

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Instituto de Geociências
Programa de Pós-Graduação em Geografia

Mirella Nazareth de Moura

HIDROSSISTEMAS URBANOS E PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS:
avaliação em parques municipais de Belo Horizonte

Belo Horizonte
2025

Mirella Nazareth de Moura

**HIDROSSISTEMAS URBANOS E PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS:
avaliação em parques municipais de Belo Horizonte**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Instituto de Geociências, da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito para a obtenção do título de Doutora em Geografia.

Área de concentração: Geografia Física

Orientador(a): Prof. Dr. Diego Rodrigues Macedo

Coorientador: Prof. Dr. Antônio Pereira Magalhães Júnior

Belo Horizonte
2025

M929h
2025

Moura, Mirella Nazareth de.

Hidrossistemas urbanos e provisão de serviços ecossistêmicos [manuscrito] : avaliação em parques municipais de Belo Horizonte / Mirella Nazareth de Moura. – 2025.

256 f., enc. il. (principalmente color.)

Orientador: Diego Rodrigues Macedo.

Co-orientador: Antônio Pereira Magalhães Júnior.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2025.

Bibliografia: f. 217-234.

Inclui apêndices.

1. Rios – Recuperação – Teses. 2. Serviços ambientais – Teses. 3. Parques urbanos – Belo Horizonte (MG) – Teses. 4. Hidrologia urbana – Teses. I. Macedo, Diego Rodrigues. II. Magalhães Junior, Antônio Pereira. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Geociências. IV. Título.

CDU: 911.2:556(815.1)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

COLEGIADO DO CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

FOLHA DE APROVAÇÃO

HIDROSSISTEMAS URBANOS E PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: Avaliação em Parques Municipais de Belo Horizonte

MIRELLA NAZARETH DE MOURA

Tese de Doutorado defendida e aprovada, no dia 15 de setembro de 2025, pela Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

Miguel Fernandes Felipe

UFJF

Adilson Pinheiro

UFSC

Camila Costa de Amorim Amaral

UFMG

Sônia Maria Carvalho Ribeiro

UFMG

Luís Felipe Soares Cherem

IGC/UFMG

Antônio Pereira Magalhães Júnior - Coorientador

IGC/UFMG

Diego Rodrigues Macedo - Orientador

IGC/UFMG

Belo Horizonte, 15 de setembro de 2025.



Documento assinado eletronicamente por **Antonio Pereira Magalhaes Junior, Professor do Magistério Superior**, em 16/09/2025, às 15:30, 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 **Adilson Pinheiro, Usuário Externo**, em 16/09/2025, às 15:36, 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 **Diego Rodrigues Macedo, Professor do Magistério Superior**, em 19/09/2025, às 13:53, 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 **Luis Felipe Soares Cherem, Professor do Magistério Superior**, em 20/09/2025, às 09:32, 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 **Camila Costa de Amorim Amaral, Professora do Magistério Superior**, em 08/10/2025, às 11:17, 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 **Sonia Maria Carvalho Ribeiro, Professora do Magistério Superior**, em 11/10/2025, às 13:27, 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 **Miguel Fernandes Felipe, Usuário Externo**, em 13/10/2025, às 22:25, 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 **4536457** e o código CRC **9420E9AF**.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
IGC - COLEGIADO DE PÓS-GRADUAÇÃO - SECRETARIA

ATA DE DEFESA DE TESE

Às 08:30 horas do dia 15 de setembro de 2025 no Auditório do IGC/UFMG, realizou-se a sessão pública para a defesa da Tese de **Mirella Nazareth de Moura**. A presidência da sessão coube ao Prof. Diego Rodrigues Macedo - orientador. Inicialmente, o presidente fez a apresentação da Comissão Examinadora assim constituída: Miguel Fernandes Felipe(UFJF), Adilson Pinheiro(UFSC), Camila Costa de Amorim Amaral(UFMG), Sônia Maria Carvalho Ribeiro(UFMG), Antônio Pereira Magalhães Júnior(IGC/UFMG), Luís Felipe Soares Cherem(IGC/UFMG) e Diego Rodrigues Macedo(IGC/UFMG) orientador. Em seguida, a candidata fez a apresentação do trabalho que constitui sua **Tese de Doutorado**, intitulada: *"HIDROSSISTEMAS URBANOS E PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS: Avaliação em Parques Municipais de Belo Horizonte"* Seguiu-se a arguição pelos examinadores e logo após, a Comissão reuniu-se, sem a presença da candidata e do público e decidiu considerar **aprovada a Tese de Doutorado**. O resultado final foi comunicado publicamente à candidata pelo presidente da Comissão. Nada mais havendo a tratar, o presidente encerrou a sessão e lavrou a presente ata que, depois de lida, se aprovada, será assinada pela Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 15 de setembro de 2025.

Assinatura dos membros da banca examinadora:



Documento assinado eletronicamente por **Antonio Pereira Magalhaes Junior, Professor do Magistério Superior**, em 16/09/2025, às 15:30, 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 **Adilson Pinheiro, Usuário Externo**, em 16/09/2025, às 15:34, 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 **Diego Rodrigues Macedo, Professor do Magistério Superior**, em 19/09/2025, às 13:53, 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 **Luis Felipe Soares Cherem, Professor do Magistério Superior**, em 20/09/2025, às 09:32, 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 **Camila Costa de Amorim Amaral, Professora do Magistério Superior**, em 08/10/2025, às 11:17, 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 **Sonia Maria Carvalho Ribeiro, Professora do Magistério Superior**, em 11/10/2025, às 13:27, 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 **Miguel Fernandes Felipe, Usuário Externo**, em 13/10/2025, às 22:25, 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 **4536477** e o código CRC **DC8602C7**.

Aos meus professores ao longo da minha jornada que me inspiraram, ensinaram e guiaram. Especialmente uma no fundamental (*in memoriam*), que me mostrou o que era a ciência geográfica e outro, na faculdade, que me mostrou porque eu deveria continuar nela.

AGRADECIMENTOS

Termino aqui mais uma etapa acadêmica da minha vida e não poderia ter percorrido esta jornada de 4 anos (e alguns meses de prorrogação) sozinha.

Aos meus pais, serei eternamente grata ao apoio e compreensão, da necessidade de me mudar de casa e de cidade, entendendo que não seríamos mais nós três todos os dias, ou nos finais de semana e ou nas viagens de feriados. Sou grata ao suporte para começar uma vida em outro lugar e sou grata a todas as visitas que amenizavam a saudade de casa. E a minha mãe, em específico, por ser meu maior exemplo de carreira, família, responsabilidade, disciplina, autonomia e confiança.

Agradeço também a minha família que sempre vibrou a cada degrau que eu subi e que comemora hoje mais um e também sou muito grata ao Jader, que nos meses finais desta etapa trouxe abrigo em meio a tempestade e leveza em meio ao caos.

Agradeço aos meus orientadores Diego Macedo e Antônio Magalhães pelos ensinamentos, direcionamentos, por todas as horas acumuladas de orientações e pelo apoio em campo e laboratório.

Meu percurso foi iluminado por pessoas incríveis que conheci ao longo dos quatro anos de IGC e que vou levar com muito carinho por todo o sempre: Alessandra, Leilson, Luís Ortiz e Bárbara, que deixaram o processo mais leve e menos solitário. Além disso, dos colegas que fiz no IGC não poderia deixar de expressar minha enorme gratidão ao Heitor, meu “irmão de orientação”, pela ajuda minuciosa e toda atenção e paciência comigo no começo dos tratamentos estatísticos desta pesquisa.

A grande quantidade de dados primários desta tese, foram adquiridos através de muitas campanhas de campo mensais, seguidas de dias consecutivos em laboratório, durante horas e horas. Eu jamais teria coletado e analisado tudo isso sozinha e deixo aqui minha imensa gratidão aos (na época) alunos de IC: Dayane, Ana Elisa, Douglas, Hiolanda, Fernando (nosso técnico do laboratório de Geomorfologia e Recursos Hídricos) e aos colegas do LEB – Laboratório de Ecologia de Bentos.

As minhas amigas de longa data da UFJF Ane Elyse, Hiara, Nicolle, Sara e Isabel que sempre se entusiasmam com minhas conquistas, deixo aqui minha gratidão e admiração, pois também sou uma grande entusiasta da jornada de vocês. E aos meus amigos da vida Mayara e Eduardo por me ensinarem a cada dia mais, da maneira mais genuína de todas, sobre como a conquista do seu amigo, é também a sua.

Trago no coração o apoio do meu amigo de longuíssima data Vinicius Jr e da sua família, que gentilmente, me deram todo o apoio possível no começo do meu doutorado, quando eu ainda não morava em Belo Horizonte, e por todo o companheirismo ao longo desses quatro anos, agora finalmente morando na mesma cidade.

Trabalhar na Amplo me trouxe experiências e convivências incríveis que estavam além das minhas expectativas e deixo aqui meu reconhecimento a minha coordenadora Justine Bueno, que sempre me forneceu todo o apoio que eu precisei para conseguir conciliar os campos e análises da tese com as demandas diárias do escritório, assim como minhas idas à congressos e a escrita final da tese. Na Amplo, também criei vínculos com pessoas maravilhosas que me ajudaram muito no processo da tese e não posso deixar de mencionar a Laila e o Vinícius com todo o apoio das logísticas de campo, quando eu precisava me ausentar, assim como Lucas, Heurysson e Yuri com as inúmeras ajudas nas etapas de Geoprocessamento desta tese, o “Fiel” nos campos de coleta de água das nascentes, minha queridíssima amiga Nathalia trazendo leveza e risadas para meus dias e Jussara, pela ajuda inarrável na formatação do documento.

As minhas amigas não geógrafas, mas sempre presentes nesta tese de alguma forma, Luiza Bellei, Luiza Bueno e Andyara, pelo companheirismo e apoio de sempre, sendo a rede que nos segura quando tudo ao redor parece desabar.

Por fim, assim como fiz no TCC, na dissertação de mestrado e agora nesta tese de doutorado, deixo meu último e, não menos importante, agradecimento ao meu orientador/professor/colega de profissão/amigo Miguel Felipe por todas as conversas, dúvidas e discussões sobre os mais diversos temas da hidrogeomorfologia onde, diariamente, eu aprendo algo novo, penso em algo sob outra ótica e, principalmente, tenho cada vez a certeza de que eu escolhi o caminho certo.

Alguns caminhos começam cedo — e seguem firmes quando guiados por amor e propósito.

RESUMO

A crescente degradação dos hidrossistemas urbanos, resultado de processos de urbanização acelerada, impermeabilização do solo e canalização de cursos d'água, tem comprometido a provisão de serviços ecossistêmicos (SE) essenciais, como a regulação climática, o sequestro de carbono e a purificação da água. No contexto brasileiro, marcado por pressões ambientais intensas e baixa valorização funcional dos rios urbanos, destaca-se a necessidade de investigações que considerem os cursos d'água não apenas como elementos drenantes, mas como sistemas ambientais com capacidade de fornecer benefícios ecossistêmicos múltiplos. Em Belo Horizonte, cidade marcada por histórica supressão de seus corpos hídricos, mas também pioneira em programas de reabilitação de cursos d'água como o DRENURBS, ainda são poucos os estudos que avaliam, de forma integrada, a efetividade dessas ações à luz da funcionalidade ecológica dos sistemas reabilitados. Portanto, esta tese objetivou investigar a capacidade de provisão de SE em hidrossistemas urbanos inseridos em nove parques de Belo Horizonte, classificados em três categorias distintas de proteção ambiental: referência, moderado e reabilitado. Foram considerados como hidrossistemas os conjuntos formados por cursos d'água, nascentes e áreas úmidas. A abordagem adotada buscou compreender a provisão tanto de serviços de regulação quanto de provisão, a partir da aplicação de nove parâmetros ecológicos inspirados no protocolo UsAs (*Urban Stream Assessment System*), adaptado para a realidade da pesquisa. O protocolo contemplou aspectos como mitigação de cheias, recarga de aquíferos, sequestro de carbono, qualidade da água e produção primária, permitindo uma análise multidimensional dos SE ofertados. A metodologia envolveu campanhas de campo ao longo do ano hidrológico de 2023 para os rios urbanos e uma campanha em maio de 2024 para os demais hidrossistemas, além da aplicação de protocolos ambientais (PAR, PAAN, IQA), análise laboratorial dos parâmetros físico-químicos da água, além de coliformes termotolerantes, matéria orgânica, clorofila-*a* e estoque de carbono orgânico na água e no solo. Também foi feito um tratamento estatístico rigoroso dos dados através de Análise de Variância (ANOVA), com o intuito de verificar diferenças significativas entre os hidrossistemas e suas respectivas categorias de parques. Uma vez que os dados foram devidamente tratados, foram normalizados e categorizados para a aplicação do protocolo UsAs, que expressa em porcentagem, quanto de SE o hidrossistema é capaz de prover. Os resultados evidenciaram que os hidrossistemas de referência apresentaram os maiores índices de provisão de SE, como era esperado. No entanto, os hidrossistemas reabilitados mostraram, estatisticamente, desempenho semelhante aos moderados, corroborando com a hipótese desta tese e atestando, a eficácia parcial do programa DRENURBS na recuperação funcional de rios urbanos. Também se confirmou que os serviços de regulação e de provisão possuem pesos equivalentes na composição dos SE urbanos, não havendo dominância de um sobre o outro. Por fim, foram identificados os principais fatores ambientais que ainda limitam os sistemas reabilitados de atingirem o status de referência, entre eles a qualidade da água e a dinâmica hidrológica. Também foram levantadas particularidades acerca das nascentes e AU's inseridas nos parques estudados. Diante disso, a pesquisa avança no campo da ecologia urbana, validando um protocolo de avaliação de provisão de SE, replicável para outras metrópoles do Sul Global, reafirmando o papel estratégico dos parques urbanos e das reabilitações ecológicas de rios como instrumentos de alta relevância para gestão e planejamento ambiental.

Palavras-chave: reabilitação de rios; parques lineares; Belo Horizonte; DRENURBS; UsAs.

ABSTRACT

The increasing degradation of urban hydrosystems, driven by accelerated urbanization, soil sealing, and stream channelization, has compromised the provision of essential ecosystem services (ES), such as climate regulation, carbon sequestration, and water purification. In Brazil—a country marked by intense environmental pressures and limited functional recognition of urban rivers—there is a pressing need for research that considers watercourses not merely as drainage features, but as environmental systems capable of delivering multiple ecological benefits. In Belo Horizonte, a city historically marked by the suppression of its water bodies but also a pioneer in river rehabilitation initiatives such as the DRENURBS program, there remains a lack of integrated evaluations regarding the ecological effectiveness of such interventions. This thesis aimed to investigate the capacity of urban hydrosystems located in nine riparian parks of Belo Horizonte to provide ecosystem services. These systems were categorized into three distinct types of environmental protection: reference, moderate, and rehabilitated. Hydrosystems were defined as interconnected units composed of streams, springs, and wetlands. The research adopted a multidimensional approach by applying nine ecological parameters inspired by the Urban Stream Assessment System (UsAs), adapted to the Brazilian context. These parameters included flood mitigation, aquifer recharge, carbon sequestration, water quality, and primary productivity. The methodology involved field campaigns across the 2023 hydrological year for urban rivers, and a second campaign in May 2024 for the remaining systems. Environmental protocols (PAR, PAAN, IQA) were applied, alongside laboratory analyses of physical-chemical water parameters, coliforms, organic matter, chlorophyll-*a*, and organic carbon in both water and soil. The data underwent rigorous statistical treatment through Analysis of Variance (ANOVA) to identify significant differences between hydrosystems and park categories. After processing, the data were normalized and categorized to apply the UsAs protocol, which expresses, in percentage, the ES provision capacity of each hydrosystem. The results showed that reference hydrosystems had the highest ES provision, as expected. However, rehabilitated hydrosystems exhibited statistically similar performance to moderate ones, confirming the thesis hypothesis and attesting to the partial effectiveness of the DRENURBS program in restoring urban river functionality. Additionally, the study confirmed that regulatory and provisioning services contribute equally to the overall ES profile, with no dominant category. Key environmental factors limiting rehabilitated systems from reaching reference-level conditions were identified, particularly water quality and hydrological dynamics. Specific attributes of springs and wetlands within the studied parks were also highlighted. Ultimately, this research advances the field of urban ecology by validating a replicable ES assessment protocol for other metropolises in the Global South and by reaffirming the strategic role of urban parks and ecological river rehabilitations in supporting environmental management and planning.

Key words: river rehabilitation; linear parks; Belo Horizonte; DRENURBS; UsAs.

LISTA DE SIGLAS

APP –	Área de Preservação Permanente
APA SUL RMBH -	Área de Proteção Ambiental ao Sul da Região Metropolitana de Belo Horizonte
APE –	Área de Proteção Especial
AU's –	Áreas Úmidas
CEA –	Centro de Educação Ambiental
CBH –	Comitê de Bacia Hidrográfica
CETESB -	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA –	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT –	Carbono Orgânico Total
DBO –	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DRENURBS –	Programa de Recuperação Ambiental e Saneamento dos Fundos de Vale e dos Córregos em Leito Natural de Belo Horizonte
EA –	Educação Ambiental
FPM-	Fundação de Parques Municipais e Zoobotânica
GEE –	Gases do Efeito Estufa
HABs –	Harmful Algal Blooms
HGM –	Hidrogeomorfológicas
IBAMA –	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE –	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDEB –	Índice de desenvolvimento da educação básica
IGAM –	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
InVEST –	Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs
INMET –	Instituto Nacional de Meteorologia
INAU -	Instituto Nacional de Águas Urbanas
IQA –	Índice de Qualidade da Água
MA –	Millennium Ecosystem Assessment
MMI –	Macroinvertebrate Multimetric Índices
MOS –	Matéria Orgânica do Solo
PAAN –	Protocolo Ambiental de Avaliação de Nascentes
PAR –	Protocolo de Avaliação Rápida
PBH –	Prefeitura de Belo Horizonte

PH –	Potencial hidrogeniônico
PESRM –	Parque Estadual da Serra do Rola Moça
PIB –	Produto Interno Bruto
OCDE –	Organization for Economic Co-operation and Development
OD –	Oxigênio Dissolvido
ONU –	Organização das Nações Unidas
RMBH -	Região Metropolitana de Belo Horizonte
SE –	Serviços Ecossistêmicos
UC –	Unidade de Conservação
UFC –	Unidade Formadora de Colônia
UPGRHs –	Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos
USAS –	Sistema de Avaliação de Córregos Urbanos
UTM –	Universal Transverse Mercator

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Parâmetros de qualidade da água avaliados pelo IQA e suas respectivas curvas de variação.....	62
Figura 2: Espacialização dos três parques de referência (demarcados em verde), o ponto exato onde foram feitas as coletas para qualidade da água (em vermelho), sua rede de drenagem (em azul) e a bacia de contribuição de cada ponto de coleta (hachurado branco).....	75
Figura 3: Espacialização dos três parques moderados, (demarcados em verde), o ponto exato onde foram feitas as coletas para qualidade da água (em vermelho), sua rede de drenagem (em azul) e a bacia de contribuição de cada ponto de coleta (hachurado branco).....	76
Figura 4: Espacialização dos três parques reabilitados (demarcados em verde), o ponto exato onde foram feitas as coletas para qualidade da água (em vermelho), sua rede de drenagem (em azul) e a bacia de contribuição de cada ponto de coleta (hachurado branco).....	76
Figura 5: Manancial Taboões, próximo ao ponto de coleta e mais a jusante, respectivamente.	78
Figura 6: Visão panorâmica do córrego cascatinha e seu pequeno barramento e ponto de coleta, a montante do barramento, respectivamente.	80
Figura 7: Ponto de coleta no curso d'água que perpassa pelo parque.	81
Figura 8: Ponto de coleta no curso d'água que perpassa pelo parque, respectivamente nos períodos seco e chuvoso.	82
Figura 9: Ponto de coleta no curso d'água que perpassa pelo parque . Detalhe para os depósitos aluviais ao longo de ambas as margens do rio.	83
Figura 10: Ambiente de inserção do curso d'água situado no parque Aggeo Pio Sobrinho.	84
Figura 11: Ponto de coleta do curso d'água e vista para a jusante, respectivamente.	86
Figura 12: Ponto de coleta do curso d'água e vista para montante, onde há uma bacia de contenção para atenuação das cheias.....	88
Figura 13: Vista para jusante e montante, respectivamente, do ponto de coleta.....	89
Figura 14: Coleta de amostras de água para o cálculo do IQA.	105
Figura 15: Cruzamento e integração dos parâmetros do PAAN (Moura, 2020).	109
Figura 16: Parâmetros avaliados pelo PAAN, categorias e pontuações.....	110
Figura 17: Matriz 3x3 dos cruzamentos de primeira ordem, com resultado em três categorias e cruzamentos de segunda ordem, com resultado em cinco categorias.....	111
Figura 18: As 35 possíveis respostas hierarquizadas.....	112

