesquisa aponta ainda para a necessidade de abordagens mais integradas nas políticas públicas, que considerem o saneamento não apenas como infraestrutura técnica, mas como um componente de estratégias mais amplas de desenvolvimento urbano sustentável. A articulação entre políticas de saneamento, habitação, recursos hídricos e meio ambiente pode criar sinergias importantes para a disseminação de soluções baseadas na natureza, especialmente em áreas de ocupação informal onde estas políticas frequentemente operam de forma desconectada (Jacobi & Besen, 2017).

Como proposições para trabalhos futuros e gestão do sistema, sugere-se a implementação de programa de monitoramento regular dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, o desenvolvimento de estratégias para controle das fontes externas de contaminação, o estabelecimento de protocolos de manutenção preventiva das unidades, a ampliação do sistema para outras áreas da ocupação e a integração com políticas públicas de saneamento básico. A experiência da Ocupação Vitória representa um marco significativo na aplicação de soluções descentralizadas e baseadas na natureza para o tratamento de efluentes em áreas urbanas vulneráveis, demonstrando que é possível desenvolver soluções de saneamento que sejam simultaneamente eficazes, sustentáveis e socialmente inclusivas. O reconhecimento desta experiência por órgãos públicos pode levar à mudança de paradigmas nas políticas de saneamento, beneficiando outras comunidades em situação similar.

A abordagem integrada, combinando TEVaps, wetlands construídas e manejo

da vegetação ripária, demonstrou não apenas sua viabilidade técnica, mas também seu potencial transformador na promoção da sustentabilidade ambiental e social. Os resultados obtidos transcendem os aspectos puramente técnicos do tratamento de efluentes, revelando um modelo holístico de intervenção que une eficiência operacional, participação comunitária e recuperação ambiental. A significativa melhoria na qualidade da água, especialmente no ponto Jusante 03, evidencia que soluções inspiradas nos processos naturais podem ser tão ou mais efetivas que sistemas convencionais, quando adequadamente implementadas e gerenciadas. Os impactos sociais observados incluem a redução de doenças de veiculação hídrica, a valorização imobiliária das áreas atendidas e a melhoria na qualidade de vida e dignidade dos moradores, que passam a ter acesso a condições básicas de saneamento.

As lições aprendidas e os desafios enfrentados fornecem um valioso conjunto de conhecimentos que pode guiar futuras implementações, contribuindo para a construção de cidades mais resilientes e ambientalmente responsáveis. A experiência nos ensina que o caminho para o saneamento sustentável não reside apenas na tecnologia em si, mas na capacidade de integrar soluções técnicas com processos naturais e participação social. Este caso exemplar demonstra que, quando proporcionamos às comunidades as ferramentas e o conhecimento necessários, elas podem se tornar protagonistas na gestão de seus recursos ambientais, criando um legado de sustentabilidade para as gerações futuras. O impacto social mais significativo talvez seja o despertar da cidadania ambiental na comunidade, transformando uma necessidade básica em oportunidade para o desenvolvimento de novas relações sociais baseadas na cooperação e no cuidado mútuo com o ambiente compartilhado.

6 REFERÊNCIAS

- AHMED, A. M.; KAREEM, S. L. Evaluation of the effectiveness of phytoremediation technologies utilizing Lemna minor in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 1, n. 1, p. 1-13, 2024.
- AKINBILE, C. O. et al. Phytoremediation of domestic wastewaters in free water surface constructed wetlands using Azolla pinnata. **International Journal of Phytoremediation**, v. 5, n. 4, p. 415-430, 2019.
- ALBERT, Christian. Nature-based solutions: criteria. **Nature**, v. 543, p. 315, 2017.
- ALI, H. Q.; ÜÇÜNCÜ, O. Mathematical Assessment of the Wastewater Stabilization Ponds for the Geographical Regions of Turkey. **MATEMATIKA**, p. 191-212, 2023.
- ALI, M. et al. Domestic wastewater treatment by Pistia stratiotes in constructed wetland. **Scientific Reports**, v. 14, n. 7553, p. 1-13, 2024.
- AMAHMID, O. et al. Urban wastewater treatment in stabilization ponds: occurrence and removal of pathogens. **Urban Water**, v. 4, n. 3, p. 255-262, 2002.
- ANSA, E. D. O. et al. The role of algae in the removal of Escherichia coli in a tropical eutrophic lake. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 317-324, 2011.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, 2012.
- ARORA, S. et al. Pathogen removal during wastewater treatment by vermifiltration. **Environmental Technology**, v. 35, n. 17-20, p. 2493-2499, 2014.
- ARORA, S.; SARASWAT, S. Vermifiltration as a natural, sustainable and green technology for environmental remediation: A new paradigm for wastewater treatment process. **Current Research in Green and Sustainable Chemistry**, v. 4, p. 100061, 2021.
- ARRUDA, Amanda Elias; HELLER, Léo. Acesso à água e esgotos em ocupação urbana na Região Metropolitana de Belo Horizonte: efeitos na saúde, qualidade de vida e relações de gênero. **Physis: Revista de Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 32(2), e320204, 2022.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.
- ATANASOVA, N. et al. Nature-Based Solutions and Circularity in Cities. **Circular Economy and Sustainability**, v. 1, p. 319-332, 2021.
- ATHAR, M.; MAHMOOD, A. Nodulation and nitrogen fixation by Tribulus terrestris under natural conditions. **Pakistan Journal of Agricultural Research**, v. 6, p. 101-106, 1985.