Figura 19: Sondagem realizada para a coleta de solo para cálculo de matéria orgânica nas amostras e, posteriormente, estimativa do estoque de carbono. Na primeira imagem observa-se a coleta em solo seco, na vertente, enquanto na última imagem, observa-se a coleta no solo saturado da própria área úmida. Detalhe para a utilização do trado para a coleta.....	116
Figura 20: Aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Callisto et al (2002) nos nove cursos d'água urbanos, nas estações seca e chuvosa.	134
Figura 21: Modelo de evolução da drenagem por exfiltração dos fluxos subterrâneos.	151
Figura 22: Contexto de inserção da AU identificada (em surgência), detalhe para os depósitos aluviais na calha do curso d'água.	154
Figura 23: Área exata onde a água exfiltra, formando a área úmida, na margem direita do curso d'água	154
Figura 24: Formação da AU no parque Mangabeiras, após a infiltração da água do próprio curso d'água.	156
Figura 25: Formação da AU no Parque Nossa Senhora da Piedade, as margens da zona a montante da bacia de contenção. Na esquerda pode-se ter o contexto da área e na direita a AU em detalhe, onde as setas indicam o solo encharcado e com constante exfiltração.	158
Figura 26: Modelo hipotético de evolução das áreas úmidas a partir das temporalidades de evolução da vegetação e do solo.....	168

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: IQA dos nove parques estudados ao longo do ano hidrológico.	129
Gráfico 2: IQAs dos rios estudados agrupados por categorias.....	131
Gráfico 3: Comparação das pontuações do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats (Callisto et al., 2002), nas estações seca e chuvosa (2022-2023).....	133
Gráfico 4: Pontuações dos parques reabilitados antes e após o DRENURBS	135
Gráfico 5: Estoque de carbono na água por categoria de parque	169
Gráfico 6: Estoque de carbono no solo por categoria de parque	172
Gráfico 7: Coeficiente de escoamento superficial na bacia de cada categoria de parque.	175
Gráfico 8: Infiltração na bacia de cada categoria de parque.....	175
Gráfico 9: Clorofila na água de cada categoria de parque.....	178
Gráfico 10: Pontuação normalizada dos cursos d'água agrupados por categoria.	199

LISTA DE MAPA

Mapa 1: Os parques urbanos situados no município de Belo Horizonte.....	74
Mapa 2: Parques estudados e suas categorias.....	77
Mapa 3: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Baleares.	91
Mapa 4: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Nossa Senhora da Piedade. .	92
Mapa 5: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Primeiro de Maio.....	93
Mapa 6: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta na APE Taboões.....	94
Mapa 7: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Burle Marx.	95
Mapa 8: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque das Mangabeiras.....	96
Mapa 9: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Lagoa do Nado.	97
Mapa 10: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Jacques Cousteau.	98
Mapa 11: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Aggeo Pio Sobrinho.	99
Mapa 12: Área úmida mapeada dentro dos limites do Parque Aggeo Pio Sobrinho.....	155
Mapa 13: Área úmida mapeada dentro dos limites do Parque das Mangabeiras.	156
Mapa 14: Nascentes e Área úmida encontradas no Parque Nossa Senhora da Piedade.....	242
Mapa 15: As nascentes encontradas na APE Taboões.	244
Mapa 16: Nascentes mapeadas no parque Lagoa do Nado.	247
Mapa 17: Nascentes do Parque Baleares.....	250
Mapa 18: As nascentes do parque Primeiro de Maio.	256

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: A tipologia de nascentes proposta por Felipe e Magalhães Jr (2014) a ser utilizada na classificação das nascentes estudadas.....	42
Quadro 2: Tipos de áreas úmidas e suas principais características.	44
Quadro 3: Classes hidrogeomorfológicas (HGM) para as Áreas Úmidas de Minas Gerais.....	46
Quadro 4: Parques estudados e suas respectivas categorias	75
Quadro 5: Parâmetros avaliados para o cálculo do IQA e suas metodologias de análise	104
Quadro 6: Protocolo de avaliação rápida desenvolvido por Callisto et al (2002).	106
Quadro 7: Parâmetros de caracterização e avaliação e suas respectivas formas de coleta.....	113
Quadro 8: Indicadores selecionados com os respectivos tipos de SE os quais eles representam e suas seções.	119
Quadro 9: As 12 nascentes selecionadas para a aplicação do PAAN, com suas nomenclaturas e seus respectivos parques de inserção.....	139
Quadro 10: Protocolo de caracterização das nascentes escolhidas, Parte I.....	141
Quadro 11: Sistematização das características das nascentes estudadas e categorização das nascentes em tipologias	146
Quadro 13: AU's mapeadas em sete dos nove parques estudados, classificadas segundo Gomes (2017) e Ferreira (2020)	150
Quadro 14: A aplicação do PAAN nas 12 nascentes estudadas.	158
Quadro 15: A aplicação do PAAN na nascente N1NSP, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.....	240
Quadro 16: A aplicação do PAAN na nascente N2NSP, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.....	241
Quadro 17: Aplicação do PAAN na nascente N1TAB, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.....	243
Quadro 18: A aplicação do PAAN na nascente N1LN, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.....	245
Quadro 19: A aplicação do PAAN na nascente N6LN, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.....	246
Quadro 20: A aplicação do PAAN na nascente N1BALEAR, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.....	248
Quadro 21: A aplicação do PAAN na nascente N2BALEAR seu indicador P-E-R e sua área de inserção.....	249

Quadro 22: A aplicação do PAAN na nascente N11M, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.....	251
Quadro 23: A aplicação do PAAN na nascente N21M, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.....	252
Quadro 24: A aplicação do PAAN na nascente N31M, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.....	253
Quadro 25: A aplicação do PAAN na nascente N41M, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.....	254

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Parâmetros de qualidade da água avaliados pelo IQA e seus respectivos pesos para ponderação.....	61
Tabela 2: Categorias do IQA e seus intervalos de ponderação.	63
Tabela 3: Acumulados mensais de maio de 2022 até abril de 2023, na Estação Pampulha, próxima aos rios localizados nos Parques: Baleares, Nossa Senhora da Piedade, Primeiro de Maio e Lagoa do Nado.	101
Tabela 4: Acumulados mensais de maio de 2022 até abril de 2023, na Estação Cercadinho, próxima aos rios localizados nos Parques: Mangabeiras, Taboões, Burle Marx, Aggeo Pio e Jacques Cousteau.	101
Tabela 5: Dados hidrológicos da estação Pampulha referentes aos três dias anteriores às campanhas de campo.	102
Tabela 6: Dados hidrológicos da estação Cercadinho referentes aos três dias anteriores às campanhas de campo.	103
Tabela 7: Divisão das pontuações máximas por cada seção, seus SE e indicadores.....	120
Tabela 8: Valores do PAAN conforme Moura (2020) normalizados.....	121
Tabela 9: Valores de referência para a categorização de carbono orgânico no solo	123
Tabela 10: Indicadores avaliados, faixas de referência, categorias dos valores e critérios para adaptação para as faixas de avaliação.....	124
Tabela 11: Faixas classificatórias por score final	125
Tabela 12: Valores de IQA de cada parque, separados por sazonalidade	130
Tabela 13: Os testes estatísticos aplicados	132
Tabela 14: Número de nascentes e áreas úmidas encontradas e seus respectivos parques	138
Tabela 15: Índice final de cada nascente avaliada, bem como suas tipologia e grau de proteção.	163
Tabela 16: Valores calculados de carbono no solo no solo (vertente, talvegue e AU) e na água, para os nove parques estudados.....	166
Tabela 17: Resultados dos testes ANOVA e Tukey de carbono na água para validação da variação significativa entre os grupos de parques	169
Tabela 18: Resultados dos testes ANOVA e Tukey para validação da variação significativa entre os grupos de parques.....	173
Tabela 19: Parques estudados, seus respectivos graus de proteção, contexto hidrográfico e coeficientes de escoamento superficial e de infiltração.....	173

Tabela 20: Resultados dos testes ANOVA e Tukey para os dados de escoamento superficial e infiltração.....	176
Tabela 21: Dados de clorofila nas estações seca e chuvosa e seus respectivos métodos de análise	177
Tabela 22: Resultados dos testes ANOVA e Tukey para os dados de Clorofila.....	179
Tabela 23: Normalização dos valores dos indicadores de SE para a APE Taboões	180
Tabela 24: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores da APE Taboões	181
Tabela 25: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Burle Marx.....	182
Tabela 26: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Burle Marx.....	183
Tabela 27: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Mangabeiras.....	184
Tabela 28: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Mangabeiras	185
Tabela 29: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Aggeo Pio Sobrinho....	186
Tabela 30: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Aggeo Pio Sobrinho	187
Tabela 31: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Jacques Cousteau	188
Tabela 32: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Jacques Cousteau.....	189
Tabela 33: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Lagoa do Nado.....	190
Tabela 34: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Lagoa do Nado	191
Tabela 35: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Baleares.....	192
Tabela 36: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Baleares	193
Tabela 37: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Primeiro de Maio	194
Tabela 38: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Primeiro de Maio	195
Tabela 39: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Nossa Senhora da Piedade	196
Tabela 40: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores de Nossa Senhora da Piedade	197

Tabela 41: Pontuação final de cada curso d'água, as médias das pontuações por categoria e sua respectiva classificação.....	198
Tabela 42: Valores de p para os testes ANOVA e Tukey	199
Tabela 43: Normalização dos valores de cada indicador e suas médias finais para cada tipo de serviço (provisão e regulação).....	202
Tabela 44: Teste de Tukey nos valores dos serviços de provisão entre as categorias de parque.	204
Tabela 45: Teste de Tukey nos valores dos serviços de regulação entre as categorias de parque	204
Tabela 46: Valores médios dos parâmetros analisados separados por categorias de parque e seus respectivos resultados estatísticos.	208

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	25
1.1 Premissa e hipótese	29
1.2 Objetivos	30
2 REFERENCIAL TEÓRICO	31
2.1 Serviços ecossistêmicos	31
2.1.1 Classificação dos serviços ecossistêmicos	35
2.2 Hidrossistemas urbanos: rios, nascentes e áreas úmidas	36
2.2.1 Rios	37
2.2.2 Nascentes e áreas úmidas	38
2.2.3 Nascentes.....	41
2.2.4 Áreas úmidas	43
2.2.5 Nascentes e áreas úmidas: aproximações conceituais.....	44
2.4.1 Perspectivas futuras para as estratégias de revitalização ambiental.....	56
2.5.1 Qualidade da água	57
2.5.2 Avaliação hidrogeomorfológica da qualidade ambiental.....	64
2.5.3 Estoque de carbono	65
2.5.4 Mitigação de cheias.....	67
2.5.5 Clorofila na água	67
3 QUADRO FÍSICO-AMBIENTAL DE BELO HORIZONTE.....	69
3.1 Os parques urbanos estudados.....	72
3.1.1 Manancial Taboões	78
3.1.2 Parque das Mangabeiras.....	79
3.1.3 Parque Municipal Roberto Burle Marx.....	80
3.1.4 Parque Municipal Jacques Cousteau	81
3.1.5 Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado	82
3.1.6 Parque Municipal Aggeo Pio Sobrinho.....	83
3.1.7 Parque Municipal Primeiro de Maio	84
3.1.8 Parque Municipal Nossa Senhora da Piedade	86
3.1.9 Parque Municipal José Lopes dos Reis (Baleares)	88
3.2 Uso e ocupação das bacias de contribuição dos pontos de coleta	90
4 METODOLOGIA.....	100
4.1 Obtenção dos dados.....	100
4.1.1 Dados de qualidade da água	100

4.1.2 Dados para avaliação hidrogeomorfológica da qualidade ambiental.....	105
4.1.3 Dados de estoque de carbono	114
4.1.4 Dados de mitigação de cheias	116
4.1.5 Dados de clorofila na água.....	117
4.2 Tratamento dos dados.....	117
4.3 UsAs	118
4.3.1 Categorização do UsAs	118
4.3.2 Definição dos scores	120
4.3.3 Pontuação final de cada serviço ecossistêmico	125
4.4 Análise comparativa entre serviços ecossistêmicos de regulação e provisão	125
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	128
5.1 Indicadores do UsAs	128
5.1.1 IQA.....	128
5.1.2 PAR.....	132
5.1.3 PAAN.....	137
5.1.4 Estoque de carbono	165
5.1.5 Clorofila na água	177
5.2 UsAs	179
5.2.1 APE Taboões.....	180
5.2.2 UsAs Burle Marx	182
5.2.3 UsAs Mangabeiras	184
5.2.4 UsAs Aggeo Pio Sobrinho	186
5.2.5 UsAs Jacques Cousteau.....	188
5.2.6 UsAs Lagoa do Nado	190
5.2.7 UsAs Baleares	192
5.2.8 UsAs Primeiro de Maio.....	194
5.2.9 UsAs Nossa Senhora da Piedade	196
5.2.10 Final Assessment – UsAs	198
5.3 Avaliação da multifuncionalidade ambiental: regulação ou provisão?	201
5.4 Limitações ecológicas dos hidrossistemas rehabilitados.....	206
5.5 O Programa DRENURBS: melhorias, limitações e perspectivas futuras	208
6 CONCLUSÃO	214
REFERÊNCIAS	217
APÊNDICES	235

1 INTRODUÇÃO

Dos muitos fatores que fazem dos rios um dos ecossistemas mais importantes para o homem, destaca-se a sua relevância para o fornecimento de bens e serviços ecossistêmicos (SE) para populações humanas, incluindo o provisionamento de água para consumo doméstico e irrigação de culturas, regulação e proteção contra enchentes, geração de energia elétrica, além de habitats para conservação de espécies de animais e plantas (MA, 2005; Fisher et al. 2008; Grizzetti, et al. 2019). Portanto, os rios urbanos, em condições adequadas de conservação, demonstram grande potencial na oferta de serviços ecossistêmicos (Ranta et al, 2021, Leal et al., 2020; Feio et al., 2021), incluindo qualidade estética, estabelecimento de áreas de recreação, regulando o microclima e umidade do ar, reduzindo a temperatura e promovendo o bem-estar e saúde de populações humanas (Yeakley, et al. 2016; Datry, et al. 2018).

Entretanto, apesar da notável importância dos ecossistemas aquáticos, mudanças no uso da terra têm causado impactos negativos em ecossistemas de água doce se comparados a outros ecossistemas (Díaz et al., 2019). Com isso, percebe-se, cada vez mais, pressões ambientais oriundas da urbanização, intimamente ligadas ao aumento no aporte de nutrientes, eutrofização, alterações no ciclo hidrológico, rebaixamento do nível de base, modificação da morfologia das várzeas e canais, alteração na temperatura, aumento no carreamento de estressores químicos e tóxicos, perda de biodiversidade, perda de vegetação ripária e aumento de invasões por espécies exóticas (Macedo, 2009; Feio et al., 2010, Everard e Moggridge, 2012; Datry, et al. 2018, Carvalho et al., 2019; Díaz et al., 2019).

Diante deste cenário, agências públicas nos EUA, União Europeia, Austrália e Nova Zelândia, há pelo menos 40 anos, desenvolvem iniciativas de restauração e reabilitação de cursos d'água em áreas urbanizadas (Datry, et al. 2018; Macedo et al., 2022). Inclusive, em 2009, a Agência de proteção ambiental dos Estados Unidos sugeriu que a consideração e avaliação de serviços ecossistêmicos poderia influenciar, positivamente, ainda que de forma pontual, na remediação e (re)desenvolvimento de processos, culminando em resultados mais sustentáveis (USEPA, 2009; Elmgvest et al, 2015).

Todavia, a restauração e a conservação de cursos d'água e hidrossistemas no geral, ainda são temas pouco estudados em determinadas partes do mundo, especialmente em regiões tropicais (Wantzen et al., 2019; Faghihinia et al., 2021; Patrick et al., 2021) e no Brasil não seria diferente. Estudos em rios urbanos são recentes e carecem de mais informações sobre as condições ecológicas de bacias hidrográficas impactadas, conservadas e restauradas, bem como de medidas públicas para melhoria da qualidade ambiental de rios urbanos (Gorski, 2008; Sá

Costa et al., 2010; Wantzen et al., 2019). Dessa forma, é importante que se ressalte que compreender as pressões ambientais atuantes nos hidrossistemas urbanos, fomenta uma melhor gestão e formulação de estratégias de conservação para esses recursos hídricos (Barquín; Scarsbrook, 2008).

Ao se tratar de áreas urbanizadas no Brasil, deve-se destacar o recorte espacial de Belo Horizonte, uma metrópole brasileira que, desde a sua instalação em 1897, foi palco de intervenções e processos de artificialização que negligenciaram seu ambiente físico, particularmente os cursos d'água, que foram canalizados e cobertos pelo sistema viário, negligenciando, assim, a malha hidrográfica e suas funções ambientais (Costa e Monte-Mór, 2002; Macedo et al 2011).

Mesmo que a hidrografia de Belo Horizonte ainda esteja sujeita às mais diversas intervenções antrópicas tanto em seu leito, assim como em suas águas, o município é destaque no quesito áreas verdes urbanas. Segundo dados do Censo Demográfico do IBGE (2022), Belo Horizonte, juntamente com Porto Alegre, ocupa a terceira posição no ranking das cidades mais arborizadas do Brasil, com 82,7% da área do município com arborização das vias públicas, perdendo apenas para Goiânia (89,3%) e Campinas (87,5%). Ademais, no quesito parques urbanos municipais, de acordo com a FPM - Fundação de Parques Municipais e Zoobotânica, Belo Horizonte conta com 80 parques em seu território (PBH). É diante deste cenário urbano de uma hidrografia drasticamente alterada, mas em consonância com uma ampla distribuição de parques urbanos lineares, que esta pesquisa se insere.

As discussões relacionadas ao sistema sanitário e de drenagem urbana de Belo Horizonte, foram, paulatinamente, evoluindo, quando, na década de 1970, finalmente ganharam visibilidade, tendo em vista a intensificação dos problemas ambientais. Diante disso, em 2003, a prefeitura elaborou o “Programa de Recuperação Ambiental e Saneamento dos Fundos de Vale e dos Córregos em Leito Natural de Belo Horizonte” (2003), também conhecido como DRENURBS (Macedo et al., 2011, Macedo & Magalhães, 2020).

O DRENURBS objetivou, entre os anos de 2006 e 2009, a despoluição de cursos d'água, o controle de produção de sedimentos e a integração de recursos hídricos no cenário urbano através de ações de tratamento, reabilitação de cursos d'água e implantação de parques ecológicos (PBH, 2010). A abrangência espacial de suas metas físicas engloba cinco sub bacias. Portanto, dos córregos urbanos reabilitados pelo programa, este trabalho irá focar naqueles inseridos nas sub bacias dos córregos Baleares, Nossa Senhora da Piedade e Primeiro de Maio. Esta escolha se justifica, primeiramente, por terem sido os focos pioneiros das intervenções do

programa, tendo sido os mais bem sucedidos em termos de restauração, incluindo a implantação de parques lineares, (Medeiros, 2009).