- BAGNARA, Anna et al. Future winds: a review of the likely impacts of anthropogenic climate change on wind engineering in the UK. In: 14th UK Conference on Wind Engineering, Southampton, 4-6 de setembro de 2024.
- BALDRIAN, P. Microbial activity and the dynamics of ecosystem processes in forest soils. **Current Opinion in Microbiology**, v. 37, p. 128-134, 2017.
- BAPTISTE, A. K.; FOLEY, C.; SMARDON, R. Understanding urban neighborhood differences in willingness to implement green infrastructure measures: a case study of Syracuse, NY. **Landscape and Urban Planning**, v. 136, p. 1-12, 2015.
- BARBISAN, Ailson et al. Técnica de valoração econômica de ações de requalificação do meio ambiente: aplicação em área degradada. **Estudos Tecnológicos em Engenharia**, v. 5, n. 2, p. 171-185, 2009.
- BARBOSA, Tamires Silva; FURRIER, Max. Ocupações irregulares e impactos sócio-ambientais às margens do Rio Sanhauá, Paraíba - Brasil. **Revista Percorso - NEMO Maringá**, v. 5, n. 2, p. 91-107, 2013.
- BARROS, B. F. et al. Old-growth Ficus trees provide soil water and carbon storage to urban greenspaces in a Brazilian metropolis. **City and Environment Interactions**, v. 24, p. 100171, 2024.
- BASSETT, I. et al. Characterising alligator weed (*Alternanthera philoxeroides*; Amaranthaceae) invasion at a northern New Zealand lake. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 36, p. 216-222, 2012.
- BASSETT, I.; PAYNTER, Q.; BEGGS, J. Decomposition dynamics of invasive alligator weed compared with native sedges in a Northland lake. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 34, p. 324-331, 2006.
- BAUMANN, E. R.; BABBITT, H. E. **An investigation of the performance of six small septic tanks**. University of Illinois Engineering Experiment Station, Bulletin Series No. 409, 1953.
- BELO HORIZONTE. Prefeitura Municipal. Decreto nº 16.888, de 12 de abril de 2018. **Diário Oficial do Município**, 2018.
- BELO HORIZONTE. Lei nº 11.181, de 8 de agosto de 2019. Aprova o Plano Diretor do Município de Belo Horizonte e dá outras providências. **Diário Oficial do Município de Belo Horizonte**, Belo Horizonte, 9 ago. 2019.
- BERNARD, J. M.; SOLANDER, D.; KVĚT, J. Production and nutrient dynamics in *Carex* wetlands. **Aquatic Botany**, v. 30, n. 1, p. 125-147, 1988.
- BEZERRA, et al. Medição De Vazão Em Um Canal Fluvial Utilizando O Método Do Flutuador. In: **Congresso Internacional das Ciências Agrárias COINTER -PDVAgro 2017**. 2017.
- BHATT, I. D.; NEGI, V. S.; RAWAL, R. S. Promoting Nature-Based Solution (NbS) Through Restoration of Degraded Landscapes in the Indian Himalayan Region. In:

DHYANI, S.; GUPTA, A.; KARKI, M. (eds.). **Nature-based Solutions for Resilient Ecosystems and Societies**. Singapore: Springer, 2020. p. 235-252.

BILA, D. M. et al. Avaliação da atividade estrogênica presente em água superficial da Lagoa de Piratininga, RJ. **ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 1-7, 2024.

BOLLER, M. Removal of organic matter by physico-chemical mechanisms in wastewater treatment plants. **Water Science and Technology**, v. 27, n. 11, p. 167-183, 1993.

BORGES PEDRO, J. P. et al. A review of sanitation technologies for flood-prone areas. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 10, n. 3, p. 397-412, 2020.

BOUGHTON, E. H. et al. Refuge effects of *Juncus effusus* in grazed, subtropical wetland plant communities. **Plant Ecology**, v. 212, p. 451-460, 2011.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The Nature and Properties of Soils**. 15. ed. Boston: Pearson Education, Inc., 2017.

BRANDÃO, Euclides Dayvid Alves; LUIZ, Izabella Taranto; SOUZA, Antônio Carlos da Silva. A influência do modelo higienista francês no planejamento urbano de Belo Horizonte no final do século XIX e início do século XX. **e-xacta**, Belo Horizonte, v. 11, n. 1, p. 1-18, 2018.

BRASIL. Decreto nº 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 11 fev. 1993.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 1997.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 8 jan. 2007.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2020.

BRASIL. Lei nº 14.285, de 29 de dezembro de 2021. Código Florestal Brasileiro. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Painel de Informações sobre Saneamento: Esgotamento Sanitário 2022. Brasília: MDR, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt->

br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/painel/es. Acesso em: 22 fev. 2024.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 maio 2011.

BRILLAS, E.; SIRÉS, I.; OTURAN, M. A. Electro-Fenton process and related electrochemical technologies based on Fenton's reaction chemistry. **Chemical Reviews**, v. 109, p. 6570-6631, 2009.

BRITTO, Ana Lucia; REZENDE, Sonaly Cristina. A política pública para os serviços urbanos de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil: financeirização, mercantilização e perspectivas de resistência. **Cadernos Metrópole**, São Paulo, v. 19, n. 39, p. 557-581, 2017.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BULLOCK, A.; ACREMAN, M. The role of wetlands in the hydrological cycle. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 7, n. 3, p. 358-389, 2003.