Assim, ao longo destes três anos, o programa finalizou três parques lineares em áreas com histórico de ocupação e pressões antrópicas (PBH, 2010; Macedo & Magalhães, 2020; Macedo et al., 2022) e ainda segundo os autores, tiveram significativas melhoras na qualidade de água quando comparado com períodos anteriores a reabilitação.

Entretanto, ainda não existem muitos estudos que comprovem a recuperação da integridade funcional e capacidade de provisão e de manutenção de processos ecológicos dos rios reabilitados, e é diante desta perspectiva que este trabalho ganha destaque. Ademais, este trabalho se justifica, não apenas pelo caráter inovador no contexto brasileiro, ou pela necessidade de se estudar a capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos de hidrossistemas, mas também como se estabelece a provisão desses serviços em parques reabilitados, preservados e moderados. Com isso, será possível promover uma maior contribuição com dados e informações a respeito da relevância da recuperação ambiental de cursos d'água, bem como com a promoção de soluções sustentáveis tanto do ponto de vista ambiental e economicamente viável para a realidade brasileira (gestão e tomada de decisões)

Nesta conjuntura, esta pesquisa busca através da investigação da capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos de hidrossistemas urbanos com distintos graus de interferência antrópica, averiguar também a eficácia do programa DRENURBS, nos rios reabilitados de Belo Horizonte, bem como compreender quais fatores ambientais limitam esses rios reabilitados a atingirem um grau ideal de interferência antrópica (rios de referência). Para tal, serão avaliadas variáveis ambientais, como qualidade da água dos rios, qualidade ambiental de nascentes e áreas úmidas, capacidade de sequestro de carbono e capacidade de mitigação de cheias. Deste modo, tais variáveis serão verificadas nos rios reabilitados e em mais outras duas distintas categorias: rios de referência e moderados, a fim de se obter subsídios para concisas comparações. Todos os rios, nascentes e áreas úmidas estudados, estão necessariamente inseridos em algum parque linear de Belo Horizonte, com exceção do manancial Taboões, que se localiza em um Parque Estadual na região metropolitana de Belo Horizonte. Por isso, os hidrossistemas estudados possuem estreita ligação com os parques os quais estão inseridos, onde se um rio é considerado de referência, o parque que engloba este rio, também será considerado de referência, seguindo o mesmo raciocínio para os parques/rios moderados e reabilitados.

No que diz respeito à provisão de Serviços Ecossistêmicos, Fisher et al (2008) defendem uma definição baseada em ecossistemas utilizados (ativa ou passivamente) para produzir o bem-

estar humano. Dessa forma, os pontos-chave da definição são: 1) os serviços devem ser fenômenos ecológicos, e 2) não precisam ser utilizados diretamente. Definido desta forma, os serviços ecossistêmicos incluem a organização ou a estrutura do ecossistema, bem como o processo e/ou funções, sendo consumidos ou utilizados pela humanidade direta ou indiretamente.

Ou seja, antes de se pensar no Serviço Ecossistêmico como produto material (um bem ou benefício), é necessário pensar também nas imaterialidades e abstrações por trás deste conceito, que nos conduzem à sua materialização observada nos ecossistemas. Imaginar apenas a água de um hidrossistema como um serviço ecossistêmico, é de certa forma reducionista, pois mascara uma infinidade de processos e organizações que nos conduzem a água propriamente dita, como um bem ou benefício.

Dessarte, qualquer etapa do ciclo hidrológico, deve ser tida como Serviço Ecossistêmico, uma vez que sem infiltração e/ou exfiltração, a água não escoaria na superfície. A recarga de aquíferos, por exemplo, ainda que não seja o processo final, é uma etapa fundamental para que possamos usufruir dos benefícios de um sistema fluvial. Assim, as funções ou processos tornam-se serviços, desde haja algum benefício para seres humanos, ou seja, sem beneficiários humanos eles não são considerados serviços ecossistêmicos.

Neste ponto, o amadurecimento teórico da tese permite que a investigação seja baseada no conceito de Fisher et al (2008) pois, para uma melhor abordagem, os SE devem ser encarados como processos, funções e produtos da natureza, devendo haver, de alguma forma, o potencial benefício ao ser humano. Por fim, é válido destacar que ao se tratar de sistemas hídricos urbanos, não apenas os cursos d'água merecem destaque. Uma vez que esses sistemas não são homogêneos, alguns podem apresentar uma maior preponderância de cursos d'água, mas também podem apresentar marcantes planícies, grandes vales encaixados e dissecados, áreas úmidas, etc.

Nesta conjuntura, destaca-se que as nascentes e as AU's (áreas úmidas) desempenham uma série de serviços ecossistêmicos, desde a perenização de cursos d'água, atenuação de cheias, recarga de aquíferos, sequestro de carbono, regulação dos ciclos de nitrogênio, até o suporte à biodiversidade, às atividades sociais e econômicas (Gomes; Magalhães Jr, 2020; Ferreira, 2020). Com isso, nos contextos urbanos, as AU's podem atuar de forma significativa para mitigar efeitos da impermeabilização massiva, armazenando águas pluviais e retraindo a poluição difusa (Reinelt; Horner, 1995). Isto posto, esta pesquisa enfatiza que os hidrossistemas urbanos desempenham um papel ímpar para a sociedade, oferecendo uma série de serviços

ecossistêmicos essenciais, como o abastecimento de água potável, regulação do clima, purificação da água e espaços de lazer.

Assim, compreender os hidrossistemas e suas interações com as áreas urbanas é fundamental para uma gestão eficaz e sustentável. O estudo detalhado dessas fontes de água nos permite tomar medidas adequadas para protegê-las, conservá-las e recuperá-las quando necessário, garantindo assim uma oferta contínua de recursos hídricos de qualidade para as comunidades urbanas. Além disso, essa compreensão nos ajuda a adaptar nossas cidades às mudanças climáticas e a promover um ambiente mais saudável e resiliente para todos. Portanto, investir na pesquisa e na gestão cuidadosa de rios e nascentes urbanas é essencial para garantir o bem-estar das populações de hoje e as futuras.

1.1 Premissa e hipótese

Esta tese pauta-se na premissa de que, mesmo em uma metrópole brasileira artificializada e urbanizada, como Belo Horizonte, os hidrossistemas urbanos reabilitados ainda são capazes de prover Serviços Ecossistêmicos a partir dos cursos d'água, das nascentes e das áreas úmidas.

Para tal, esta pesquisa abordará os hidrossistemas urbanos, subdivididos em três categorias, sendo elas:

- Referência: sistemas ambientais minimamente impactados, mais próximos possível de sua condição pristina, dentro das possibilidades em um contexto urbano.
- Moderado: sistemas ambientais inseridos dentro de contextos urbanos, mas que nunca passaram por um histórico severo de degradação ambiental, mesmo estando dentro de área densamente urbanizada.
- Reabilitado: sistemas ambientais com histórico severo de degradação pretérita, que através do programa DRENURBS, passaram por um processo de reabilitação.

A hipótese deste trabalho consiste no fato de que os hidrossistemas reabilitados se aproximam, em alguns aspectos ambientais, dos hidrossistemas moderados no fornecimento de serviços ecossistêmicos de provisão e regulação.

1.2 Objetivos

Geral: Investigar o potencial de provisão de Serviços Ecossistêmicos de hidrossistemas de Belo Horizonte, bem como seu grau de integridade e seus condicionantes, corroborando para avanços no conhecimento de áreas urbanas brasileiras no Sul Global.

Específicos:

- Levantar a capacidade de provisão de Serviços Ecossistêmicos de hidrossistemas em três conjuntos de parques urbanos de Belo Horizonte, com distintos graus de interferência antrópica (parques urbanos moderados, reabilitados e preservados/de referência);
- Avaliar, dentre os tipos de serviços abordados (provisão e regulação), qual deles está mais potencialmente presente nos hidrossistemas estudados;
- Comprovar a eficácia do programa DRENURBS no processo de reabilitação de rios urbanos;
- Elencar os fatores limitantes dos rios reabilitados quando comparados aos rios de referência.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Serviços ecossistêmicos

Desde os primórdios da história da civilização, já se notava uma relação de confiança e dependência, por parte da humanidade, em relação à natureza, onde buscava-se concomitantemente, a sobrevivência e o bem-estar (Fisher, et al, 2008; Silva et al 2018). Contudo, com o passar dos anos, essa busca por elementos que fornecessem não apenas proteção, mas também recursos para a sobrevivência, resultou em uma intensa domesticação da natureza, especialmente por intermédio da pecuária e da agricultura, quando os seres humanos passaram a priorizar não mais a sobrevivência e o bem-estar, mas a produtividade (Bennet et al 2009; Brill et al, 2017;).

Dessarte, fica evidente o protagonismo dos bens naturais para o desenvolvimento da sociedade, não sendo difícil de compreender, que tais bens naturais possuem um valor econômico não mensurável. Consequentemente, a Avaliação do Milênio (The Millennium Assessment), conduzida em 2005, definiu “Serviços ecossistêmicos” como os benefícios diretos e indiretos que os seres humanos obtêm dos ecossistemas. Portanto, é reconhecido que esses serviços são fundamentais para a sobrevivência e o bem-estar da humanidade e incluem uma ampla gama de funções e recursos fornecidos pelos ecossistemas naturais. Todavia, a evolução das relações das sociedades com a natureza foi pautada pela expressa ignorância e/ou desconsideração das condições adequadas para o bom funcionamento dos ecossistemas, trazendo danos ambientais para habitats, solos, biomassa e água (Fisher, et al, 2008; Bennet et al 2009; Brill et al, 2017; Silva et al 2018).

Assim, a iminente perda dos benefícios, derivada da degradação desses recursos, suscitou o desenvolvimento de investigações sobre os “serviços ecossistêmicos”, conectando as noções de bem-estar, qualidade de vida, ecologia e meio ambiente (Fisher, et al, 2008). Um dos primeiros debates acerca deste tema, foi impulsionado pelos economistas, que no final do século XX, apontaram que a maneira mais eficiente de se promover a proteção da natureza, seria determinar um valor para seus recursos.

Westman (1977) defende, em sua renomada obra intitulada “Quanto valem os serviços da natureza?” que o que ele chama de valor da natureza estaria associado a um valor monetário perdido pela degradação de um ecossistema ou parte dele, ou ao montante necessário para que se revertisse os impactos ambientais. Posteriormente, Ehrlich & Ehrlich (1981) mencionam pela primeira vez o termo “Serviços Ecossistêmicos” ao invés de “Serviços da Natureza” e dois

anos depois, Ehrlich e Mooney (1983) consolidam este termo, que perdura até hoje, especialmente nas searas política, de tomada de decisão e de gestão.

À vista disso, os trabalhos que perpassam o campo dos SE vêm mostrando que essa temática se tornou uma problemática bastante relevante e protagonista de muitas investigações na última década (Fisher et al, 2008). Como resultado, o número de pesquisas atreladas à abordagem dos SE cresceu exponencialmente. Ainda que o termo tenha sido utilizado pela primeira vez na década de 1980, é a partir dos anos 1990 que muitos autores começam a se debruçar sobre o tema, trazendo para o âmbito científico uma série de conceitos e abarcando diferentes pontos de vista (Daily, 1997; Constanza et al 1997; Daily et al. 2000; de Groot et al. 2002; McDonough et al. 2017; Fisher et al 2008, Carpenter et al 2009).

Entretanto, o significado e a importância do tema só foram mais disseminados com a publicação da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (originalmente Milleninnum Ecosystem Assessment - MA) na década seguinte, onde um dos principais resultados foi a descoberta de que, globalmente, 15 dos 24 serviços ecossistêmicos investigados estão em declínio (MA, 2005), e é provável que tenha um impacto negativo importante no bem-estar humano (Crossman et al, 2012). Dessarte, um dos maiores apelos do MA foi para aumento e pesquisa combinada sobre medição, modelagem e mapeamento de SE (MA, 2005; Carpenter et al., 2009; Sachs e Reid, 2006).

Desde a sua publicação, todo o material produzido pela MA tem sido constantemente referenciado em estudos da natureza como uma base teórica fundamental. Uma de suas principais colaborações foi a determinação dos benefícios que as pessoas podem obter dos ecossistemas, os chamados serviços de “regulação”, “suporte”, “provisão” ou “culturais” (MA, 2005). Trata-se, assim, de uma classificação inovadora dos serviços ecossistêmicos, o que propiciou uma intensa expansão de seu uso (Silva et al, 2018).

No entanto, subjacente às várias classificações existentes para o conceito de SE é importante haver uma definição clara, consistente e operacional (Wallace 2007; Fisher et al 2008). Além disso, tal definição também poderia fornecer limites para as características que mais se aproximam dos interesses de quem está fazendo uso da classificação. Diferentemente das primeiras tentativas de conceituação dos serviços ecossistêmicos que versavam muito sobre o fator monetário da natureza, Daily (1997) trouxe uma nova abordagem, a qual se aproxima bastante com as que predominam atualmente. Inclusive, destaca-se aqui que a abordagem de Daily (1997) dialoga, diretamente, com a perspectiva utilizada pelo MA (2005), apresentada anteriormente.

Para o referido autor, os SE devem ser entendidos como as condições e processos através dos quais os ecossistemas naturais, e as espécies que os constituem, sustentam e completam a vida humana. Ademais, os SE são responsáveis por manter a biodiversidade e a produção dos bens ecossistêmicos, que na maioria das vezes, servem como matéria prima para diversas atividades desenvolvidas pelos seres humanos.

Ainda segundo Daily (1997), a melhor maneira de se compreender o termo é tendo-se em mente, em uma situação totalmente imaginária e hipotética, a colonização da lua. Essa exemplificação foi originalmente sugerida por John Holdren e começa com o seguinte questionamento: O que eu devo levar para começar uma nova vida na lua? Ou melhor: Quais das milhões de espécies disponíveis na Terra eu preciso levar comigo? Os autores concordam que, ao invés de se listar diretamente as espécies propriamente ditas (o que levaria muito tempo), por que não fazer uma lista das funções (ou melhor, dos serviços) de suporte à vida, que seriam necessários? Ou seja, deveriam ser elencadas espécies capazes de fornecer determinadas funções ecossistêmicas (ou serviços ecossistêmicos) para a manutenção da vida dos moradores da nova colônia lunar.

No intuito de deixar esse exemplo ainda mais claro, Daily ainda menciona uma série de possíveis SE primordiais para a provisão da vida, como purificação do ar e da água, mitigação de inundações e secas, geração, renovação e fertilização de solos, polinização de plantas, estabilização parcial do clima, regularização de temperaturas extremas, suporte cultural, e muitos outros. A lúdica e didática alusão à colônia lunar faz da definição de Daily (1997) uma das mais indicadas para a compreensão dos fundamentos conceituais dos SE, que inclusive, inspirou diversos novos trabalhos a desenvolverem outras revisões conceituais dos SE, a exemplo de Farber et al. (2002), Egoh (2007), Costa (2008), Gómez-Baggethun et al. (2010) e Van Ree e Van Beukering (2016).

De forma geral, os serviços ecossistêmicos consistem no fluxo de materiais, energia e informação obtidos a partir do capital natural, que, combinados com o capital humano e manufaturado, fornecem o bem-estar para o ser humano (Costanza et al., 1997). A definição de MA (2005), fortemente baseada em Daily (1997) e Constanza et. al (1997), é uma das mais aceitas e utilizadas no mundo, baseando-se na simples ideia de que SE são benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas. A concepção do MA inclui ecossistemas naturais e modificados pelo homem como fontes de SE, e segue Daily ao usar o termo "serviços" para abranger os benefícios tangíveis e intangíveis que os humanos obtêm dos ecossistemas, que às vezes são separados em "bens" e "serviços", respectivamente.

A separação de “bens e “serviços” adotada na definição do MA (2005) também foi abordada por Boyd e Banzhaf (2007), para os quais os serviços ecossistêmicos não são os benefícios que os humanos obtêm dos ecossistemas, mas sim, componentes ecológicos diretamente consumidos ou aproveitados para produzir bem-estar humano. Para os autores, os SE envolvem serviços que são consumidos diretamente, ou seja, processos e funções indiretas não devem ser concebidos como SE. Em outras palavras, para os referidos autores, serviços e benefícios são abordagens distintas. Por exemplo, a recreação, muitas vezes chamada de SE, é na verdade um benefício de vários insumos, frequentemente humano e social. Com isso, os SE que podem ajudar a produzir um benefício recreativo pode ser uma série de componentes ecológicos, como uma floresta, um campo ou uma vista de uma paisagem.

Diferentemente de Boyd e Banzhaf (2007), MA (2005) e Fisher et al (2008) defendem uma definição de SE baseada em ecossistemas utilizados (ativa ou passivamente) para produzir o bem-estar humano. Dessa forma, os pontos-chave da definição são: 1) os serviços devem ser fenômenos ecológicos, e 2) que eles não precisam ser utilizados diretamente. Definido desta forma, os serviços ecossistêmicos incluem a organização ou a estrutura do ecossistema, bem como o processo e / ou funções, sendo consumidos ou utilizados pela humanidade direta ou indiretamente. Assim, as funções ou processos tornam-se serviços, desde haja algum benefício para seres humanos, ou seja, sem beneficiários humanos eles são não serviços. Neste ponto, o amadurecimento teórico desta tese permite que a investigação seja baseada no conceito de Fisher et al (2008) pois, para uma melhor abordagem, os SE devem ser encarados como processos, funções e produtos da natureza, devendo haver, de alguma forma, o benefício ao ser humano.

Fisher et al (2008) destacam que existem outras especificidades acerca dos SE que também devem ser levadas em conta, a fim de se lograr um melhor entendimento de sua dinâmica e funcionamento. A primeira delas é o dinamismo temporal e espacial, tendo em vista que alguns SE são produzidos em determinada localidade, mas seus benefícios só podem ser utilizados em um outro recorte espacial (Bastian et al., 2012, Turner et al., 2013). Outro importante fator, também discutido por Daily (1997), é a produção conjunta de SE. Isso quer dizer que, assim como ecossistemas podem fornecer vários SE, esses, também podem fornecer vários benefícios para o bem-estar humano. Isto leva a uma outra importante característica dos SE: a sua dependência dos benefícios, ou seja, de uma forma geral, os benefícios nos quais você está interessado ditam o que você entende como um SE. Por exemplo, ao tomar água como um SE de regulação, o benefício final pode ser uma água de boa qualidade, se este for o principal objetivo. Por outro lado, se o foco é a pescaria, a boa qualidade da água é apenas um serviço

intermediário, que, posteriormente, levará ao benefício final: a produção de peixes. Em outras palavras, o serviço é considerado final ou intermediário em função do que está sendo avaliado, monitorado ou medido, bem como de quem são os beneficiários.

Por fim, também deve se considerar que os SE contam com uma série de características e interações, cabendo destacar a complexidade, não só dos ecossistemas propriamente ditos, mas, consequentemente, dos serviços por eles providos. Segundo Silva et al (2018) apesar de ser comum, não é imprescindível abdicar do desenvolvimento pelo meio ambiente ou vice-versa, mas é necessário balancear as interações adotando-se estratégias de desenvolvimento sustentável. Neste sentido, ao longo de séculos pensadores tentaram entender como se dá a relação sociedade/natureza e como essa relação pode ser estável e sustentável, a exemplo de Balmford et al. (2002), Hopwood et al. (2005) e Raufflet et al. (2014).

2.1.1 Classificação dos serviços ecossistêmicos

Como dito no tópico anterior, entre os conceitos referentes aos serviços ambientais ou serviços ecossistêmicos, o mais aceito internacionalmente é o da MA (2005). Este contempla os SE como benefícios oriundos dos ecossistemas que são classificados em: i) serviços de provisionamento, que são os produtos obtidos dos ecossistemas (alimentos, água doce, fibras, produtos químicos, etc.); ii) serviços de regulação, que são obtidos da regulação de processos ecossistêmicos (regulação do clima, regulação da água, regulação das doenças, etc.); iii) serviços culturais, que são benefícios intangíveis, sejam espirituais, paisagísticos ou estéticos; e, iv) serviços de suporte, que são aqueles necessários para a produção de todos os outros SE, como formação do solo, ciclagem de nutrientes e produção primária (Alcamo et al., 2003).