CALDWELL, O. W. On the life-history of Lemna minor. **Botanical Gazette**, v. 27, n. 1, p. 37-66, 1899.

CAMARGO, A. F. M.; BINI, L. M.; SCHIAVETTI, A. Avaliação dos impactos provocados pelas descargas de esgotos orgânicos em alguns corpos d'água do município de Rio Claro. **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 395-406, 1995.

CAPUTO, U. K. et al. Trincheiras de infiltração instaladas em Belo Horizonte: aspectos operacionais. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 20., 2013.

CARDOSO, L.; QUINTANILHA, P. **Estudo de caso lagoa de piratininga**. Universidade Federal do Rio de Janeiro escola de belas artes, 2018.

CARVALHO, Luis Marcelo Tavares de et al. Monitoramento da Flora Nativa e dos Reflorestamentos de Minas Gerais entre 2005 e 2007. In: **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, Brasil, 2009. p. 2653-2660.

CASTRO, C. E. F.; GRAZIANO, T. T. Espécies do Gênero Heliconia (Heliconiaceae) no Brasil. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, Campinas, v. 3, n. 2, p. 15-28, 1997.

ÇEÇEN, F.; AKTAŞ, Ö. Activated Carbon for Water and Wastewater Treatment: Integration of Adsorption and Biological Treatment. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co., 2011.

CHEN, Wendy Y. Environmental externalities of urban river pollution and restoration: A hedonic analysis in Guangzhou (China). **Landscape and Urban Planning**, v. 157, p. 170-179, 2017.

- CLEMENTS, D. et al. Management of aquatic alligator weed (*Alternanthera philoxeroides*) in an early stage of invasion. **Management of Biological Invasions**, v. 5, p. 327-339, 2014.
- COHEN-SHACHAM, E. et al. (eds.). **Nature-based Solutions to address global societal challenges**. Gland, Switzerland: IUCN, 2016.
- COLEMAN, J. et al. Treatment of Domestic Wastewater by Three Plant Species in Constructed Wetlands. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 128, n. 3, p. 283-295, 2001.
- COLLINS, M. R.; AMY, G. L.; KING, P. H. Removal of organic matter in water treatment. **Journal of Environmental Engineering**, v. 111, n. 6, p. 850-864, 1985.
- CONNOR, David J.; HALL, Anthony J. Sunflower Physiology. In: SCHNEITER, A. A. **Sunflower Technology and Production**. Madison: American Society of Agronomy, 1997. p. 113-213.
- COSTA, Ana Carolina Silva da; ARGUELHES, Delmo de Oliveira. A higienização social através do planejamento urbano de Belo Horizonte nos primeiros anos do século XX. **Universitas Humanas**, Brasília, v. 5, n. 1/2, p. 109-137, 2008.
- COTRUFO, M. F. et al. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. **Nature Geoscience**, v. 6, n. 4, p. 294-298, 2013.
- COUTINHO, Leopoldo Magno. O conceito de bioma. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 13-23, 2006.
- CUI, N. et al. Nitrogen removal performance and mechanism in constructed wetlands under saline conditions: Role of *Canna indica* inoculated with *Piriformospora indica*. **Bioresource Technology**, v. 408, p. 131218, 2024.
- CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tr}). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.
- DAGHRIR, R.; DROGUI, P.; ROBERT, D. Photoelectrocatalytic technologies for environmental applications. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 238, p. 41-52, 2012.
- DARWATI, S.; HASTUTI, E.; NURAENI, R. Performance of Communal Sanitation Facility using Combination of Biodigester-Biofilter and Waste Bank for Domestic Waste Treatment. **MATTER: International Journal of Science and Technology**, v. 5, n. 2, p. 159-174, 2019.
- DAVIDSON, E. A.; JANSSENS, I. A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, v. 440, n. 7081, p. 165-173, 2006.
- DEBONE, D. et al. Is It Time to Build an Ark? The Reality of Climate Change in One of the Worst Climate Tragedies in Brazil. **Preprints.org**, 2024. DOI: 10.20944/preprints202406.1702.v1.

DO, J. M. et al. A feasibility study of wastewater treatment using domestic microalgae and analysis of biomass for potential applications. **Water**, v. 11, n. 11, p. 2294, 2019.

DOTANIYA, M. L.; MEENA, V. D. Rhizosphere Effect on Nutrient Availability in Soil and Its Uptake by Plants: A Review. **Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences**, v. 85, n. 1, p. 1-12, 2014.

ELLIS, J. B. et al. Use of macrophytes for pollution treatment in urban wetlands. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 11, n. 1-4, p. 1-12, 1994.

ELMACI, A.; OZENGİN, N. Performance of duckweed (*Lemna minor* L.) on different types of wastewater treatment. **Journal of Environmental Biology**, v. 28, n. 2, p. 307-314, 2007.

EMBRAPA, 1997. Manual de métodos de análise de solo - Rio de Janeiro: Embrapa Solos,

ENGELHARDT, K. A. M.; RITCHIE, M. E. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. **Nature**, v. 411, n. 6838, p. 687-689, 2001.

EPPO - European and Mediterranean Plant Protection Organization. **Data Sheet on Quarantine Pests: *Alternanthera philoxeroides***. 2024. Disponível em: <https://gd.eppo.int/taxon/ALRPO>. Acesso em: 20 out. 2024.

ERVIN, G. N.; WETZEL, R. G. Allelochemical autotoxicity in the emergent wetland macrophyte *Juncus effusus* (Juncaceae). **American Journal of Botany**, v. 87, p. 853-860, 2000.