Entretanto, para este trabalho, é adotada a classificação de Ranta et al (2021), uma ferramenta de avaliação chamada Sistema de Avaliação de Córregos Urbanos (UsAs) voltada à avaliação da biodiversidade, de funções ecossistêmicas e de habitat, e de serviços ecossistêmicos de cursos d'água. Como esta pesquisa visa, primeiramente, o estudo de provisão de serviços ecossistêmicos de hidrossistemas urbanos, viu-se como bastante oportuno se fazer uso dessa ferramenta desenvolvida em Portugal e, inclusive, verificar sua aplicabilidade em Belo Horizonte.

Em suma, a classificação adotada, oriunda de Ranta et al (2021), perpassa por cinco dimensões principais e respectivas divisões, sendo as duas primeiras criadas pelos autores e as três últimas, oriundas do MA (2005): i) biodiversidade urbana - flora e fauna aquáticas, semi-aquáticas e terrestres, e fauna aérea; ii) funções do ecossistema e habitat - disponibilidade de

habitat, produção primária e ciclagem de nutrientes; iii) Serviços de abastecimento de água e alimentos; iv) serviços reguladores - regulação climática, mitigação de inundações, qualidade do ar, qualidade da água, sequestro de carbono e polinização; e v) serviços culturais - educação e desenvolvimento cognitivo, turismo e recreação, patrimônio e prestígio, amenidades e estética.

2.2 Hidrossistemas urbanos: rios, nascentes e áreas úmidas

Nascentes, áreas úmidas, cursos d'água e lagos podem ser vistos como hidrossistemas relacionados intrinsecamente dentro de uma determinada unidade de paisagem (Barros e Felipe, 2024). Dessarte, para esta pesquisa, optou-se por adotar o termo “hidrossistema” para se referir a cada um dos sistemas ambientais supracitados estudados. Tal escolha é pautada na ideia da conectividade entre os diversos elementos ambientais que compõem os sistemas rio, nascente e áreas úmidas. Segundo Barros et al (2023), a conectividade é um dos princípios fundamentais para se compreender a dinâmica hidrogeomorfológica, onde água (superficial ou subterrânea) relaciona espacialmente distintas unidades do sistema ambiental, seja para o intercâmbio de energia ou de matéria. Desta forma, os hidrossistemas se constituem pelas suas conectividades e desconectividades, como um par dialógico (Wohl et al., 2017; Barros, et al, 2023).

Assim, será levado em consideração, que a conectividade controla a movimentação de sedimentos e organismos no sistema geomorfológico a partir de fluxos laterais, longitudinais e verticais, de matéria, biota e energia, cuja integridade e funcionamento está associada à interação dinâmica entre processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos (Piégay, Schumm, 2007), conceitualmente configurando um continuum entre unidades totalmente conectadas até desconectadas em distintas escalas temporais e espaciais (Wohl, 2017; Barros et al, 2023).

Em outras palavras, enquanto alguns hidrossistemas se caracterizam por várias formas de conectividade (por exemplo, a relação intrínseca entre nascentes e canais de primeira ordem), outros existem devido à descontinuidade, o que lhes permite reter matéria (como áreas úmidas e lagos). Com os hidrossistemas como foco, a topografia torna-se crucial para compreender a conectividade, pois ela expressa a energia gravitacional na dinâmica das águas superficiais. Parâmetros como a profundidade dos vales, a inclinação e a curvatura das vertentes (convexidades e concavidades) são importantes controles geomórficos nas conexões eco-hidrológicas (Cadot, Wine, 2017).

2.2.1 Rios

Ward (1989) descreveu as relações que ocorrem nos rios usando quatro dimensões (lateral, longitudinal, vertical e temporal), que auxiliam no entendimento da dinâmica fluvial, uma vez que movimentos laterais e verticais de água, bem como materiais, energia e organismos, também influenciam a característica do canal (Magalhães Jr; Barros, 2020).

A dimensão temporal também é crucialmente importante, pois os rios estão em constante mudança, devendo-se sempre se considerar tanto o tempo quanto o espaço na dinâmica fluvial. A estrutura física do rio é formada pelo movimento de água, materiais, energia e organismos dentro desse framework multidimensional (Schumm, 1977; Charlton, 2008). Assim como o movimento afeta a estrutura, a estrutura também afeta o movimento. Esse ciclo natural de feedback ajuda a criar um estado de equilíbrio dentro do corredor do rio conhecido como equilíbrio dinâmico, que permite que o corredor acomode mudanças limitadas enquanto mantém sua estrutura essencial e funções (Fisrwg, 1998).

O modelo de movimento interno/externo se torna mais complexo quando se considera que o ambiente externo de um ecossistema dado é um ecossistema maior. Um ecossistema de rio, por exemplo, possui uma relação de entrada/saída com a próxima escala superior, o corredor do rio. Essa escala, por sua vez, interage com a escala da paisagem, e assim por diante na hierarquia (Strahler, 1957).

Além disso, um curso d'água é um elemento espacial nas escalas da bacia hidrográfica e da paisagem. Mas, como parte da hierarquia, ele tem seu próprio conjunto de elementos estruturais. A cobertura florestal ou arbustiva ripária (à beira do rio) é uma matriz comum em nesses sistemas fluviais, podendo-se citar também o sistema vertentes, planícies de inundação, áreas úmidas, meandros, confluências, ilhas ou barras fluviais, áreas de recreação passiva, entre outros (Fisrwg, 1998).

Segundo Leopold et al (1964), dentre os elementos estruturais que compõem um sistema fluvial, se analisarmos a dimensão lateral, podemos destacar seus principais componentes: o canal propriamente dito, sua bacia de inundação e uma faixa de transição entre a planície de inundação e a paisagem circundante.

Por se tratar de um sistema aberto, existem uma série de elementos que condicionam a dinâmica de um curso d'água, como por exemplo o seu tamanho, tipo de fluxo e interação com as águas subterrâneas, através da recarga e descarga de aquíferos (Piégay, Schumm, 2007). Em relação à planície deste curso d'água, também podemos citar alguns elementos que desempenham um importante papel na dinâmica do sistema fluvial como um todo, a citar: o

armazenamento da água e dos sedimentos pós-eventos de inundação, migração lateral, abandono de meandros e formações de pequenas feições do relevo. Já na faixa de transição entre a planície e a paisagem circundante, é válido ressaltar a formação de terraços, oriundos de novos padrões de fluxo fluvial, alterações no tamanho ou carga de sedimentos, ou mudanças no nível de base da bacia hidrográfica (Fisrwg, 1998).

Os processos que moldam a estrutura do perfil lateral de um curso d'água também influenciam seu perfil longitudinal, pois a largura e a profundidade do canal aumentam para jusante, dada uma maior área de drenagem e de fluxo. Portanto, mesmo entre diferentes tipos de rios, uma sequência comum de mudanças estruturais é observável das nascentes até a foz (Fisrwg, 1998). Assim, o perfil longitudinal geral da maioria dos cursos d'água pode ser, de uma maneira bem geral, dividido em três zonas: Zona de cabeceira, Zona de transferência e Zona deposicional (Schumm, 1977).

A primeira delas, onde estão as nascentes, frequentemente apresenta maior inclinação, onde os cursos d'água formados escavam o vale e os sedimentos se erodem das encostas da bacia hidrográfica, se deslocando rio abaixo. A zona de transferência, recebe parte do material erodido e geralmente é caracterizada por planícies de inundação largas e padrões de canais sinuosos. O gradiente se aplaina na última zona, a de deposição, resultado de um menor gradiente de energia. É importante observar que a erosão, a transferência e a deposição ocorrem em todas as zonas, mas o conceito de zona se concentra no processo mais dominante (Fisrwg, 1998).

2.2.2 Nascentes e áreas úmidas

Os processos de investigação de nascentes e áreas úmidas no Brasil é marcado por diversos desafios, como a falta de critérios para sua definição, delimitação e classificação, negligência e fragilidade nos âmbitos político e legal, lacunas teórico-metodológicas e prevalência de estudos monotéticos (Junk et al., 2013; Felipe e Magalhães Jr, 2013; Cunha et al., 2015, Gomes e Magalhães Jr, 2020, Moura e Felipe, 2024). Com isso, tanto as nascentes quanto as AU's acabam tendo suas funções ecológicas e ambientais superficialmente conhecidas e dificilmente valorizadas em termos políticos, legais e sociais.

Segundo o INAU (2013; p. 28) “para uma gestão que vise a proteção e o uso sustentável das AUs, a clara definição da sua extensão deve ser baseada em parâmetros científicos e não arbitrários”. Todavia, isto é dificilmente aplicado na legislação brasileira, visto que não considera de forma integrada a dinâmica dos sistemas ambientais (Gomes, Magalhães Jr, 2020).

Nesta conjuntura, pode-se concluir, que o Novo Código Florestal foi marcado por um notável retrocesso para a proteção das AUs e sistemas hídricos em geral. Contudo, esforços de investigação de nascentes e AU's urbanas vêm sendo intensificados nas últimas décadas, seja em nível nacional (Paraguassú, et al, 2010; Oliveira et al, 2013; Felipe et al, 2013; Carmo et al, 2014; Felipe e Magalhães Júnior, 2014; Ferreira e Magalhães Júnior, 2018; Gomes e Magalhães Júnior, 2020; Guimarães e Felipe, 2021; Silva e Faria, 2021; Moura e Felipe, 2024), como internacional (Zedler; Leach, 1998; Grayson et al, 1999; Ehrenfeld, 2000; Mahan et al., 2000; Boyer; Polasky, 2004; Hettiarachchi et al, 2015; Palta et al., 2017; Ballen, 2018, Stevens et al, 2021).

O caráter multi e interdisciplinar do estudo e proteção das nascentes e AUs, demanda a integração de distintas áreas do conhecimento, abarcando as esferas hidrológicas, hidrogeológicas, climáticas, geomorfológicas, pedológicas, químicas e biológicas (Lefor, Kennard, 1977; Tiner, 1999; Reddy, Delaune, 2008). Entretanto, no que tange as AU's, as pesquisas no Brasil concentram-se sobretudo em abordagens de cunho, biológico, com ênfase na caracterização e classificação com base em aspectos vegetacionais e, ocasionalmente, sem contexto espacial-ambiental das AUs em termos de estudos integrados da paisagem (Junk et al., 2013). Já em relação às nascentes, os estudos normalmente estão focados apenas no elemento água, onde todo o estudo do sistema nascente se baseia na análise da qualidade da água (Moura, 2020). Neste sentido, as perspectivas geográficas são quase sempre ausentes ou insuficientemente abordadas, incluindo o enfoque hidrogeomorfológico (Gomes, 2017).

A relevância do tema é ressaltada quando se leva em conta as crescentes e notórias pressões e impactos ambientais nos hidrossistemas do país, particularmente graves, no âmbito urbano. A degradação e extinção de sistemas hídricos, neste contexto, reflete a histórica conjuntura sociopolítico-econômica pautada na desregulação da relação sociedade/natureza (Porto-Gonçalves, 2006), culminando, fatalmente, nos desequilíbrios dos processos de apropriação/utilização de recursos naturais.

As áreas úmidas urbanas são inseridas nos limites definidos pelo zoneamento municipal (Ramsar Convention Secretariat, 2008), constituindo uma temática ainda relativamente inexplorada e marcada por desconhecimento e negligência (Ferreira; Magalhães Jr, 2018). Apesar da relevância e singularidade das AU's urbanas, a perda e destruição desses sistemas é uma realidade frequente em nível mundial (Coleman et al., 2008; Hu et al., 2017). Ainda que haja esforços por parte dos países signatários do Tratado de Ramsar para a redução no ritmo de degradação, e para a valorização das AU's e seus serviços, a maior parte dos processos de uso e ocupação da terra não contempla esses hidrossistemas de modo abrangente, fato impulsionado

por interesses associados à especulação imobiliária, ao desenvolvimento industrial e à implantação de vias de circulação (Ferreira, 2020). Desta forma, os hidrossistemas ainda presentes nas metrópoles mundiais são comumente alterados e ameaçados pelas pressões urbanas (Ehrenfeld, 2000). O poder público encontra nas unidades de conservação, como os parques municipais, uma alternativa paliativa para a proteção dos hidrossistemas, estratégia esta que não evita a sua fragmentação (Ferreira; Magalhães Jr, 2018).

No que tange às nascentes urbanas, a realidade não é muito diferente, visto que dos muitos problemas oriundos da urbanização, a destruição de nascentes é, sem dúvida, um deles (Felippe, 2009). A impermeabilização parcial, senão total, dos corpos hídricos no meio urbano acarreta um expressivo número de nascentes em elevado estágio de degradação, sendo muitas vezes drenadas para dar lugar a elementos infraestruturais. Especificamente, no caso belo-horizontino, é documentado e relatado o desaparecimento de inúmeras nascentes, uma vez que algumas são drenadas diretamente para a rede pluvial, ocorrendo como pequenos rios completamente canalizados em subsuperfície (Figueiredo, 2004; Felippe, 2009). Portanto, em resumo, os sistemas hídricos associados, como as nascentes e AU's, são constantemente degradados ou sumariamente suprimidos por intervenções diretas ou por falta de alimentação hídrica (Ferreira e Magalhães Jr, 2018).

Ainda, este cenário é agravado pelas dificuldades “de dimensionamento das perdas relacionadas à supressão dos sistemas hídricos nas grandes metrópoles, devido à invisibilidade à qual estão sujeitos e também ao desconhecimento da população sobre a sua existência e as suas funções” (Ferreira, 2020, p.12). Sem o conhecimento da relevância das nascentes e AUs, a população não somente as ignora, como em certos casos apoia e/ou solicita ao poder público a sua supressão, dado que associam os ambientes brejosos com insalubridade (mal cheiro, vetores de doenças etc.). Este fato expressa a falta de conhecimento e sensibilização com respeito às diversas funções e serviços ecossistêmicos prestados pelas nascentes e AUs, incluindo a perenização de cursos d'água, atenuação de cheias, recarga de aquíferos, sequestro de carbono, regulação dos ciclos de nitrogênio, suporte à biodiversidade e às atividades sociais e econômicas (Gomes, Magalhães Júnior, 2020; Ferreira, 2020). Neste sentido, esses sistemas ambientais podem atuar de forma significativa para mitigar efeitos da impermeabilização massiva, armazenando águas pluviais e retendo a poluição difusa (Reinelt; Horner, 1995).

Apesar da preocupação com nascentes apresentada na legislação federal (Lei 9.433/97 e na Resolução CONAMA nº 303/2002), ainda são poucos os estudos acadêmicos referentes às nascentes e áreas úmidas de Belo Horizonte. O que se sabe, foi levantado por Felippe (2009) e Ferreira (2020), em que o primeiro trabalho buscou identificar, propor uma nova tipologia e

avaliar a qualidade ambiental das nascentes situadas em alguns parques urbanos de Belo Horizonte e o segundo buscou inventariar e averiguar a qualidade ambiental das áreas úmidas inseridas em quinze parques urbanos de Belo Horizonte. Isso amplia a importância deste trabalho, que pretende dar continuidade aos trabalhos pretéritos, não somente identificando outras nascentes e áreas úmidas e outros parques ainda não estudados, mas também, avaliando as condições ambientais desses sistemas hídricos, a fim de se averiguar a sua capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos.

2.2.3 Nascentes

A troca entre águas subterrâneas e águas superficiais é altamente transiente no tempo e variável no espaço, sendo controlada por muitos recursos e processos conectados, como heterogeneidades subterrâneas, sistemas de fluxo de águas subterrâneas, condições climáticas e vegetação (Rossi, et al 2012, Moura, 2020). Nota-se aqui a necessidade de tomar as nascentes como sistemas, visto a mútua e vigente relação entre seus elementos constituintes. Diante disso, este trabalho considera a nascente “como um sistema ambiental em que o afloramento da água subterrânea ocorre naturalmente de modo temporário ou perene, e cujos fluxos hidrológicos na fase superficial são integrados à rede de drenagem” (Felippe 2009, p.99). Tendo em vista este conceito, pode-se afirmar que uma nascente engloba os mais diversos processos hidrológicos, hidrogeológicos e geomorfológicos que resultam na exfiltração da água e na formação de um curso d’água (Felippe, 2009).

Ao tomar as nascentes enquanto sistemas ambientais, deve-se entendê-las como subsistemas abertos do geossistema no qual se inserem (Felippe, 2013). Ainda, segundo o autor, variáveis externas como o clima, relevo, sociedade e aquíferos condicionam a gênese e a dinâmica das nascentes. Além disso, variáveis internas também são responsáveis pela estruturação das nascentes, como por exemplo, a água, morfologia, ecossistema e material onde a água exfiltra (Felippe, 2013). O clima controla o fornecimento de água pela precipitação e a manutenção do regime das nascentes intermitentes. Além disso, a mobilidade das nascentes está intimamente atrelada à sazonalidade climática, uma vez que estas se movem de acordo com a pluviosidade e com a oscilação do nível hidrostático do fundo dos vales (Faria, 1997).

Os aquíferos garantem a exfiltração e influenciam (de certa forma) nas características das águas. O relevo define a localização das nascentes e a sociedade está atrelada ao uso e ao mesmo tempo à transformação das nascentes. A morfologia determina os locais de baixo potencial onde estarão as surgências. O material é o que recobre a morfologia da nascente e o

ecossistema é o que se desenvolve em função das condições ambientais locais. Essas variáveis estruturantes serão definidoras das características fisiográficas das nascentes (Felippe 2013).

Neste contexto, algumas pesquisas se debruçaram para compreender as nascentes a partir de uma caracterização multivariada, como é visto no trabalho de Springer & Stevens (2009), ao descrever subjetivamente classes de nascentes em função dos seus aspectos hidroecológicos, e o de Felipe e Magalhães Jr (2014) ao propor tipos distintos de nascentes em função de nove variáveis hidrogeomorfológicas integradas em um modelo qualitativo. Dessarte, para este trabalho optou-se pelo uso da tipologia multivariada de Felipe e Magalhães Jr (2014) (Quadro 1) a fim de possibilitar interpretações transversais das nascentes, sistematizando-as de modo profícuo e evitando superficialidades.

Quadro 1: A tipologia de nascentes proposta por Felipe e Magalhães Jr (2014) a ser utilizada na classificação das nascentes estudadas.

Tipologias de nascente, Felipe (2009)									
Classificação	Morfologia da nascente	Tipo de exfiltração	Existência de contato	Vazão média anual	Razão de vazão	Migração	Profundidade média do manto	Posição dos afloramentos	Sazonalidade
Freática	Concavidade	Difusa	Sem contato	Baixa	Prioritariamente estável, tendendo a superior a 1 (nascentes que diminuem sua vazão no inverno)	Indiferente	Profundo	Ausente	Perene
Dinâmica	Afloramento ou duto	Múltipla ou pontual	Com contato	Indiferente	Prioritariamente inferior a 1 (nascentes que aumentam sua vazão no inverno)	Fixa	Raso	Na nascente	Perene
Sazonal erosiva	Talvegue	Pontual	Indiferente	Baixa	Muito elevada (nascentes em que no inverno a vazão é muito baixa ou nula, impossível de mensurar)	Não mensurável	Médio	Na nascente ou aos arredores	Intermitente
Flutuante	Concavidade	Difusa	Com contato	Baixa à média	Prioritariamente estável, tendendo a superior a 1 (nascentes que diminuem sua vazão no inverno)	Móvel	Médio	Ausente ou arredores	Perene
Sazonal de encosta	Duto ou olho	Pontual	Sem contato	Média à baixa	Muito elevada (nascentes em que no inverno a vazão é muito baixa ou nula, impossível de mensurar)	Não mensurável	Profundo	Ausente	Intermitente
Antropogênica	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: Felipe e Magalhães Jr (2014).

2.2.4 Áreas úmidas

Neste trabalho, considera-se áreas úmidas como sistemas hidrogeomorfológicos formados a partir da saturação hídrica, em longo prazo, de uma superfície (Gomes; Magalhães Júnior, 2017). Podem ser conceituadas como “sistemas permanentes ou temporariamente saturados, inundados e/ou alagados, formados em relevos e substratos que permitem um maior acúmulo de águas superficiais e/ou subsuperficiais” (Gomes, 2017, p.163). Ademais, são ambientes que abarcam grande complexidade relativa às gêneses, funções e comportamentos dentro do contexto das paisagens em que ocorrem (Dvoretz et al., 2012).

As AU's são sistemas extremamente sensíveis às pressões ambientais às quais estão submetidas, respondendo rapidamente às trocas internas e externas de energia e matéria, comportando e processando inputs e outputs que modificam sua estrutura e a organização (Christofolletti, 1999; Guimarães, Felipe, 2021). Portanto, à luz da concepção de sistemas abertos, caóticos, não-lineares e complexos (tal como as nascentes) as AUs estão em constante processo de troca material e de energia com a paisagem em que se encontram (Rodriguez et al, 2004; Guimarães, Felipe, 2021) e em uma dialógica constante de organização e desorganização (Morin, 2015).

Existem, na literatura nacional e internacional, muitas propostas de classificação de AU's, como por exemplo Estados Unidos (Cowardin et al., 1979; Shaw; Fredine, 1956), Canadá (Warner; Rubec, 1997), Austrália (Semeniuk; Semeniuk, 1995) África do Sul (Ollis et al., 2013) e Brasil (Junk et al., 2013, Gomes, 2017, Ferreira 2020). Cada proposta parte de um referencial teórico específico, geralmente adaptado à realidade do país/região em questão, adotando uma escala espacial. As propostas, em geral, estão apoiadas em quatro objetivos gerais: (a) descrever unidades ambientais que apresentam atributos relativamente homogêneos; (b) padronizar a caracterização e descrição das unidades de forma a auxiliar a tomada de decisão e gestão; (c) possibilitar o mapeamento e inventário; (d) contribuir para uniformidade conceitual e terminológica do tema (Mitsch; Gosselink, 2007). A estruturação de cada sistema é distinta e apresenta, no geral, uma estrutura hierárquica de parâmetros para a classificação (Ferreira, 2020).

Para esta pesquisa, dentre as muitas metodologias de classificação de AU's, a mais condizente com a realidade deste trabalho é a de Ferreira (2020), que teve seu enfoque voltado para AU's urbanas, localizadas em parques urbanos de Belo Horizonte. Para tal, a autora utiliza uma abordagem mais ambiental em sua tipologia, considerando, para a classificação, diversos critérios como precipitação, dimensão das AU's, condição da umidade, tipo de conexão,

composição do solo, cobertura vegetal, parâmetros físico-químicos de qualidade da água, entre outros. O Quadro 2 aborda os quatro tipos de AU's propostos pela autora, com suas respectivas materializações na paisagem urbana.

Quadro 2: Tipos de áreas úmidas e suas principais características.

Classificação	Características
Tipo 1 – AU's extensas com tendência a contração	AUs predominantemente extensas (>150m ²) sobre granito-gnaisses, em fundos de vale, em que a superfície oscila entre o saturado e o úmido, com substrato orgânico, lâmina rasa, vegetação arbórea e tendência à contração na estação seca
Tipo 2 – AU's extensas com tendência a manutenção	AUs predominantemente extensas (>150m ²) a muito extensas (>350m ²), sobre granito-gnaisses, permanentemente alagadas, com substrato orgânico, vegetação arbustiva e tendência à manutenção na estação seca.
Tipo 3 – AU's marginais com tendência a contração	AUs marginais (a cursos d'água e reservatórios), de dimensões variáveis, com substrato orgânico, que oscilam entre o alagamento e a saturação da superfície, com vegetação arbórea e tendência à contração na estação seca.
Tipo 4 – AU's medianas com tendência a contração	AUs com extensão mediana (até 150m ²), sobre xistos e filitos, permanentemente alagadas, em canal ou nascente, com cobertura arbórea, e tendência à manutenção ou discreta contração na estação seca.

Fonte: Ferreira (2020).

2.2.5 Nascentes e áreas úmidas: aproximações conceituais

A abordagem das nascentes e AU's na literatura traz diversos pontos de convergência conceitual, mas os dois sistemas apresentam diferenças que podem ser importantes. Nascentes e AU's podem desempenhar as mesmas funções ambientais e prover os mesmos serviços ecossistêmicos, particularmente a manutenção de aspectos biológicos e hidrológicos essenciais, o papel de mananciais para usos humanos, a regulação do clima, o controle de inundações, a conexão entre recursos hídricos superficiais e subterrâneos, dentre outros (Phillips, 1989; Piedade et al., 2012; Felipe, 2013; Gomes, 2017; Moura 2020; Guimarães, Felipe, 2021).

As nascentes e AU's são sistemas tipicamente complexos, pois apresentam aspectos específicos, heterogêneos e multidisciplinares, dotados de plena autonomia, autorregulação e auto-organização. Esta complexidade faz com que sejam sistemas de difícil compreensão, muitas vezes, inseridos em abordagens reducionistas e simplistas que comprometem a sua investigação e o conhecimento de sua origem e dinâmica e intensificam os desafios para a sua proteção e gestão (Moura, 2020). Ou seja, conhecer o sistema nascente ou o sistema AU's, significa entender que eles são compostos por uma série de elementos (água, animais,

vegetação, solo, ar, rochas, etc.) que são indissociáveis entre si. É um grande equívoco estudar cada elemento separadamente, para no final buscar um entendimento a respeito da nascente ou AU. Os elementos devem ser entendidos em conjunto, sempre relacionando-os entre si.

Em segundo lugar, deve-se sempre ter em mente que a constante inter-relação dos componentes de um sistema ambiental – neste caso as nascentes e as AU's- tal como a vigente entrada e saída de matéria e energia do mesmo, engendra novas dinâmicas entre os elementos do sistema. Fica claro portanto, que cada sistema (nascente e/ou AU) apresenta uma identidade própria, sustentada pelas trocas constantes de matéria e energia com o ambiente e com os próprios sujeitos do grupo, dos quais recebe a informação necessária para o desenvolvimento de seus processos internos (Alves e Seminotti, 2006). Dessarte, para os autores, entende-se que a identidade desse sistema, o define como singular. Portanto, a identidade pode ser compreendida como um fenômeno sistêmico.

É comum que os aparatos legais não contemplem as nascentes e as AU's, ou as contemplem de modo parcial, fragmentado e até mesmo equivocado, ignorando tipologias que não se enquadram na visão simplista e reducionista destes sistemas. Nesses casos, não raro verifica-se a concomitância do desrespeito à legislação e às políticas de proteção e manejo de nascentes e AU's, com a conformidade legal das ações humanas, mas em um quadro de legislação inadequada (Felippe, 2009; Gomes, 2017; Ferreira 2020; Moura 2020).

Segundo Felippe (2009:99) nascente é um sistema ambiental em que o afloramento da água subterrânea ocorre naturalmente de modo temporário ou perene, e cujos fluxos hidrológicos na fase superficial são integrados à rede de drenagem. Este conceito é bastante similar à concepção de AU's por parte de Gomes (2017), com exceção da não obrigatoriedade dos “fluxos hidrológicos superficiais integrados à rede de drenagem”, já que nem toda AU se configura como nascente.

Esta diferença pode ser ilustrada por meio da proposta de classificação de Gomes (2017), intitulada “Classes HGM para AUs em MG”. A proposta foi baseada no sistema de classificação sul-africano, e nos biomas e particularidades físicas do estado de Minas Gerais. As Classes HGM foram definidas com base em critérios: I) geomorfológicos, sobretudo em termos de forma de cada AU, seus processos, formas de relevo e/ou materiais associados; e II) hidrológicos, principalmente de dinâmica e funcionamento hídrico. Cada uma dessas Classes associa-se pelo menos a um tipo de sistema úmido dominante (envolvendo as dimensões “área e umidade”), conforme o Quadro 3.

Quadro 3: Classes hidrogeomorfológicas (HGM) para as Áreas Úmidas de Minas Gerais.

Classes hidrogeomorfológicas para as AUs de Minas Gerais	Sistema úmido dominante
AUs de planície inundável	Brejos e Pântanos
AUs planas de elevadas	Nascentes difusas
AUs deprimidas	Lagoas transicionais
AUs de cabeceira de drenagem	Veredas
AUs de fundo de vale	Campos de murundus

Fonte: adaptado de Gomes (2017).

A autora define cada uma das classes hidrogeomorfológicas, bem como o seu sistema úmido dominante, sendo possível perceber, especialmente nos brejos, pântanos, lagoas transicionais e veredas, que há dois tipos de saturação dos sistemas: I) pela água superficial (especialmente após algum evento de precipitação, escoamento superficial e inundação); II) pela exfiltração da água subterrânea, principalmente após a oscilação do nível freático). Dessarte, se a gênese de uma AU estiver associada à situação I, ela não se configura em uma nascente, o que já pode ocorrer no caso II.

Portanto, ao serem formadas a partir da exfiltração da água subterrânea, seja em quaisquer contextos como depressões, planícies inundáveis ou cabeceiras de drenagem, as AUs comumente se configuram em zonas brejosas, as quais podem dar origem a nascentes de cursos d'água (nascentes difusas) ou não. Em caso positivo, em que os fluxos da AU se conectam com a rede de drenagem, há uma convergência nas categorias de AU's e nascentes, ou seja, áreas úmidas de nascentes difusas, ilustrando as diversas dimensões do ciclo hidrológico (Alexander et al., 2018). Este processo pode ocorrer em veredas, pântanos, lagoas transicionais e outros tipos de AU's que também se configuram como nascentes. Cabe ressaltar, entretanto, que se toda nascente difusa é uma área úmida (brejosa), nem toda área úmida é uma nascente, já que os fluxos não se conectam, necessariamente, com a rede de drenagem. Desta forma, a conexão entre os conceitos de AU's e nascentes ocorrem diretamente para a categoria de nascentes difusas, e não para as pontuais e múltiplas (Felippe, 2009).

Outras propostas de classificação de AU's também expressam, ainda que indiretamente, a conexão entre AU'S e nascentes, como o Sistema de Classificação de Cowardin et al. (1979), denominado Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States, e o "Sistema de Classificação de AUs de Ramsar", delineado por Scott e Jones (1995) e colocado em prática na Ramsar Convention Secretariat (2013), o qual buscou contemplar os diferentes tipos de AU's do mundo.

2.3 Parques lineares ripários

Segundo Giordano (2004), os parques lineares são áreas destinadas tanto à conservação como à preservação dos recursos naturais, interligando fragmentos florestais e outros elementos encontrados em uma paisagem, agregados às funções de uso humano, expressas principalmente por atividades de lazer. Ahern (1995) elenca alguns dos propósitos dos parques lineares, como, por exemplo, ecológicos, recreacionais, culturais, estéticos e outros condizentes com o uso sustentável do solo.

Para Guimarães (2011), os parques lineares se caracterizam fundamentalmente, como uma intervenção urbanística associada à rede hídrica de fundos de vale, mais especificamente na planície aluvial. Têm como características: proteger ou recuperar os ecossistemas lindeiros aos cursos aos corpos d'água, conectar áreas verdes e espaços livres, controlar enchentes e prover áreas verdes para o lazer. Esta concepção é a que mais se assemelha a dos parques lineares desta tese, uma vez que os parques urbanos criados pelo programa DRENURBS, exercem a função de proteger os cursos d'água ali existentes, sendo construídos em formato alongado para acompanhar o perfil longitudinal do curso d'água. Por isso, os parques lineares estudados nesta tese, são aqui denominados como parques lineares ripários.

Ainda, o referido autor salienta que os parques lineares podem ser definidos à luz de cinco princípios: I) Configuração espacial essencialmente linear; II) Capacidade de união de elementos da paisagem, atuando de forma sinérgica num sistema; III); Multifuncionalidade, associando usos espaciais e funcionais de forma compatível e necessidades ecológicas, culturais, sociais e estéticas; IV) Sustentabilidade; IV); Estratégia espacial, que integra sistemas lineares com outras áreas não lineares, cuja composição não é beneficiada pela diversidade de usos.

De acordo com Little (1990), Friedrich (2007), Barbosa (2010), Guimarães (2011) e Nagano (2018) são muitos os propósitos que levam à criação de um parque linear, a citar a recuperação ambiental de cursos d'água, estabelecimento de espaços de recreação e lazer, instauração de corredores ecológicos, permitindo a manutenção da diversidade ecológica e, em uma escala maior, a concepção de uma rede de parques baseada em formas naturais como vales ou pela união de parques lineares com outros espaços abertos, criando infraestruturas verdes alternativas, permitindo não apenas a interação entre as espécies, atuando como corredor migratório para plantas e aves.

Além de sua função recreacional, Frischenbruder e Pellegrino (2006) destacam a função educacional e social, através de ações de educação ambiental, cidadania, culturais e de pesquisa. Ademais, os passeios lineares provocam um efeito positivo na sociedade, que pode ser observado pela quantidade de pessoas que caminham ou pedalam em eixos viários lineares existentes. Estes espaços buscam promover na sociedade o reconhecimento da importância dos espaços abertos e naturais para o melhoramento da qualidade de vida urbana (Friedrich, 2007). Ainda segundo este autor, os parques lineares atuam como grandes aliados para a rede de drenagem local e atenuação de cheias e de intensa erosão, auxiliando a permeabilidade do solo das margens dos cursos d'água, permitindo a infiltração e a vazão mais lenta da água durante as inundações.

Ressalta-se que os propósitos de criação dos três parques lineares abarcados nesta tese, coincidem com os descritos acima, especialmente no quesito atenuação de erosão e cheias e áreas de lazer e recreação.

2.4 Estratégias de revitalização de hidrossistemas degradados: Recuperação, Restauração ou Reabilitação?

A discussão sobre as abordagens voltadas à melhoria de rios degradados se recuperação, reabilitação, restauração não é meramente terminológica, mas reflete diferentes compreensões sobre o papel dos hidrossistemas na cidade e sobre os limites e possibilidades das intervenções humanas nesses ambientes. Em meio a uma crise global de degradação hídrica, a escolha da estratégia traduz não apenas um objetivo técnico, mas um posicionamento político-ecológico: o que se deseja recuperar? quais funções devem ser priorizadas? para quem são produzidos os benefícios? A própria Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas, ao estabelecer no ODS 6.6 a meta de “proteger e restaurar ecossistemas relacionados à água, incluindo rios, zonas úmidas, lagos e aquíferos”, confere centralidade a esse debate (ONU, 2015). Nesse sentido, compreender as diferentes modalidades de intervenção ao longo do tempo, e especialmente suas versões mais recentes, é fundamental para analisar criticamente as práticas brasileiras e situar o DRENURBS no panorama contemporâneo da reabilitação fluvial.

Historicamente, a gestão de rios urbanos foi orientada por uma visão higienista e hidráulica, centrada na canalização rígida, na supressão das planícies de inundação e na transformação do curso d'água em infraestrutura de escoamento rápido. Essa fase, dominante até meados do século XX, resultou em hidrossistemas enterrados, habitats destruídos e ruptura

das relações entre sociedade e água (Palmer et al., 2014). Nas décadas de 1970 e 1980, surgem os primeiros conceitos de recuperação, geralmente focados no controle de enchentes, na redução de assoreamento e no manejo de taludes, ainda com baixa preocupação ecológica. É somente a partir dos anos 1990 que se consolida, internacionalmente, a noção de reabilitação ecológica (Macedo et al., 2022).

Também, cresce globalmente o paradigma da renaturalização, uma das vertentes mais ambiciosas e recentes das intervenções em rios urbanos, com projetos europeus e asiáticos. A literatura enfatiza que esse tipo de intervenção tende a produzir benefícios mais profundos e duradouros, embora exija investimentos altos, remoções estruturais e longo prazo de execução (Zerega et al., 2021).

A seguir, serão abordadas e detalhadas as três estratégias supracitadas, visando elucidar suas diferenças, aplicações e exemplos, nos fornecendo subsídio teórico-conceitual para avaliarmos mais crítica e efetivamente os avanços do DRENURBS.

a) Recuperação

O termo “recuperação” vem sendo bastante utilizado no Brasil, e deve-se entendê-lo a partir do momento que o ambiente degradado retorne a uma forma de utilização de acordo com o plano preestabelecido para o uso do solo (IBAMA, 1990). Em outras palavras, implica que uma condição estável será obtida em conformidade com os valores ambientais, econômicos, estéticos e sociais da circunvizinhança. Com isso, o ambiente degradado, terá condições mínimas de estabelecer um novo equilíbrio dinâmico, desenvolvendo um novo solo e uma nova paisagem (Souza, 2004).

Além disso, a recuperação de áreas degradadas, ou recuperação ambiental, é um conjunto de ações planejadas e executadas por especialistas de diferentes áreas do conhecimento humano, que visam proporcionar o restabelecimento da auto-sustentabilidade e do equilíbrio paisagístico semelhantes aos anteriormente existentes, em um sistema natural que perdeu essas características. As pesquisas em recuperação ambiental têm focado tanto os problemas decorrentes das atividades antrópicas (como a agropecuária, mineração, urbanização e industrialização), como aqueles decorrentes de processos naturais, tais como enchentes, secas e atividades sísmicas. (Griffith et al.2000; Souza, 2004).

Portanto, de uma maneira geral, será definido como recuperação qualquer tipo de ação que vise melhorar a qualidade de um rio sob aspectos paisagísticos, urbanísticos, ecossistêmicos ou hidrológicos, tanto qualitativos quanto quantitativos, semelhante à definição de Rutherford et al., 2000 de remediação. Ou seja, os termos apresentados a seguir: restauração e reabilitação

são todas formas de recuperação de rios urbanos. Por exemplo construção de parques lineares, áreas de lazer, mudança da qualidade da água para irrigação, consumo humano ou industrial, inserção de biota não necessariamente nativa (Pasquotto, 2010).

O caso do Arroyo Alamar, em Tijuana, México representa de forma emblemática os limites e contradições das estratégias de recuperação de rios urbanos em contextos marcados pela desigualdade socioambiental. Tradicionalmente tratado como um canal de drenagem em região fronteiriça altamente industrializada, o Alamar recebeu, a partir dos anos 2000, uma série de intervenções orientadas sobretudo ao controle de cheias, estabilização das margens e canalização de trechos críticos. De acordo com Prado (2021), grande parte do projeto oficial priorizou infraestrutura rígida de concreto, concebida para reduzir o risco hidrológico em áreas densamente ocupadas por maquiladoras e assentamentos informais, mas sem aprofundar melhorias ecológicas significativas.

Apesar disso, movimentos comunitários e organizações socioambientais passaram a contestar o caráter estritamente funcional das obras, argumentando que o modelo de recuperação adotado pelo governo mexicano ignorava tanto o potencial ecológico do arroyo como as necessidades das comunidades ribeirinhas (PRADO, 2021; HIRT, 2015). Estudos participativos baseados em PPGIS mostram que a canalização contínua gerou efeitos adversos, como intensificação do calor urbano, degradação de habitats ripários e vulnerabilidade persistente em eventos extremos (PRADO, 2021). Avaliações críticas indicam que, embora o projeto tenha atingido parte dos seus objetivos hidrológicos, ele se revelou pouco eficaz na melhoria da qualidade da água, na proteção da biodiversidade e na redução de injustiças ambientais, uma vez que sua implementação esbarrou em disputas institucionais e interesses privados que é o reflexo de um modelo de recuperação que privilegia a engenharia dura em detrimento de processos ecológicos e sociais mais amplos.

b) Restauração

Há mais de cinco décadas, agências governamentais na América do Norte, Oceania e Europa têm implementado projetos de restauração de rios, motivadas pela necessidade de preservar e recuperar os ecossistemas fluviais (Palmer et al., 2007; Morandi et al., 2014; Wantzen et al., 2019; Macedo et al., 2022). Estudos recentes também demonstram que as intervenções de restauração de cursos d'água são eficazes, e esse conhecimento está se difundindo na comunidade acadêmica, resultando em uma maior valorização dos princípios de restauração fluvial nas políticas públicas e planos de bacia (Morandi et al, 2014; Wortley et al, 2013; Kail et al, 2015; Zingraff-Hamed et al, 2017).