EVANOFF, R. Reconciling self, society, and nature in environmental ethics. **Capitalism Nature Socialism**, v. 16, n. 3, p. 107-114, 2005.

FERNANDEZ-GOING, B.; EVEN, T.; SIMPSON, J. The effect of different nutrient concentrations on the growth rate and nitrogen storage of watercress (*Nasturtium officinale* R. Br.). **Hydrobiologia**, v. 705, p. 63-74, 2013.

FERREIRA, J. P.; ISLA, L. A. S.; SCOTTI, M. R. Evapotranspiration tanks for blackwater treatment in a community settlement of Isidora Stream Basin in Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENTAL SCIENCE AND APPLICATIONS, 5., 2024. **Proceedings** [...]. [S.l.: s.n.], 2024.

FLINN, K. M.; LECHOWICZ, M. J.; WATERWAY, M. J. Plant species diversity and composition of wetlands within an upland forest. **American Journal of Botany**, v. 95, n. 10, p. 1216-1224, 2008.

Fonseca, M.T., Gimmler Netto, M. M., De Paula, H. L. M. Santos, G.P., Costa, A C.. C. Almeida, C.E. A., Ferreira, M. C. L. , Silva, L.M. , Mendes, R.S. M., & Scotti M.R. 2024 Recuperação ambiental sustentável e requalificação urbana na Ocupação Vitória In : Recuperação de Florestas águas em ambientes urbanos: Ed: Mota-Pinto. Ricardo.328 p

FONSECA, M. T. et al. Environmental Impact of an Informal Settlement on A Headwater Area at High-Risk Of Erosion in Brazil. In: WORLD CONGRESS ON NEW TECHNOLOGIES, 8., 2022, Prague. **Proceedings [...]**. Prague: NewTech, 2022. p. 141-1.

FONTANA, C. R. **O efeito do nivelamento de estradas florestais na produção de sedimentos**. 2007. Dissertação (Mestrado em Agricultura) - Escola de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

FONTENELLE, T. H.; CORRÊA, W. B. Impactos da urbanização no espelho d'água dos sistemas lagunares de Itaipu e de Piratininga, Niterói (RJ), entre 1976 e 2011. **Boletim de Geografia**, Maringá, v. 32, n. 2, p. 150-157, 2014.

FORZZA, R. C. et al. (Org.). **Catálogo de plantas e fungos do Brasil**. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio: Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2010. v. 1.

FOTI, R. et al. Hydroperiod regime controls the organization of plant species in wetlands. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 48, p. 19596-19600, 2012.

FRANTZESKAKI, N. Seven lessons for planning nature-based solutions in cities. **Environmental Science and Policy**, v. 93, p. 101-111, 2019.

FREITAS, L. S. et al. A falta de saneamento e o impacto ambiental em rios urbanos. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 20.; ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 16.; ENCONTRO DE INICIAÇÃO À DOCÊNCIA, 6., 2016, São José dos Campos. **Anais [...]**. São José dos Campos: Universidade do Vale do Paraíba, 2016. p. 1-6.

GALAL, T. M. et al. Bioaccumulation and rhizofiltration potential of *Pistia stratiotes* L. for mitigating water pollution in the Egyptian wetlands. **International Journal of Phytoremediation**, v. 19, n. 5, p. 440-447, 2017.

GHEZALI, K. et al. Potential of *Canna indica* in Vertical Flow Constructed Wetlands for Heavy Metals and Nitrogen Removal from Algiers Refinery Wastewater. **Sustainability**, v. 14, p. 4394, 2022.

GODOY JUNIOR, E. et al. Comparative Study on Efficiency of Biodigesters Upflow Anaerobic Sludge Blanket Treating Brewery Effluent. **Chemical Engineering Transactions**, v. 38, p. 157-162, 2014.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; BARTON, D. N. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. **Ecological Economics**, v. 86, p. 235-245, 2013.

GOTTLIEB, R.; AZUMA, A.M. Bankside Los Angeles. In: KIBEL, P.S. (Ed.). **Rivertown: Rethinking Urban Rivers**. Cambridge: MIT Press, 2007.

GRASER, A.; OLAYA, V. Processing: A Python Framework for the Seamless Integration of Geoprocessing Tools in QGIS. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 4, n. 4, p. 2219-2245, 2015.

GUEDES, H. A. S. et al. Estudo da capacidade de autodepuração do rio Pomba utilizando o modelo QUAL2KW. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18., 2009. **Anais [...]**. Campo Grande: ABRH, 2009. p. 1-20.

HASSANZADEH, M. et al. Uptake and accumulation of heavy metals by water body and *Azolla filiculoides* in the Anzali wetland. **Applied Water Science**, v. 11, n. 91, 2021.

HEADLEY, T. R.; TANNER, C. C. Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes: an innovative stormwater treatment technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 21, p. 2261-2310, 2012.

HEGER, S. et al. **Otter Tail Water Management District Septic System Use and Maintenance Evaluation**. University of Minnesota, Water Resources Center, 2017.

HILEY, P. D. The reality of sewage treatment using wetlands. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 3, p. 329-338, 1995.

HOUGH, M. **Cities and Natural Process: A Basis for Sustainability**. 2. ed. London: Routledge, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Panorama: Niterói - RJ**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rj/niteroi/panorama>. Acesso em: 28 set. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB [2008]**. Rio de Janeiro: IBGE, [2008]. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pnsb/pnsb-2017>. Acesso em: 15 set. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB [2017]**. Rio de Janeiro: IBGE, [2017]. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pnsb/pnsb-2017>. Acesso em: 15 set. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2010: Belo Horizonte**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/belo-horizonte/panorama>. Acesso em: 08 ago 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2022: Belo Horizonte**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/belo-horizonte/panorama>. Acesso em: 08 ago 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2022: Minas Gerais**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/panorama>. Acesso em: 08 ago 2024.

INSTITUTO DO PATRIMÔNIO HISTÓRICO E ARTÍSTICO NACIONAL. **História – Belo Horizonte**. 2024. Disponível em: <http://portal.iphan.gov.br/pagina/detalhes/1832/>. Acesso em: 08 set 2024.

IRFAN, S.; SHARDENDU. Dynamics of nitrogen in subtropical wetland and its uptake and storage by *Pistia stratiotes*. **Journal of Environmental Biology**, v. 30, n. 6, p. 977-981, 2009.

ISHAQ, H. K. et al. Efficacy of *Lemna minor* and *Typha latifolia* for the treatment of textile industry wastewater in a constructed wetland under citric acid amendment: A lab scale study. **Chemosphere**, v. 283, p. 131107, 2021.

JI, L. et al. A comparative study of the growth and nutrient removal effects of five green microalgae in simulated domestic sewage. **Water**, v. 13, n. 24, p. 3613, 2021.

JORDAN, P.; FRÖHLE, P. Bridging the gap between coastal engineering and nature conservation? A review of coastal ecosystems as nature-based solutions for coastal protection. **Journal of Coastal Conservation**, v. 26, n. 4, p. 1-39, 2022.

JULIEN, M. H.; BOURNE, A. S.; LOW, V. H. K. Growth of the weed *Alternanthera philoxeroides* (Martius) Grisebach (alligator weed) in aquatic and terrestrial habitats in Australia. **Plant Protection Quarterly**, v. 7, p. 102-108, 1992.

JUNK, W. J. et al. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 24, n. 1, p. 5-22, 2014.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2009.

KARUNGAMYE, P.N. Potential of *Canna indica* in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. **Conservation**, v. 2, p. 499-513, 2022.

KESSTRA, S. et al. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. **Science of The Total Environment**, v. 610-611, p. 997-1009, 2018.

KHALID, A. et al. Phytochemical, Cytotoxic, and Antimicrobial Evaluation of *Tribulus terrestris* L., *Typha domingensis* Pers., and *Ricinus communis* L.: Scientific Evidences for Folkloric Uses. **Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine**, v. 2022, p. 1-11, 2022.

KARA, Y. Bioaccumulation of Cu, Zn and Ni from the wastewater by treated *Nasturtium officinale*. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 2, n. 1, p. 63-67, 2005.

KIMURA A. C.; BAPTISTA M. B.; SCOTTI M. R. Soil humic acid and aggregation as restoration indicators of a seasonally flooded riparian forest under buffer zone system. **Ecological Engineering**, v. 98, p.146-156, 2017.

KIMURA, A. C.; SCOTTI, M. R. Soil aggregation and arbuscular mycorrhizal fungi as indicators of slope rehabilitation in the São Francisco River basin (Brazil). **Soil & Water Research**, v. 11, n. 2, p. 114-123, 2016.

KLIMENKO, N. et al. Bioregeneration of activated carbons by bacterial degraders after adsorption of surfactants from aqueous solutions. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 230, n. 1-3, p. 141-158, 2003.

KOCH, M. S.; MENDELSSOHN, I. A.; MCKEE, K. L. Mechanism for the hydrogen sulfide-induced growth limitation in wetland macrophytes. **Limnology and Oceanography**, v. 35, n. 2, p. 399-408, 1990.

KONNERUP, D. et al. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 2, p. 248-257, 2009.

KOROTTA-GAMAGE, S. M.; SATHASIVAN, A. A review: Potential and challenges of biologically activated carbon to remove natural organic matter in drinking water purification process. **Chemosphere**, v. 167, p. 120-138, 2017.

KULSHRESHTHA, N. M. et al. Exploring the contribution of plant species in the performance of constructed wetlands for domestic wastewater treatment. **Bioresource Technology Reports**, v. 18, Jun. 2022.

KUMAR, T. et al. Evaluation of vermifiltration process using natural ingredients for effective wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v.75, p.370-377, 2015.

LAANBROEK, H. J. Methane emission from natural wetlands: interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. a mini-review. **Annals of Botany**, v. 105, n. 1, p. 141-153, Jan. 2010.

LAVOIE, C. et al. Exotic plant Species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. **Journal of Biogeography**, v. 30, n. 4, p. 537–549, Abr. 2003.

LEFEBVRE, Henri. **La production de l'espace**. 2. ed. Paris: Éditions Anthropos, 1981.

LEON-HUALLPA, E. F. et al. Efficiency of prefabricated biodigesters in the treatment of domestic wastewater in dispersed rural localities. **E3S Web of Conferences**, v. 405, p. 04035, 2023.

LEWI, D. M.; HOPP, H. E.; ESCANDÓN, A. S. Sunflower (*Helianthus annuus* L.). In: WANG, K. (Ed.). **Methods in Molecular Biology**, vol. 343: *Agrobacterium* Protocols. 2/e, volume 1. Totowa, NJ: Humana Press Inc., 2006. p. 291-297.

LI, Hongyan et al. Experiencing Urban Green and Blue Spaces in Urban Wetlands as a Nature-Based Solution to Promote Positive Emotions. **Forests**, v. 13, n. 473, p. 1-17, 2022.