A *United Kingdom Ecological Restoration Society* define restauração como o processo intencional de devolver um local à sua forma natural, restaurando a relação equilibrada entre os aspectos naturais e culturais. Isso implica em restaurar aspectos como a estrutura, a função, a diversidade e a dinâmica dos ecossistemas, tentando aproximá-los o máximo possível das condições originais. A componente social também está presente, incorporando a correção dos danos causados pelo ser humano aos ecossistemas e promovendo a recuperação da saúde ambiental (Ojeda, 2015).

Independentemente das variações conceituais, a restauração de cursos d'água sempre requer uma abordagem multidisciplinar. As intervenções devem considerar a restauração de processos geomorfológicos, hidrológicos e biológicos, levando em consideração as realidades financeiras e socioculturais específicas de cada ambiente (Macedo, Magalhães Jr, 2020). Uma restauração autêntica visa à recuperação natural dos sistemas fluviais, gradualmente melhorando seu estado através da redução das pressões e impactos, até que se tornem autossustentáveis. Restaurar significa, portanto, restaurar os processos de um sistema natural, trazendo de volta sua estrutura, funções, território e dinâmica (Macedo, Magalhães Jr, 2020). Isso não exige a obtenção de condições originais ou intocadas, já que essas são raramente encontradas nos sistemas hídricos perturbados atuais. Em vez disso, o objetivo é criar condições sem intervenções diretas, como obras de engenharia. Nesse contexto, Bernhardt et al. (2005) e Ojeda et al. (2015) destacam que a restauração visa mais a restauração das funcionalidades dos sistemas fluviais do que a recriação das condições "naturais" específicas de cada sistema.

Em resumo, Ojeda (2007) define a restauração como um conjunto de ações que buscam restabelecer a estrutura e as funções de ecossistemas degradados, considerando as condições dinâmicas mais próximas do estado natural, antes das perturbações humanas, embora seja difícil alcançar estados ambientais idênticos aos originais devido à dinâmica natural dos ecossistemas.

O maior desafio na restauração reside na remoção ou redução das pressões humanas sobre os sistemas fluviais, o que justifica a promoção de ações de reabilitação. Muitas atividades humanas são incompatíveis com a preservação dos sistemas fluviais, e a eliminação ou modificação dessas atividades é complexa do ponto de vista social e econômico. Além disso, frequentemente é difícil estabelecer condições naturais de referência (background) para um sistema fluvial (Brierley; Fryirs, 2000; Wade et al, 1998). Mesmo quando temos conhecimento das condições ideais, a dinâmica hidrológica atual muitas vezes impede ajustes, especialmente devido à presença de barragens a montante e à natureza do uso da terra (Wade et al., 1998). Além disso, em alguns casos, certos cursos d'água foram tão drasticamente modificados que a

restauração se torna economicamente inviável (Brierley; Fryirs, 2000; Gregory, 2006), como é o caso do Ribeirão Arrudas em Belo Horizonte (Macedo, 2009).

Devido à necessidade de conciliar com os usos da terra, a restauração fluvial é um desafio prático e é aplicável principalmente em situações de perturbações locais facilmente identificáveis. Por causa dessas limitações e desafios, defensores da restauração fluvial estão gradualmente adotando uma abordagem mais realista de reabilitação, buscando a melhor solução possível (Macedo, Magalhães Jr, 2020).

Em resumo, a restauração não deve se limitar a ações de estabilização, plantio de vegetação, paisagismo, urbanização ou mascaramento. Intervenções com foco puramente estético não devem ser confundidas com a verdadeira restauração, que se concentra nas funções ambientais e na dinâmica dos ecossistemas. Em tais casos, o termo mais apropriado a ser usado é "reabilitação".

O rio Cheonggyecheon, em Seul, Coreia do Sul, tornou-se o exemplo mais difundido de restauração urbana profunda, se configurando como uma intervenção estrutural capaz de restituir processos ecológicos em uma das áreas mais densamente urbanizadas do mundo. Entre 2003 e 2005, a cidade removeu uma via expressa elevada que cobria completamente o rio e realizou o destamponamento de aproximadamente 5,8 km de leito, reintroduzindo um curso d'água aberto no coração da metrópole (LANDSCAPE PERFORMANCE SERIES, 2014). O projeto incluiu reconfiguração morfológica do canal, recomposição vegetal, criação de habitats, passagens para fauna e implantação de um corredor verde multifuncional que se tornou marco da paisagem urbana contemporânea.

A literatura especializada registra resultados expressivos. Avaliações ambientais indicaram aumento de mais de 600% na biodiversidade (peixes, insetos, aves), melhoria da ventilação urbana e redução de 3 a 6 °C na temperatura do microclima ao redor do rio (LANDSCAPE PERFORMANCE SERIES, 2014). Estudos urbanos também observam forte ativação econômica e uso social contínuo ao longo do ano. No entanto, diversos autores apontam contradições importantes: Kim e Yang (2023) destaca efeitos de gentrificação verde e deslocamentos socioespaciais nas áreas adjacentes; outros estudos ressaltam a dependência de bombeamento artificial de água do rio Han para garantir vazão permanente, o que relativiza parte da sustentabilidade hidrológica do sistema (Kim e Yang 2023).

Assim, a restauração de Seul evidencia o potencial transformador de intervenções fluviais profundamente estruturais, mas também demonstra que restauração ecológica e justiça socioambiental não necessariamente caminham juntas, exigindo atenção redobrada ao “para quem” se destinam seus benefícios.

c) Reabilitação

De acordo com Ojeda et al. (2015), com a reabilitação busca-se a melhora do estado fluvial baseando-se na recuperação de alguns elementos, processos ou funções, aproximando os cursos d'água de suas condições originais, mas dentro de uma lógica mais "possibilista". Assim a reabilitação é o processo no qual o sistema fluvial apresenta melhoras no seu estado ambiental, mas não apresenta uma recuperação integral do sistema (Ojeda, 2015). Outros autores também consideram que a restauração é irreal e utópica, abandonando o termo e adotando exclusivamente o termo reabilitação (Brierley; Fryirs, 2000; Dufour; Piégay, 2009; Morandi et al., 2014).

A reabilitação surge como um processo possível quando a restauração se vê impedida pelas pressões/impactos humanos existentes (Dufour; Piégay, 2009), como, por exemplo, em áreas urbanizadas. Nesse sentido, a reabilitação associa, geralmente, aspirações de melhoria de processos naturais" (e não prístinos) dos territórios fluviais à incorporação de dimensões sociais e culturais de melhoria da qualidade de vida humana (Ojeda, 2015).

Assim, enquanto a restauração propõe o retorno das condições ambientais de um sistema fluvial ao estado mais próximo possível do original, a reabilitação é representada por estratégias de intervenção que não se preocupam em levar o quadro ambiental de um sistema fluvial o mais próximo possível da condição prístina, ou seja, buscam objetivos mais estéticos, de socialização, de revitalização dos espaços urbanos, recuperando alguns elementos específicos, podendo acarretar em ações que possibilitem o retorno parcial das condições biológicas e físicas da sua condição original (Findlay; Taylor, 2006). Pasquotto (2010) coloca o termo reabilitação como uma nova tendência das intervenções, que se relaciona aos aspectos de conservação, no contexto do desenvolvimento urbano sustentado. Ainda segundo a autora, atualmente, desde a virada do milênio, um dos termos mais utilizados é a reabilitação.

Choay e Merlin (1988) consideram a reabilitação uma operação mais avançada do que simples melhorias no habitat. Menos custosa que a restauração, supõe trabalhos delicados, que frequentemente desencorajam as ações do poder público. Este termo se sobressai aos outros por ser o que mais pressupõe a preservação do ambiente construído (Maricato, 2001) e ocupado, porém sem carregar um significado associado a momentos diferentes da história do urbanismo como os termos antecessores e também por incluir uma ação de preservação da arquitetura comum (não apenas de interesse histórico) e de conceber o patrimônio edificado em si como valor de recurso.

Segundo Valentim (2007), o termo "reabilitação" tem sido empregado por muitos autores como forma de expressar "um modo de intervenção urbana voltado à superação dos

passivos ambientais e econômicos resultantes de um histórico de industrialização pouco preocupado com suas externalidades negativas” tendo como meta a reinserção do local no ciclo econômico da cidade e o “desenvolvimento urbano sustentado”

No entanto, devem-se considerar os riscos da reabilitação, pois as intervenções podem envolver certa "maquiagem" superficial que valoriza a melhoria de alguns aspectos físicos, mas não foca na melhoria da qualidade ambiental. Nesse sentido, a reabilitação pode tornar-se um bom negócio econômico e instrumento de promoção política (Ojeda, 2015). Em termos comparativos, a aplicação de técnicas de reabilitação tende a levar um sistema fluvial degradado a atingir condições ambientais menos próximas do estado original (pré-impactos), enquanto a restauração tende a levar o sistema a estados menos perturbados.

Por fim, salienta-se que a reabilitação fluvial é um importante tópico para esta pesquisa, tendo em vista que tal temática perpassa intrinsecamente pela hipótese desta tese, acerca da capacidade de provisão de SE por parte de rios reabilitados de Belo Horizonte. Como já mencionado, em 2003 começou a ser executado o Programa DRENURBS -Programa de Recuperação Ambiental e Saneamento dos Fundos de Vale e dos Córregos em Leito Natural de Belo Horizonte, tornando-se um dos melhores exemplos de programas de reabilitação fluvial no Brasil (Wantzen et al., 2019; Macedo e Magalhães Jr., 2020).

Seus objetivos baseiam-se nas principais metas da reabilitação de cursos d'água urbanos no contexto brasileiro como a melhoria da qualidade da água, por meio da cobertura dos serviços sanitários (coleta de esgoto e lixo); o controle de Inundações, por meio da manutenção de áreas permeáveis adjacentes aos cursos d'água (parques lineares) e da construção de barragens de contenção/retenção de águas pluviais; a estabilização de margens fluviais para cessar/reduzir a produção de sedimentos; a integração dos cursos d'água às paisagens urbanas; a remoção de cidadãos de áreas de risco; e (vi) Iniciativas de educação ambiental (PBH, 2003; Macedo e Magalhães Jr, 2020, p366).

Ainda, a concepção do DRENURBS possuía metas transversais de despoluição de cursos d'água com implantação de redes coletoras, interceptores e tratamento dos esgotos, redução dos riscos de inundação com a implantação de sistemas de controle de cheias e desocupação de várzeas, controle da produção de sedimentos com a eliminação de focos erosivos, contenção e revegetação das margens e integração dos cursos d'água à paisagem urbana via compatibilização entre intervenções de drenagem, saneamento, qualidade ambiental, habitação e lazer (PBH, 2003; Macedo e Magalhães Jr, 2020).

Macedo et al 2022 avaliou os resultados do programa DRENURBS a longo prazo (2008 - 2019) considerando a qualidade da água, a estrutura física do habitat fluvial, as condições das

zonas ripárias, a condição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e as percepções da população local. Assim, os autores constataram uma melhoria progressiva na qualidade da água, nos resultados do MMI (*macroinvertebrate multimetric index*) e também na aceitação do processo de reabilitação dos rios. Ademais, as condições do habitat físico aquático e da zona ripária indicaram melhorias progressivas após a reabilitação, tendo em vista que antes da reabilitação, as pontuações estavam concentradas na zona prejudicada (< 40 pontos) e nos períodos de pós-reabilitação inicial e tardio, estavam dentro da faixa alterada (40-60).

No cenário internacional, o rio Anacostia, em Washington D.C., nos EUA, é um bom exemplo de reabilitação voltada à recuperação de funções ecológicas e hidrológicas sem pretensão de retorno às condições pré-industriais. Historicamente um dos rios mais poluídos dos EUA, o Anacostia recebeu, desde os anos 2000, uma série de intervenções baseadas em wetlands reconstruídas, remoção de barreiras, recuperação de habitat e ampla remediação de sedimentos contaminados (USACE, 2018). Estudos apontam melhorias graduais em conectividade ecológica, aumento da presença de peixes migratórios e recuperação parcial da vegetação ripária (Craig et al., 2014). O processo, porém, é lento, dada a magnitude do passivo tóxico e as desigualdades socioambientais que historicamente afetaram as comunidades negras do entorno.

Críticas destacam que, apesar dos avanços, a reabilitação depende de manutenção estatal permanente, monitoramento constante e integração com políticas de justiça ambiental, sem os quais o rio tende a retornar ao estado de degradação (Craig et al., 2014).

Um exemplo europeu, o rio Sokołówka, na Polônia, representa um modelo contemporâneo de reabilitação ecológica integrada à infraestrutura verde. O projeto incluiu uma série de reservatórios em cascata, wetlands, biofiltração multicompartimental e renaturalização parcial das margens (Langie e Rybak-Niedziółka, 2021). Os resultados abrangem a redução de enchentes, aumento da retenção pluvial, qualificação do parque linear associado e melhoria moderada da biodiversidade.

Embora apontado como caso bem-sucedido, estudos mostram que a eficácia ecológica ainda é limitada pela intensa urbanização do entorno e pela necessidade permanente de manutenção da vegetação e do sistema de filtragem (Langie e Rybak-Niedziółka, 2021). Ainda assim, o Sokołówka é frequentemente citado como exemplo de reabilitação adaptativa, conciliando engenharia verde e processos ecológicos.

2.4.1 Perspectivas futuras para as estratégias de revitalização ambiental

Nos últimos dez anos, observa-se uma mudança significativa nas abordagens de intervenção em rios urbanos, com a emergência de estratégias mais integradas, socioecológicas e baseadas na natureza. Wantzen et al. (2019) destacam que, na última década, a restauração de rios passou a incorporar dimensões culturais, ecológicas e funcionais de maneira mais articulada. De forma semelhante, Zerega et al. (2021) identificam que, nos anos recentes, ganharam força métodos de renaturalização, daylighting e retrofit ecológico. Essa tendência é reforçada por Frantzeskaki (2019), que aponta a consolidação das Soluções Baseadas na Natureza como paradigma central de restauração fluvial contemporânea

O retrofit ecológico, termo que ganha tração após 2018, propõe intervenções em rios canalizados, como aberturas ecológicas em muros de concreto, instalação de módulos vegetados, passagens de fauna e recortes laterais de renaturalização parcial, permitindo melhorias significativas sem necessidade de grandes demolições.

Já as Soluções Baseadas na Natureza (NbS) se tornaram marco global após 2016, integrando wetlands construídas, bioengenharia, jardins de chuva, bacias de infiltração distribuídas e corredores verdes que conectam ecologia e planejamento urbano. Cidades como Portland, Copenhague e diversas “cidades-esponja” chinesas (como Wuhan e Changsha) demonstram o potencial de NbS em reduzir enchentes, melhorar qualidade da água e incrementar o conforto microclimático (Pradilla & Hack, 2024).

Paralelamente, emerge uma inflexão crucial: a incorporação da justiça ambiental e da governança participativa como elementos centrais de avaliação da eficácia das intervenções. Scoggins (2022) discute que a restauração só pode ser considerada bem-sucedida se distribuir equitativamente seus benefícios, evitar gentrificação verde e atender às populações vulneráveis. Também Diep (2022) mostra como margens restauradas em ambientes informais podem se tornar palco de conflitos, quando não há inclusão comunitária ou planejamento de justiça socioambiental.

Assim, o panorama contemporâneo dos “REs” (recuperação, restauração e reabilitação) revela um campo em evolução, no qual múltiplas abordagens coexistem, desde revitalizações incrementais até renaturalizações profundas, passando por técnicas híbridas e soluções inovadoras de retrofit. Para além das distinções conceituais, o ponto central reside no reconhecimento de que reabilitar um rio urbano é trabalhar simultaneamente com processos físicos, ecológicos e sociais. Ao situar o DRENURBS nesse contexto ampliado, e articulando seus limites e avanços às experiências internacionais, torna-se possível compreender com maior

clareza o lugar das intervenções de Belo Horizonte: importantes e pioneiras, mas ainda distantes das possibilidades mais transformadoras que vêm sendo discutidas globalmente.

2.5 Bases teóricas para a avaliação dos serviços ecossistêmicos neste trabalho

Após termos discutido o que são os SE e, especialmente, como entendê-los, o próximo passo foi elucidar quais elementos ambientais focaremos nossos estudos, a fim de investigar a capacidade de provisão de SE dos hidrossistemas (rios, nascentes e áreas úmidas).

Para tal, elencaremos quais os SE serão avaliados nesses hidrossistemas. Compreendemos que SE relacionados estritamente à água, não nos daria o respaldo necessário para entendermos a sua capacidade de provisão. Portanto, serão discutidos aqui, não apenas os SE de qualidade da água. Iremos mais além, abarcando a qualidade ambiental dos hidrossistemas, capacidade de mitigação de cheias, bem como estoque de carbono no solo e na água. Acreditamos que verificar outras variáveis ambientais nos traz um respaldo ambiental muito maior, não apenas relacionado a capacidade de provisão de SE dos rios, nascentes e áreas úmidas, mas também da área onde esses sistemas se inserem, especialmente em relação às matas ciliares que margeiam os rios, nascentes e AU's estudados.

2.5.1 Qualidade da água

A qualidade da água é um conceito multidimensional que integra características físicas, químicas e biológicas, determinantes para o atendimento a usos específicos e para a manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos. Segundo Chapman (1996), trata-se das características da água que determinam sua adequação para diferentes usos, como o abastecimento humano, irrigação, recreação, preservação da vida aquática, etc.

A avaliação da qualidade da água deve considerar tanto parâmetros naturais, como composição mineral e temperatura, quanto variáveis influenciadas por ações antrópicas, como presença de poluentes orgânicos e inorgânicos, nutrientes e microrganismos patogênicos (CETESB, 2023). Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) ressaltam que a compreensão desse conceito envolve necessariamente a análise da dinâmica hidrológica e das interações entre bacia hidrográfica e corpos hídricos, dado que pressões externas, como uso do solo e cobertura vegetal, influenciam diretamente seus atributos.

No contexto do gerenciamento de recursos hídricos, a qualidade da água não se restringe a padrões de potabilidade, mas abrange um espectro mais amplo de condições necessárias para assegurar a sustentabilidade ecológica e socioeconômica dos sistemas aquáticos (Von Sperling, 2014). Para operacionalizar essa avaliação, diferentes metodologias e índices têm sido desenvolvidos, sintetizando múltiplos parâmetros em valores numéricos que facilitam a interpretação e a comunicação dos resultados — como é o caso do Índice de Qualidade da Água (IQA).

Com base em um estudo conduzido em 1970 pela "*National Sanitation Foundation*" dos Estados Unidos, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) adaptou e desenvolveu o Índice de Qualidade das Águas (IQA). A concepção do IQA derivou de uma pesquisa de opinião realizada junto a especialistas em qualidade de águas, os quais indicaram os parâmetros a serem avaliados, o peso relativo de cada um e as condições em que cada parâmetro se apresenta, segundo uma escala de valores "rating". Este índice incorpora nove parâmetros considerados relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como principal determinante a utilização das mesmas para abastecimento público (CETESB, 2022). Deste modo, o IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos seguintes parâmetros: temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20°C), coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez (CETESB, 2022).