LI, K. et al. Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery: A review. **Bioresource Technology**, v. 291, p. 121934, 2019.

LI, W.; ZHOU, Q.; HUA, T. Removal of organic matter from landfill leachate by advanced oxidation processes: a review. **International Journal of Chemical Engineering**, v. 2010, Article ID 270532, 2010.

LIMA, M. S. de. **Relações solo-floresta em Fragmento de Mata Atlântica em Pernambuco**. 2015. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2015.

LIRA, Marcelo Abdon et al. Desempenho produtivo de cultivares de girassol (*Helianthus annuus*. L.) sob condições irrigadas no Rio Grande do Norte. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MAMONA, 4.; SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE OLEAGINOSAS ENERGÉTICAS, 1., 2010, João Pessoa. **Anais [...]**. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2010. p. 1710-1713.

LIU, J.; DIAMOND, J. China's environment in a globalizing world. **Nature**, v. 435, p. 1179-1186, 2005.

LOWRANCE, R., et al. Water quality functions of riparian forest buffers in chesapeake bay watersheds. **Environmental Management**, v. 21, p. 687-712, 1997.

LOWRANCE, R. et al. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. **BioScience**, v. 34, n. 6, p. 374-377, 1984.

LU, Q. et al. Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 17, p. 84-96, 2010.

MACEK, C. L.; HALE, R. L.; BAXTER, C. V. Dry Wetlands: Nutrient Dynamics in Ephemeral Constructed Stormwater Wetlands. **Environmental Management**, v. 65, p. 32-45, 2020.

MAES, Joachim; JACOBS, Sander. Nature-Based Solutions for Europe's Sustainable Development. **Conservation Letters**, v. 10, n. 1, p. 121-124, jan./fev. 2017.

MAHAPATRA, S.; SAMAL, K.; DASH, R. R. Waste Stabilization Pond (WSP) for wastewater treatment: A review on factors, modelling and cost analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 308, p. 114668, 2022.

MALTCHIK, L. et al. Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, n. 2, p. 137-151, 2004.

MARA, Duncan. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. London: Routledge, 2004.

MARQUES, N. S. **Análise do projeto Parque Orla Piratininga Alfredo Sirkis - Niterói/RJ**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Gestão de Projetos Ambientais) - Instituto Federal do Rio de Janeiro, Niterói, 2021.

MATEO-DÍAZ, N.F. et al. Remediation of River Water Contaminated with Whey Using Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands with Ornamental Plants in a Tropical Environment. **Water**, v. 15, p. 3456, 2023.

- MAYER, P. M. et al. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. **Journal of Environmental Quality**, v. 36, n. 4, p. 1172-1180, 2007.
- MCGLUE, M. M. et al. Lacustrine records of Holocene flood pulse dynamics in the Upper Paraguay River watershed (Pantanal wetlands, Brazil). **Quaternary Research**, v. 78, n. 2, p. 285-294, 2012.
- MEHTA, S.K.; GAUR, J.P. Characterization and optimization of Ni and Cu sorption from aqueous solution by *Chlorella vulgaris*. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 1-13, 2001.
- MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; MURATORE, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, v. 63, n. 3, p. 621-626, 1982.
- MELO, T. A. T. et al. Trincheira de infiltração como técnica compensatória no manejo das águas pluviais urbanas. **Ambiente Construído**, v. 16, n. 3, p. 53-72, 2016.
- MEZRIOUI, N. et al. A microcosm study of the survival of *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium* in brackish water. **Water Research**, v. 29, p. 459-465, 1995.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biomás**. 2024. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/biomas.html>. Acesso em: 04 jan. 2024.
- MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Washington, DC: Cemex, 2004.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Hotspots Revisited. **CEMEX**, dezembro 2004.
- MOHEDANO, R.A. et al. Does duckweed ponds used for wastewater treatment emit or sequester greenhouse gases? **Science of The Total Environment**, v. 691, p. 1043-1050, 2019.
- MOONDRA, N.; JARIWALA, N. D.; CHRISTIAN, R. A. Sustainable treatment of domestic wastewater through microalgae. **International Journal of Phytoremediation**, v. 22, n. 14, p. 1-7, 2020.
- MOORE, Jason W. Antropoceno ou Capitaloceno? Seria o homo sapiens a causa da destruição do planeta? **Outras Palavras**, v.1, n.1, p.1-9, ago. 2022.
- MOSER, S. C. Communicating climate change: history, challenges, process and future directions. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change**, v. 1, n. 1, p. 31-53, 2010.
- MOURA, M. A. M.; FRANCO, D. A. S.; MATALLO, M. B. Manejo integrado de macrófitas aquáticas. **Biológico**, v. 71, n. 1, p. 77-82, 2009.
- MUFARREGE, M. M. et al. Response of *Pistia stratiotes* to heavy metals (Cr, Ni, and Zn) and phosphorous. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 58, p. 53-61, 2010.

MURPHY, K. J. et al. Aquatic plant communities and predictors of diversity in a subtropical river floodplain: the upper Rio Paraná, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 77, p. 257-276, 2003.

MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, fev. 2000.

NAIMAN, Robert J.; DÉCAMPS, Henri. The ecology of interfaces: Riparian Zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621-658, 1997.

NATIONAL WEATHER SERVICE. **2024 Hurricane Beryl**. Disponível em: <https://www.weather.gov/lch/2024Beryl>. Acesso em: 22 out. 2024.