Segundo Von Sperling (1995), o oxigênio dissolvido (OD) é de essencial importância para os organismos aeróbios (que vivem na presença de oxigênio). Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução da sua concentração no meio. Dependendo da magnitude deste fenômeno, podem vir a morrer diversos seres aquáticos, inclusive os peixes. Caso o oxigênio seja totalmente consumido, tem-se as condições anaeróbias (ausência de oxigênio), com geração de maus odores. Ainda segundo o mesmo autor, o oxigênio dissolvido é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos. De maneira natural, o OD na água é oriundo da própria dissolução do oxigênio da atmosfera e também através dos organismos fotossintéticos. Sua origem antropogênica está atrelada a aeração artificial.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) consiste em um teste para determinar a quantidade de oxigênio utilizada na oxidação bioquímica da matéria orgânica, em um dado período, sendo tal teste realizado em laboratório (Derisio, 2012). Tal oxidação consiste em “um processo de simplificação da matéria orgânica por meio de microorganismos em substâncias

mais simples, tais como NH_3 , CO_2 , H_2O e sais minerais” (Derisio, 2012, p.46). Portanto, este parâmetro expressa em miligramas de oxigênio por litro, os gastos para oxidar biologicamente a matéria orgânica presente durante cinco dias a temperatura constante de 20°C (DBO 5,20) (Nuvolari, 2013). Ademais, normalmente, a DBO também é um parâmetro bastante utilizado para determinar a quantidade de OD aproximada necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente no corpo hídrico, podendo ainda ser útil para expressar o grau de poluição de compostos orgânicos biodegradáveis, bem como para medir a eficiência de alguns processos de tratamento de esgoto (Metcalf e Eddy, 2016).

Valente, Padilha e Silva (1997) explicam que tendo em vista que a demanda bioquímica de oxigênio é utilizada para determinar o nível de poluição das águas, consideram-se poluídas as águas que apresentam uma baixa concentração de oxigênio dissolvido, portanto, com alta DBO. Dessa forma, as águas não poluídas, por sua vez, apresentam elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, e, conseqüentemente, uma baixa DBO. Ainda para os autores, em estações de tratamento de esgoto, a DBO é um parâmetro utilizado para verificar a eficiência na decomposição de matéria orgânica, pois, se a mesma está elevada, a matéria orgânica está sendo consumida. Dessa forma, quanto maior a quantidade de efluentes lançados em um curso de água, maior será a quantidade de matéria orgânica, o que favorecerá um grande consumo de gás oxigênio (O_2) por parte dos microrganismos, elevando a DBO e prejudicando os seres vivos aeróbios (Valente, Padilha e Silva, 1997).

Os coliformes termotolerantes são caracterizados por bactérias que se reproduzem ativamente à temperatura de aproximadamente $44,5^\circ\text{C}$. Além disso, essas bactérias de resistência igual ou maior do que a grande maioria dos seres patogênicos, além de estarem presentes em grandes quantidades nas fezes humanas bem como dos demais animais de sangue quente (Vasconcelos et al, 2009; Nuvolari, 2013). Dentre os gêneros de bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes termotolerantes, destaca-se a *Escherichia*, *Enterobacter*, *Serratia*, *Klebsiella*, *Citrobacter* e *Erwinia* (Metcalf e Eddy, 2016). Ainda, deve-se atentar ao perigo que os coliformes termotolerantes podem oferecer à saúde humana. Por serem bactérias amplamente distribuídas na natureza e de fácil propagação, constantemente chamam a atenção da saúde pública (Yamaguchi, et al, 2013).

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, este elemento pode se alternar entre algumas formas e estados de oxidação. No meio aquático, por exemplo, o nitrogênio pode ser encontrado como nitrogênio molecular, nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia, nitrito ou nitrato (Von Sperling, 1995). Ademais, de maneira natural, o nitrogênio é constituinte de proteínas e vários outros compostos biológicos, mas quanto a sua origem antrópica, ela se refere

aos despejos domésticos e/ou industriais, fertilizantes ou excrementos de animais. É válido destacar que o nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos (processo denominado eutrofização).

O potencial hidrogeniônico (pH) representa a concentração de íons hidrogênio H (em escala anti-logarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. A faixa de PH varia de 0 a 14. De forma natural, o PH da água pode ser alterado através da dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese (Von Sperling, 1995). De maneira antrópica, o PH pode ser desregulado por despejos industriais e/ou domésticos. Ainda segundo o autor, este parâmetro é frequentemente usado para a caracterização de águas de abastecimento brutas e tratadas, no controle da operação de estações de tratamento de água e esgoto e também para a caracterização de corpos d'água. A medida de PH, deve ser interpretada da seguinte maneira:

- **pH neutro = 7;**
- **pH baixo (< 7, condições ácidas):** corrosividade e agressividade nas águas de abastecimento. De acordo com Vasconcelos et al (2009), águas poluídas com matéria orgânica tendem a ser um pouco mais ácidas;
- **pH elevado (> 7, condições básicas):** possibilidade de incrustações nas águas de abastecimento. Von Sperling (1995) conceitua a temperatura como a medição da intensidade de calor.

De forma natural, a temperatura da água varia pela transferência de calor por radiação, condução e convecção. De maneira antrópica, a variação na temperatura pode ser atrelada às águas de torres de resfriamento e despejos industriais (Von Sperling, 1995). Este parâmetro deve ser levado em conta para análise da qualidade da água, uma vez que elevações da temperatura podem aumentar a taxa das reações químicas e biológicas, podem reduzir a solubilidade dos gases (ex: oxigênio dissolvido), além de aumentar a taxa de transferência de gases (o que pode gerar mau cheiro, no caso da liberação de gases com odores desagradáveis) (Von Sperling, 1995).

A quantidade total de sólidos dissolvidos refere-se à medida dos materiais sólidos presentes na água do rio. Isso abrange sais, certa quantidade de material orgânico dissolvido e diversos outros nutrientes (Vasconcelos, et al, 2009). Manter um equilíbrio constante de minerais na água é essencial para sustentar a vida aquática. Concentrações extremamente altas

ou baixas de sólidos dissolvidos podem restringir o crescimento e resultar na morte de várias formas de vida aquática (Vasconcelos, et al, 2009).

O fósforo na água apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples (Von Sperling, 1995). Assim, quando introduzido na água de forma natural, o fósforo é oriundo de dissolução de compostos do solo, decomposição da matéria orgânica ou Fósforo de composição celular de microrganismos. Todavia, quando introduzido de forma antrópica, atrela-se sua origem aos despejos domésticos e/ou industriais, detergentes, fertilizantes e excrementos de animais (Von Sperling, 1995). Para o referido autor, o fósforo, assim como o nitrogênio, é um elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos (eutrofização).

De acordo com Von Sperling (1995) a turbidez representa o grau de interferência da passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma. Naturalmente, uma água turva é oriunda de seus sólidos em suspensão, como partículas de rocha, argila, silte, algas e microrganismos, não trazendo inconvenientes sanitários diretos. Em termos antrópicos, a água pode se tornar turva devido aos despejos domésticos, industriais ou erosão acelerada. Assim, a turbidez da água por origem antrópica pode estar associada a compostos tóxicos e organismos patogênicos e também pode reduzir a penetração da luz, prejudicando a fotossíntese, além de alterar a temperatura da água. A Tabela 1 ilustra o fator de ponderação, de cada um dos nove parâmetros supracitados.

Tabela 1: Parâmetros de qualidade da água avaliados pelo IQA e seus respectivos pesos para ponderação.

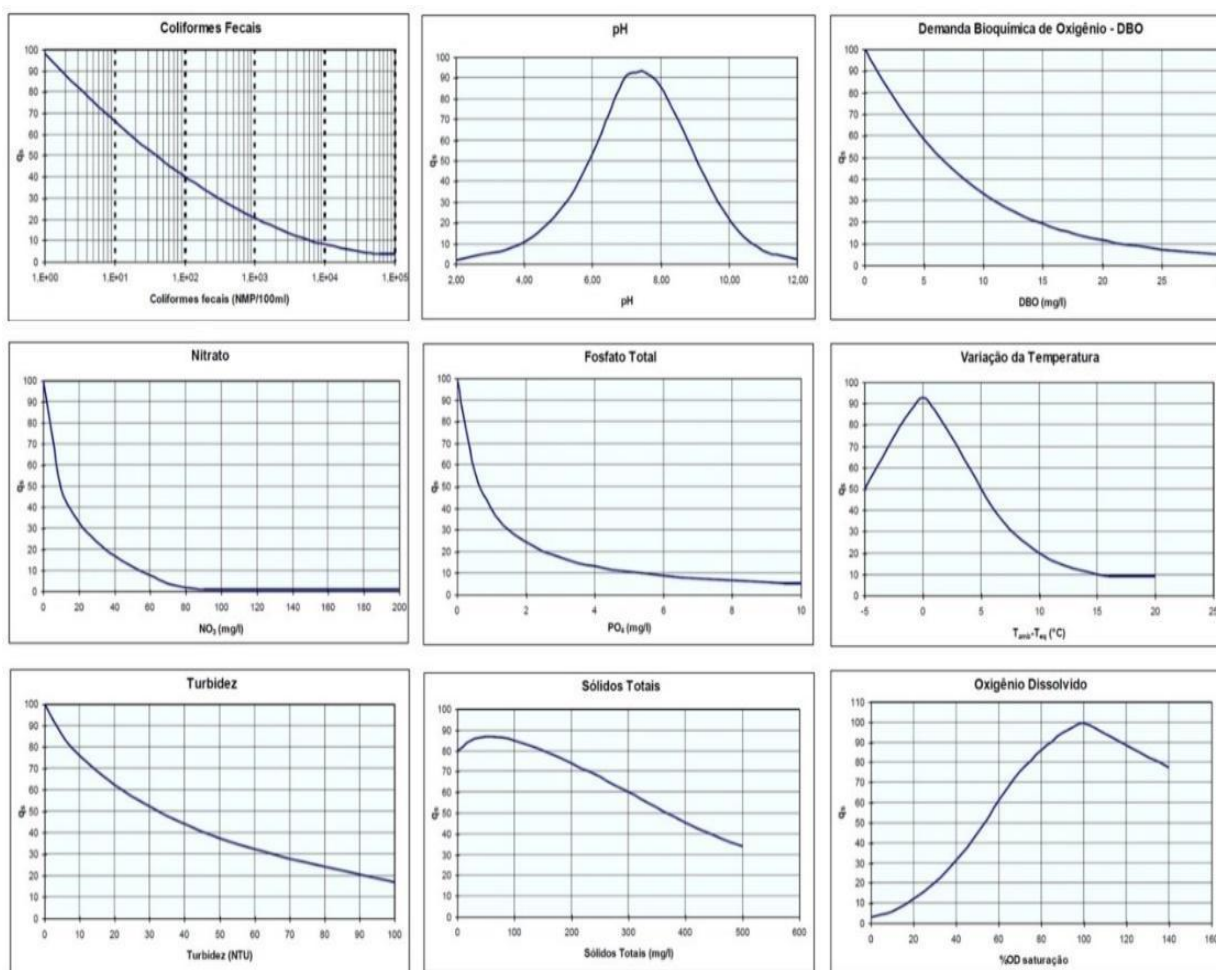
Parâmetros de qualidade da água	Peso (w)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes Termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico - PH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitratos	0,10
Fosfato total	0,10

Parâmetros de qualidade da água	Peso (w)
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

Fonte: IGAM (2012).

Para os nove parâmetros escolhidos foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas, de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro, a critério de cada profissional. Essas curvas de variação foram sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro, juntamente com seu peso relativo correspondente, conforme apresentado na Figura 1 (IGAM, 2012).

Figura 1: Parâmetros de qualidade da água avaliados pelo IQA e suas respectivas curvas de variação.



Fonte: IGAM (2012).

Segundo CETESB (2022), a equação utilizada para a determinação do Índice de Qualidade das Águas é a Equação 1.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, valor entre 0 e 100;

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade" na Equação 1 em função de sua concentração ou medida.

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que a somatória de wi deve ser 1, conforme CETESB (2022) dispõe na Equação 2.

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

em que:

n : número de parâmetros que entram no cálculo do IQA

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, representado na Tabela 2 a seguir:

Tabela 2: Categorias do IQA e seus intervalos de ponderação.

VALOR DO IQA	CLASSES	SIGNIFICADO
$90 < IQA \leq 100$	Excelente	Águas apropriadas para tratamento convencional visando ao abastecimento público
$70 < IQA \leq 90$	Bom	
$50 < IQA \leq 70$	Médio	
$25 < IQA \leq 50$	Ruim	Águas impróprias para tratamento convencional visando ao abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados.
$IQA \leq 25$	Muito Ruim	

Fonte: IGAM (2012).

2.5.2 Avaliação hidrogeomorfológica da qualidade ambiental

A qualidade ambiental é aqui compreendida como o estado de conservação e boa funcionalidade dos hidrossistemas, resultado das interações entre componentes físicos, bióticos e sociais. Conforme Odum e Barrett (2008), trata-se da capacidade de um ecossistema manter sua estrutura e funções essenciais diante de pressões externas, garantindo condições adequadas para a biota e para os usos humanos. Já para Vighi, Finizio e Villa (2006), a qualidade ambiental deve ser avaliada a partir de uma abordagem sistêmica, que considere simultaneamente variáveis físico-químicas, biológicas e estruturais da paisagem, incorporando tanto a capacidade de suporte do ecossistema quanto a magnitude das pressões antrópicas. Ademais, ainda segundo os referidos autores, a qualidade ambiental enfatiza a necessidade de proteção das comunidades aquáticas, não se concentrando apenas nos propósitos do homem. Além disso, essa definição traz concepções ecológicas atreladas à estrutura e função do ecossistema.

No contexto dos sistemas hídricos, essa avaliação abrange não apenas a composição físico-química da água, mas também aspectos morfoestruturais, como a estabilidade das margens, o grau de conectividade hidrológica e a integridade do entorno imediato. A análise de parâmetros hidrogeomorfológicos — como depósitos sedimentares e tipos de substratos, erosão, alterações morfológicas do rio, dinâmica de escoamento e presença de vegetação ripária — é fundamental para compreender o funcionamento e a resiliência de ambientes aquáticos (Allan; Castillo, 2007).

As nascentes, por sua vez, representam pontos críticos dessa avaliação, pois são áreas de recarga e descarga do lençol freático que atuam como reguladoras da vazão e da qualidade das águas a jusante. A preservação de suas características hidrogeomorfológicas e cobertura vegetal não apenas assegura o equilíbrio hidrológico, mas também mantém processos ecológicos essenciais, como a filtragem natural de sedimentos e nutrientes (Silveira et al., 2015).

Assim, a qualidade ambiental dos hidrossistemas não pode ser dissociada das condições hidrogeomorfológicas pois é nesse nível que se definem, em grande parte, os padrões de fluxo, disponibilidade hídrica e integridade ecológica ao longo de toda a rede de drenagem.

2.5.3 Estoque de carbono

O solo desempenha um papel crucial na prestação de vários serviços ambientais essenciais para o bem-estar humano. Esses serviços podem ser categorizados como de provisão, como a produção de alimentos; de suporte, incluindo a ciclagem de nutrientes; e de regulação, como o estoque de carbono e a prevenção da perda de solo devido à erosão (Parron et al., 2015).

Aumentar os estoques de carbono no solo é frequentemente associado à mitigação dos efeitos adversos das mudanças climáticas (Fidalgo et al., 2007; Parron et al., 2015). Além disso, a presença de carbono no solo e na biomassa vegetal contribui para outras funções ecossistêmicas e serviços ambientais. Em comparação com as práticas de agricultura intensiva convencional, técnicas conservacionistas têm o potencial de reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEEs), diminuir o consumo de combustíveis durante a produção, aumentar os estoques de carbono orgânico no solo e preservar os serviços ambientais (Stavi; Lal, 2013).

Um exemplo concreto é a ciclagem de nutrientes, um serviço de suporte fundamental para a manutenção da fertilidade do solo na agricultura. Esse processo promove o armazenamento de carbono e a retenção de nutrientes. Os solos desempenham um papel vital no ciclo biogeoquímico do carbono, armazenando aproximadamente quatro vezes mais carbono do que a biomassa vegetal e quase três vezes mais do que a atmosfera (Watson, 2001).

As principais fontes e destinos de dióxido de carbono (CO₂) nos solos estão intrinsecamente ligados às variações na quantidade de carbono orgânico armazenado. O acréscimo ou decréscimo desse estoque está sujeito à quantidade e qualidade da matéria orgânica que ingressa no solo. Esses fatores, juntamente com a taxa de decomposição, são influenciados pela interação complexa entre clima, características do solo, e o uso e manejo da terra, levando em consideração seu histórico de uso (Fidalgo et al., 2007).

Em ecossistemas não afetados pela intervenção humana, as condições climáticas e as propriedades do solo desempenham um papel fundamental no equilíbrio de carbono, pois regulam as taxas de produção e decomposição. No entanto, em sistemas agrícolas, as práticas de uso da terra e seu manejo alteram a entrada de matéria orgânica devido à produção de resíduos, à escolha da cultura, à fertilização e aos métodos de colheita (ONU, 1997).

A diminuição do carbono orgânico no solo ocorre tanto por meio de processos de mineralização química como pela utilização do carbono do solo, liberando-o na forma de CO₂ (Luo; Zhou, 2006). A presença de carbono orgânico confere estabilidade à estrutura do solo e aumenta sua capacidade de retenção de água (Rawls et al., 2003). Por exemplo, Organossolos em campos hidrófilos conseguem armazenar até 8,6 milhões de litros por hectare de água

(Rachwal, 2013). Além disso, contribuem para diversos serviços ambientais de suporte, provisão e regulação. Dessa forma, os estoques de carbono orgânico, as concentrações de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e fósforo (P), e a atividade microbiana podem ser utilizados como indicadores dos serviços ambientais prestados pelo solo (Dale; Polasky, 2007).

Há duas formas de entrada de carbono (C) na pedosfera. A mais crucial é o C orgânico, enquanto o segundo é o C inorgânico (CI), presente na forma de carbonatos e bicarbonatos, além do C inerte, representado por carvão vegetal e/ou carvão mineral (Gatto, 2005). Na presente pesquisa, o foco recai sobre o C orgânico, composto por microrganismos, húmus estabilizado, resíduos vegetais e animais em vários estágios de decomposição. Assim, o carbono orgânico do solo origina-se principalmente da Matéria Orgânica do Solo (MOS) e dos minerais carbonatos presentes em solos calcários. A MOS é definida como a soma de todas as substâncias orgânicas do solo, provenientes de uma mistura de resíduos animais e vegetais, em diversos estágios de decomposição (Gatto, 2005).

De acordo com Lal et al. (2000) e Schumacher et al. (2004), os processos que contribuem para o aumento do estoque de C no solo incluem a produção de biomassa pelas plantas, humificação, agregação e deposição de sedimentos, enquanto a erosão e a decomposição da matéria orgânica são fatores que diminuem esse estoque. Em resumo, a deposição e subsequente decomposição da fitomassa representam o principal meio de transferência de C e nutrientes da planta para o solo, sendo o equilíbrio entre processos de aumento e diminuição do estoque de Carbono (C) influenciado pelo uso e manejo do solo.

Florestas naturais em estágio clímax são consideradas reservatórios de C, pois fixam e emitem C por meio da decomposição da manta orgânica, raízes mortas e pela respiração das plantas. Aquelas em fase de crescimento, que fixam mais C do que emitem, são consideradas drenos ou sumidouros (Scarpinella, 2002). Contudo, o potencial de fixação e estocagem de C no solo é influenciado por condições climáticas locais, relevo, drenagem e tipo de manejo do solo adotado, entre outras variáveis que afetam as taxas de aumento do C orgânico do solo (Resck et al., 1991).

De maneira geral, acredita-se que a matéria orgânica do solo contenha aproximadamente 58% de carbono em relação à sua massa total. Por conseguinte, a avaliação do carbono orgânico total (COT) tem sido adotada como um meio quantitativo de estimar a fração orgânica do solo (Nelson e Sommers, 1982), o que proporciona insights sobre diversas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Deste modo, atualmente, existem diversas técnicas disponíveis para a determinação do carbono em amostras de solo.