NAWROCKI, J.; KASPRZYK-HORDERN, B. The efficiency and mechanisms of catalytic ozonation. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 99, p. 27-42, 2010.

NOAA. **Hurricane Milton Eyes Florida**. Disponível em: <https://www.nesdis.noaa.gov/news/hurricane-milton-eyes-florida>. Acesso em: 22 out. 2024.

NITERÓI. **A cidade**. Disponível em: <https://niteroi.rj.gov.br/niteroi/>. Acesso em: 28 out. 2024.

ONSITE SEWAGE TREATMENT PROGRAM. **Manual for Septic Professionals in Minnesota**. 2. ed. St. Paul: University of Minnesota, 2011.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Transformando Nosso Mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro: UNIC Rio, 2015.

O'HOGAIN, S.; MCCARTON, L. Nature-Based Solutions. In: O'HOGAIN, S.; MCCARTON, L. **A Technology Portfolio of Nature Based Solutions**. Springer International Publishing AG, 2018. p. 1-9.

OLADEJO, O. S. et al. Wastewater treatment using constructed wetland with water lettuce (*Pistia stratiotes*). **International Journal of Chemical, Environmental & Biological Sciences**, v. 3, n. 2, p. 119-124, 2015.

OEPP/EPPO. Data sheets on pests recommended for regulation. **EPPO Bulletin**, v. 46, n. 1, p. 8-13, 2016.

OSAKA, S.; BELLAMY, R.; CASTREE, N. Framing "nature-based" solutions to climate change. **WIREs Climate Change**, v. 12, n. 5, p. 1-20, 2021.

OTTO, B.; MCCORMICK, K.; LECCESE, M. **Ecological Riverfront Design: Restoring Rivers, Connecting Communities**. Chicago: American Planning Association, 2004.

OYUELA LEGUIZAMO, M. A.; FERNÁNDEZ GÓMEZ, W. D.; GUTIÉRREZ SARMIENTO, M. C. Native herbaceous plant species with potential use in phytoremediation of heavy metals, spotlight on wetlands - a review. **Chemosphere**, v. 168, p. 1230-1247, 2017.

PALMER, Clare; MCSHANE, Katie; SANDLER, Ronald. Environmental Ethics. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 39, p. 419-442, 2014.

PAN, X. et al. The influence of abiotic stress and phenotypic plasticity on the distribution of invasive *Alternanthera philoxeroides* along a riparian zone. **Acta Oecologica**, v. 30, n. 3, p. 333-341, 2006.

PANIZZA, M.; CERISOLA, G. Direct and mediated anodic oxidation of organic pollutants. **Chemical Reviews**, v. 109, p. 6541-6569, 2009.

PATTERSON, R. A. Peat treatment of septic tank effluent. In: PATTERSON, R.A. (Ed.) **Proceedings of On-site '99 Conference: Making on-site wastewater systems work**. Armidale: Lanfax Laboratories, 1999. p. 273-281.

PAU, C. et al. Filtering capacity of *Daphnia magna* on sludge particles in treated wastewater. **Water Research**, v. 47, p. 181-186, 2013.

PAULO, P. L. et al. Evapotranspiration tank for the treatment, disposal and resource recovery of blackwater. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 147, p. 61-66, 2019.

PEITER, T. V.; POLETO, C. Estudos dos efeitos de trincheiras de infiltração sobre o escoamento superficial. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 14, n. 2esp, p. 57-67, 2012.

PINTO, G. E.; PIRES, A.; GEORGES, M. R. R. O Antropoceno e a mudança climática: a percepção e a consciência dos brasileiros segundo a pesquisa IBOPE. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 54, p. 1-25, 2020.

POTSCHIN, M. et al. Nature-based solutions. **OpenNESS Synthesis Paper**, n. 18, p. 1-5, 2015.

[Continuo com as referências restantes]

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa, 2000.

PREFEITURA DE BELO HORIZONTE. **BHMap: Mapa da Rede de Esgoto**. Belo Horizonte: PBH, 2024.

PREFEITURA DE BELO HORIZONTE. **BHMap: Mapa da Rede de Esgoto e Bacias Hidrográficas**. Belo Horizonte: PBH, 2024.

PRIMEIROS passos com o QGIS: Apresentação da interface. **Descomplica QGIS**. [S. l.], 30 jun. 2023. 1 vídeo (9 min). Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=WpXuLS6x6c>. Acesso em: 20 jun. 2024.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS: A Free and Open Source Geographic Information System**. Disponível em: <https://www.qgis.org/>. Acesso em: 28 out. 2024.

RAYMOND, C. M. et al. A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas. **Environmental Science & Policy**, v. 77, p. 15-24, 2017.

- REJMÁNKOVÁ, E. Nutrient resorption in wetland macrophytes: comparison across several regions of different nutrient status. **New Phytologist**, v. 167, n. 2, p. 471-482, 2005.
- REJMÁNKOVÁ, E. The role of macrophytes in wetland ecosystems. **Journal of Ecology and Environment**, v. 34, n. 4, p. 333–345, 2011.
- REHMAN, F. et al. Optimal root oxygen release from two macrophytes *Saururus cernuus* L. and *Pistia stratiotes* L. varies with light and temperature in simulated constructed wetlands microcosms. **Rhizosphere**, v. 26, p. 100697, 2023.
- RIPPLE, William J. et al. The 2024 state of the climate report: Perilous times on planet Earth. **BioScience**, p. 1–13, 2024.
- ROCHA, Mônica de Aquino Galeano da Hora, et al. PARQUE ORLA PIRATININGA ALFREDO SIRKIS – Implantação de Infraestrutura Sustentável para Recuperação Socioambiental de um sistema lagunar urbano. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA, 30., 2022. **Anais [...]**. 2022.
- RODRIGUES, S. B. L. et al. Levantamento e Análise de Sistemas de Drenagem Urbana Sustentável em Projetos de Arquitetura e Urbanismo. p. 160-177, 2024.
- SAAPI, S.S.Y. et al. New developments on vermifiltration as a bio-ecological wastewater treatment technology: Mechanism, application, performance, modelling, optimization, and sustainability. **Heliyon**, v.10, e25795, 2024.
- SADEGHI, R. et al. A review of some ecological factors affecting the growth of *Azolla* spp. **Caspian Journal of Environmental Sciences**, v. 11, n. 1, p. 65-76, 2013.
- SANTOS, Leticia Ribeiro; GALERA, Izabella. **Vitória: Resistência na Bacia da Isidora**. 2024.
- SBARDELLA, L. et al. Advanced biological activated carbon filter for removing pharmaceutically active compounds from treated wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 636, p. 519-529, 2018.
- SERRA, T. et al. Disinfection and particle removal by a nature-based *Daphnia* filtration system for wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 50, p. 103238, 2022.
- SERRA, T. et al. *Daphnia magna* filtration, swimming and mortality under ammonium, nitrite, nitrate and phosphate. **Science of the Total Environment**, v. 656, p. 331-337, 2019.
- SHEN, J. et al. Effect of environmental factors on shoot emergence and vegetative growth of alligatorweed (*Alternanthera philoxeroides*). **Weed Science**, v. 53, p. 471-478, 2005.
- SHUTES, R. B. E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment International**, v. 26, n. 5-6, p. 441-447, 2001.

SILVESTRIM, Eneida Guerra et al. Uma visão sobre a degradação ambiental causada pelas ocupações irregulares em áreas verdes na cidade de Manaus-AM. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 16, e290101623764, 2021.

SIMPSON, David. **The Economics of Nature-based Solutions: Current Status and Future Priorities**. Nairóbi: United Nations Environment Programme, 2020.

SOMARAKIS, G. et al. **Think Nature Nature-Based Solutions Handbook**. European Union, 2019.

SPELLMAN, F. R.; DRINAN, J. E. **Wastewater Stabilization Ponds**. Boca Raton: CRC Press, 2014.

STEVČIĆ, Č. et al. Efficiency of *Daphnia magna* in removal of green microalgae cultivated in Nordic recirculating aquaculture system wastewater. **Algal Research**, v. 52, p. 102108, 2020.

SWIFT, M. J. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1979.

SYRANIDOU, E. et al. *Juncus* spp.—The helophyte for all (phyto)remediation purposes? **New Biotechnology**, v. 38, p. 43-55, 2017.

TCHOBANOGLIOUS, George et al. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2017.

THERIOT, C.; TZOUMIS, K. Bankside Chicago. In: KIBEL, P.S. (Ed.). **Rivertown: Rethinking Urban Rivers**. Cambridge: MIT Press, 2007.

TIAN, Chuyin et al. Northward Shifts of the Sahara Desert in Response to Twenty-First-Century Climate Change. **Journal of Climate**, v. 36, n. 9, p. 3417-3432, 2023.

TOMASZTÍK, J.; SALOŇ, Š.; PIROH, R. Horizontal accuracy and applicability of smartphone GNSS positioning in forests. **Forestry**, v. 90, n. 2, p. 187-198, 2017.

TUNDISI, José Galizia. Governança da água. **Revista da UFMG**, Belo Horizonte, v. 20, n. 2, p. 222-235, 2013.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. Cincinnati: Office of Research and Development, 2000.

VAN DER VALK, A. G. Succession in Wetlands: a gleasonian approach. **Ecology**, v. 62, n. 3, p. 688-696, 1981.

VAZ, S. A. et al. Recent reports on domestic wastewater treatment using microalgae cultivation: Towards a circular economy. **Environmental Technology & Innovation**, v. 30, p. 103107, 2023.

VELOSO, Henrique P.; GÓES FILHO, Luiz. **Fitogeografia brasileira: classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical**. Salvador: IBGE: Projeto RADAMBRASIL, 1982.

VYMAZAL, Jan. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 475-477, 2005.

VYMAZAL, Jan. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**, v. 674, n. 1, p. 133-156, 2011.

WALKER, T. S. et al. Root exudation and rhizosphere biology. **Plant Physiology**, v. 132, n. 1, p. 44-51, 2003.

WETZEL, R. G.; HOWE, M. J. High production in a herbaceous perennial plant achieved by continuous growth and synchronized population dynamics. **Aquatic Botany**, v. 64, p. 111-129, 1999.

XU, Z. et al. Plant and microbial communities responded to copper and/or tetracyclines in mycorrhizal enhanced vertical flow constructed wetlands microcosms with *Canna indica* L. **Journal of Hazardous Materials**, v. 451, p. 131114, 2023.

YANG, R. et al. The Invasion of *Alternanthera philoxeroides* Increased Soil Organic Carbon in a River and a Constructed Wetland With Different Mechanisms. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 8, p. 574528, 2020.

ZAYED, A.; GOWTHAMAN, S.; TERRY, N. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, n. 3, p. 715-721, 1998.