2.5.4 Mitigação de cheias

O processo de crescimento das cidades e urbanização de espaços naturais é uma das pressões antrópicas de maior impacto ao meio ambiente, dado ao conjunto de ações e modificações exercidas sobre o meio. Dessarte, o processo de urbanização interfere diretamente no ciclo hidrológico, alterando a intensidade e localização dos processos de precipitação, evapotranspiração, infiltração e escoamento superficial. Além disso, o aumento das áreas impermeáveis em ambientes urbanos compromete significativamente esses processos, conduzindo ao aumento do escoamento superficial e redução do tempo de concentração das bacias (Tucci, 1997; Barbosa, 2006; Macedo et al., 2010; Reis, 2015).

As enchentes e inundações são fenômenos naturais desencadeados pelo escoamento dos intensos eventos de precipitação, quando a água do rio, na calha principal, transborda ocupando as planícies marginais. Assim, a combinação de uma precipitação intensa em um solo com baixa capacidade de infiltração, acarreta uma maior parte do volume de água escoando para o sistema de drenagem, superando sua capacidade natural de escoamento, ocupando as áreas de várzea com o transbordo do curso do rio (Tucci; Bertoni, 2003).

Em Belo Horizonte, o Plano Diretor Municipal aborda as questões de drenagem urbana, buscando diagnosticar a situação das bacias e fornecer dados para estudos que proponham medidas, tanto estruturais quanto não estruturais, para melhorar a eficiência dos sistemas (Belo Horizonte, 1995). Os eventos de inundação representam uma parcela significativa dos desastres naturais na cidade, exigindo uma resposta do poder público para gerir os recursos hídricos de forma integrada e participativa (Viola, 2008).

É nesta conjuntura que esta tese inclui a capacidade de mitigação de cheias como um dos SE possivelmente fornecidos pelos contextos ambientais os quais os hidrossistemas se encontram. Entendemos que o uso e ocupação do solo das planícies dos cursos d'água situados nos parques estudados, bem como os coeficientes de escoamento superficial destas áreas, podem fornecer, ainda que indiretamente, um panorama da capacidade de infiltração dessas áreas e, conseqüentemente, a eficiência dessas áreas na mitigação de cheias.

2.5.5 Clorofila na água

A clorofila é um pigmento fotossintético essencial encontrado em organismos autotróficos, como algas e cianobactérias, desempenhando papel central na conversão de energia luminosa em energia química. No contexto aquático, especialmente em ecossistemas

lóticos e lênticos, a clorofila representa um importante indicador da biomassa fitoplanctônica e, por extensão, da produtividade primária do sistema (Wetzel, 2001). Entre os diversos tipos de clorofila, a clorofila-a é amplamente utilizada como *proxy* da concentração de algas na água, sendo o principal parâmetro de interesse em estudos de qualidade ambiental (APHA, 2017). A sua quantificação é relevante por refletir, de forma indireta, a quantidade de matéria orgânica autotrófica disponível, estando diretamente relacionada à dinâmica dos nutrientes, à transparência da água e ao funcionamento trófico do ecossistema aquático (Carpenter et al., 1998).

No âmbito da ecologia de sistemas urbanos, a medição da clorofila-a em corpos hídricos tem sido incorporada como uma métrica da capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos, especialmente aqueles relacionados à regulação da qualidade da água e à produção primária, como é o caso desta tese. A presença e abundância de fitoplâncton podem influenciar o suporte à biodiversidade aquática, além de afetar processos como a ciclagem de nutrientes e o sequestro de carbono (Grimm et al., 2008; Felton et al., 2020).

Além disso, o monitoramento da clorofila é útil para a detecção precoce de eutrofização e proliferação de florações algais nocivas (HABs), frequentemente associadas ao aporte excessivo de nutrientes em ambientes urbanos. Assim, sua mensuração é recomendada em programas de monitoramento da qualidade da água e gestão integrada de bacias hidrográficas (Smith e Schindler, 2009).

3 QUADRO FÍSICO-AMBIENTAL DE BELO HORIZONTE

Belo Horizonte, capital do estado de Minas Gerais, situa-se na porção central do estado e possui uma área de cerca de 331km² e com altitude média de 852m (IBGE, 2023). Belo Horizonte está inserida na borda sul do cráton do São Francisco em contato com o Cinturão Móvel Neoproterozoico do Quadrilátero Ferrífero (Schobbenhaus et al 1984). A Serra do Curral é o interflúvio que marca o limite sul-sudeste político administrativo do município e apresenta as maiores altitudes em seu topo e nas vertentes (CETEC, 1983).

Belo Horizonte apresenta dois grupos litológicos distintos: os granito-gnaisses integrantes do Complexo Belo Horizonte e as rochas metassedimentares integrantes do Supergrupo Minas (grupos Itabira, Piracicaba e Sabará), além de, subordinadamente, formações superficiais de naturezas diversas (Silva, et al, 1995). Deste modo, a geologia de Belo Horizonte condiciona sua morfoestrutura, de forma que neste cenário tenha-se bem definidas duas unidades de relevo: a Depressão de Belo Horizonte (ao sul da Depressão Alto-Médio São Francisco) e as Serras da borda norte do Quadrilátero Ferrífero (IBGE, 2006).

Por sua vez, a variabilidade pedológica de Belo Horizonte, responde à intercessão das características geológicas e geomorfológicas do sítio, promovendo uma diversidade de tipos de solos entre a Depressão e as Serras. Sendo assim, na Depressão de Belo Horizonte predominam os Argissolos Vermelho Amarelos distróficos, com presença de Argissolos Vermelhos eutróficos e Latossolos Vermelho-amarelos distróficos (IBGE, 2001). A morfologia do terreno é o principal fator de distinção entre Argissolos e Latossolos, com tendência ao desenvolvimento de Argissolos em meia vertente pela possibilidade de deslocamento de argila, ao passo que em contextos que o transporte de argila não é facilitado desenvolvem-se Latossolos. No contato geológicogeomorfológico com a Faixa móvel, na porção sul da depressão, predominam Latossolos Vermelho-amarelos distróficos, de textura argilosa e horizonte A moderado (CETEC, 1983), diferenciação que é atribuída à decomposição de xistos, filitos e dolomitos do Grupo Sabará.

Já na porção mais ao sul do município, no domínio de litologias mais resistentes das serras da Faixa Móvel, o relevo apresenta-se mais dissecado, com vertentes de elevada declividade, associadas à formação de Cambissolos Háplicos distróficos (IBGE, 2001). Estes solos estão relacionados às dinâmicas de vertente que promovem o rejuvenescimento do perfil e impedem a evolução pedológica em profundidade. Ainda neste domínio desenvolvem-se solos litólicos, marcados pelo contato do horizonte A com o substrato rochoso pouco intemperizado (Lara, 2013). Portanto, de uma forma geral, os mantos de intemperismo em Belo

Horizonte tendem a ser argiloarenosos a areno-argilosos e consideravelmente profundos (Costa, 2002).

O manto de intemperismo desempenha um papel fundamental na dinâmica hidrogeológica da região, especialmente na parte norte da cidade devido à baixa permeabilidade das rochas do embasamento arqueano (Beato, 2001; Felipe, 2009). Esta camada espessa, associada às litologias do Complexo Belo Horizonte, atua como um aquífero granular que possui uma conexão hidráulica direta com o aquífero fissural subjacente, formando um sistema único (Silva et al., 1995). Devido à resistência das rochas do embasamento à compressão, suas fraturas tendem a ser abertas e penetrantes, especialmente na direção nordeste, onde são preenchidas com material clástico, tornando-se mais favoráveis à circulação da água (Costa, 2002; Felipe, 2009). Portanto, ainda segundo os autores, este sistema aquífero é livre, mas com uma baixa capacidade específica em poços perfurados na rocha.

Os Grupos Piracicaba e Itabira apresentam, nesta região, sequências de aquíferos e aquitardos inclinados para o sudeste, atingindo profundidades superiores a 600 metros (Silva et al., 1995). "As descargas dos aquíferos são realizadas através de fraturas e falhas geológicas existentes" (Silva et al, 1995, p. 75; Mourão, 2007). Embora esse sistema seja caracterizado por fraturas, não foram observados poços artesianos em Belo Horizonte, indicando que até mesmo o aquífero metassedimentar é do tipo livre, de acordo com Costa (2002).

A diversidade das rochas, a estratigrafia regional e a localização geográfica no domínio hidrogeológico dos Grupos Piracicaba e Itabira conferem um alto potencial subterrâneo à região (PBH, 1995). As capacidades específicas dos poços são significativamente maiores nesse domínio, especialmente nas Formações Cauê. Isso se deve à alta permeabilidade secundária dos itabiritos e quartzitos que compõem essas formações. Além disso, as rochas carbonáticas da Formação Gandarela podem resultar em capacidades específicas extremamente altas, especialmente quando ocorre a formação de dutos cársticos (Costa, 2002; Felipe, 2009).

O Grupo Sabará, devido à sua baixa capacidade de armazenamento e transmissão hidrológica, pode ser considerado o domínio hidrogeológico menos eficiente em Belo Horizonte (Silva et al., 1995; Ramos et al, 2020). Suas principais litologias, que são xistos e filitos, possuem baixa permeabilidade primária e secundária devido à presença de cristais com textura pelítica e à escassa rede de fraturas. Além disso, os solos formados a partir dessas rochas têm baixa permeabilidade devido à alta concentração de argila.

Em relação ao clima de Belo Horizonte, este enquadra-se na categoria sub-quento semiúmido com quatro a cinco meses secos (IBGE, 2002), e médias térmicas entre 18°C e 23,5°C (INMET, 2023). O mês de fevereiro apresenta temperaturas médias mais elevadas e o

mês de julho mais amenas, com amplitude térmica anual de cerca de 5°C (INMET, 2023). Quanto ao regime pluviométrico, o comportamento é semelhante ao térmico, com máximas nos meses de verão – janeiro e dezembro – superando os 300mm mensais e mínimas nos meses de outono e inverno – entre maio e agosto – com precipitações próximas a zero (INMET, 2023). Estas características indicam a sazonalidade bem definida do clima do município.

Se tratando da vegetação, o município situa-se em uma Área de Tensão Ecológica entre Savana e Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2004), contudo, a dinâmica de ocupação e intensa urbanização do município impuseram significativos impactos sobre a cobertura vegetal (Ferreira e Contijo, 2005). As médias e baixas vertentes próximas às Serras do Quadrilátero Ferrífero, apresentam cobertura florestal enquanto as altas vertentes, de solos pouco profundos, são marcadas por cobertura de savana gramíneo-lenhosa (Ferreira e Contijo, 2005). Em contextos pretéritos os cursos d'água eram margeados por densas coberturas vegetais. A vegetação do município foi suprimida de forma generalizada em prol da urbanização, com áreas remanescentes atualmente próximas à borda norte do Quadrilátero Ferrífero, em áreas pouco adensadas a norte do município e com concentração relativa nas unidades de conservação (parques municipais) (Ferreira, 2020).

As duas principais bacias hidrográficas que drenam o território belo-horizontino estão, respectivamente, ao norte, a bacia do ribeirão do Onça e ao sul, a bacia do Ribeirão Arrudas. A porção norte do município integra a bacia do Ribeirão Isidoro e também a porção nordeste do município, porém, é drenada por duas outras bacias – Córrego Calazans e Córrego Lagoa Grande (Felippe, 2009). Além disso, toda a rede de drenagem de Belo Horizonte se insere na margem esquerda do rio das Velhas, afluente da margem direita do rio São Francisco. Atualmente, o espaço belo-horizontino apresenta-se intensamente modificado pelo processo de metropolização que sofreu nas últimas décadas, onde a mancha urbana já ocupa aproximadamente 83% da área do município (Felippe; Magalhães Jr, 2009). Com isso, a cobertura vegetal original é praticamente inexistente e inúmeros cursos d'água apresentam-se retificados ou mesmo canalizados sob “avenidas sanitárias” (Felippe, 2009).

No que tange à qualidade das águas, há uma grande contribuição dos efluentes urbanos na vazão dos cursos superficiais da capital. Todavia, parte dos esgotos não possui qualquer tipo de tratamento (Felippe, 2009). Deste modo, segundo Projeto Águas de Minas, no ano 2020, os ribeirões do Onça e Arrudas possuíam o Índice de Qualidade das Águas com médias 66,8 e 32,9, respectivamente. tendo suas águas sido classificadas como “médio” e “ruim”, na devida ordem. (IGAM, 2020).

Traçando um panorama socioeconômico do município de Belo Horizonte, de acordo com os dados do Censo 2022, em 2021, o salário médio mensal da população belorizontina era de 3,5 salários-mínimos. Em 2021, o PIB per capita era de R\$41.818,32. Na comparação com outros municípios do estado, ficava nas posições 132 de 853 entre os municípios do estado. No que diz respeito à educação, em 2010, a taxa de escolarização de 6 a 14 anos de idade era de 97,6%. No 74 ano de 2021, o IDEB (Índice de desenvolvimento da educação básica, que varia de 0 a 10) para os anos iniciais do ensino fundamental na rede pública era 5,9 e para os anos finais, de 5,1. No quesito saneamento básico, Belo Horizonte apresenta 96,2% de domicílios com esgotamento sanitário adequado, 82,7% de domicílios urbanos em vias públicas com arborização e 44,2% de domicílios urbanos em vias públicas com urbanização adequada (presença de bueiro, calçada, pavimentação e meio-fio). Ainda, 99,33% da população possui abastecimento de água pela rede geral e 99,48% dos belorizontinos possuem acesso à coleta de lixo (IBGE, 2022).

3.1 Os parques urbanos estudados

Para esta pesquisa foram escolhidos nove parques metropolitanos, situados nas regionais Barreiro (Parque Ecológico das Águas - Burle Marx), Pampulha (Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado), Centro Sul (Parque das Mangabeiras), Norte (Parque Municipal Primeiro de Maio e Parque Municipal Nossa Senhora da Piedade), Oeste (Parque Municipal Aggeo Pio Sobrinho e Parque Municipal Jacques Cousteau), e Venda Nova (Parque José Lopes dos Reis - Baleares), além do Manancial de Taboões, localizado na Região Metropolitana de Belo Horizonte (Parque Estadual da Serra do Rola Moça). Deve-se ressaltar que o Manancial de Taboões não se configura como um parque propriamente dito, mas uma APE (Área de Proteção Especial), estando inserida dentro do Parque Estadual Serra do Rola-Moça, que se insere em Belo Horizonte, Brumadinho, Ibirité e Nova Lima.

Os parques de referência, compreendem aqueles com a melhor condição ambiental possível (Reynoldson et al, 1997; Stoddard et al. 2006), classificados como água de qualidade especial segundo a Resolução 357 CONAMA de 2005. São eles o Parque Estadual Serra do Rola Moça (Manancial Taboões), Parque das Mangabeiras e Parque Municipal Roberto Burle Marx. Ademais, deve-se ressaltar que esses parques foram escolhidos por serem as áreas preservadas, de melhores condições ecológicas, mais próximas dos rios reabilitados, e que vem sendo estudados em outros estudos desde 2018 (p.ex. Macedo et al, 2022; Madureira et al., 2024).

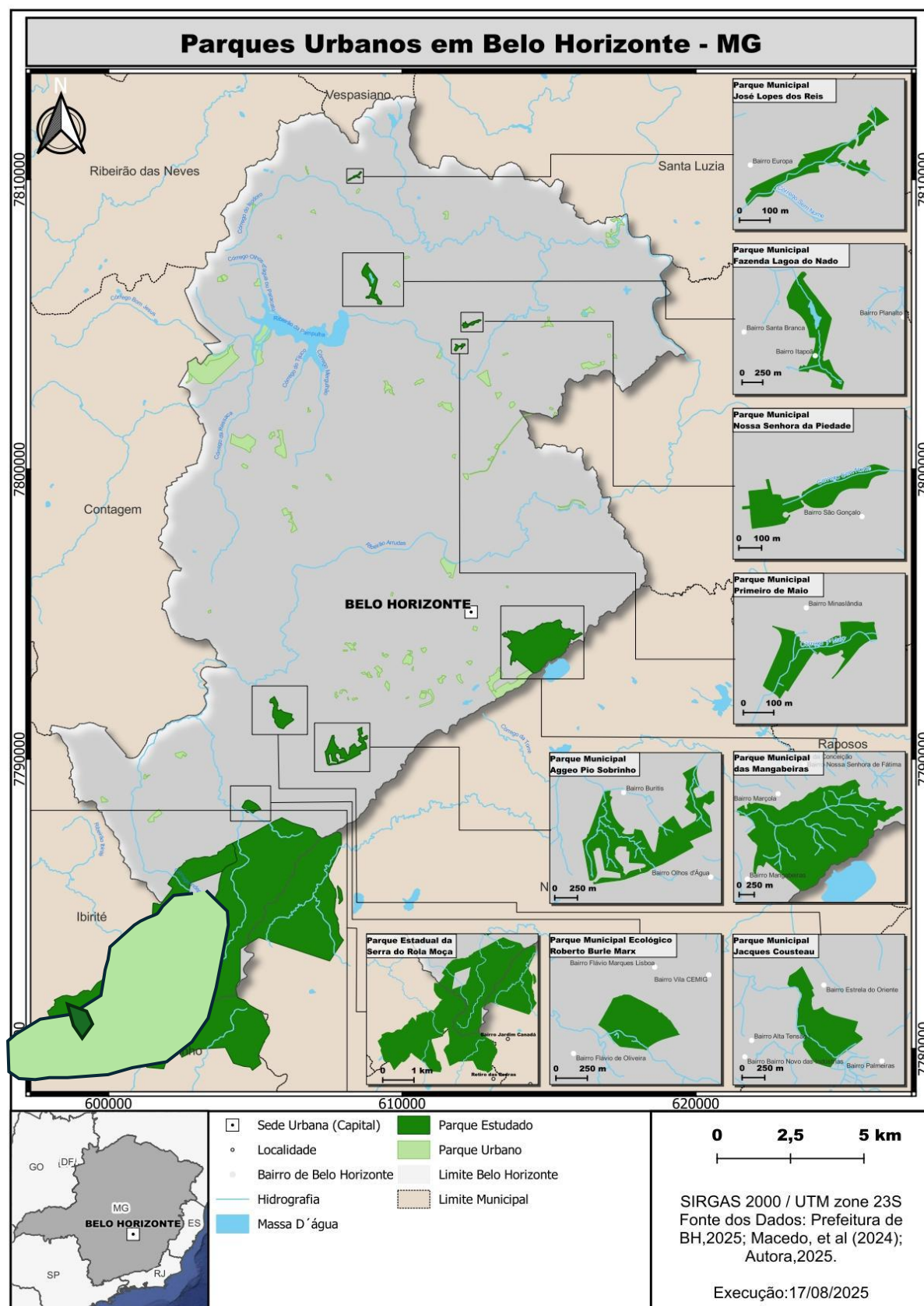
Os parques moderados compreendem os que não estão em alto grau de preservação, e nem sofreram historicamente com degradação severa e, portanto, se consolidados dentro do tecido urbano em um tempo relativamente longo (mais de 30 anos). São eles o Parque Municipal Jacques Cousteau, Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado e Parque Municipal Aggeo Pio Sobrinho (Madureira et al., 2024).

Já os parques reabilitados são aqueles que integraram o Programa DRENURBS, entre os anos de 2006 e 2008, quando foram realizadas obras de reabilitação em áreas de várzea da cidade, com a implementação de parques lineares. São eles os Parque Municipal Primeiro de Maio, Parque Municipal Nossa Senhora da Piedade e Parque Municipal José Lopes dos Reis (Baileares) (Quadro 4). Conforme Macedo et al (2022), antes das intervenções de reabilitação, os cursos d'água apresentavam deficiência na infraestrutura de drenagem, densa ocupação humana da margem e várzeas; lançamentos de esgoto sanitário sem tratamento no curso d'água de fluxo natural; disposição de lixo em córregos e desmatamento e erosão na margem do córrego e encosta.

É válido destacar a estreita e direta relação entre os parques e os hidrossistemas estudados nesta tese. Ainda que o objeto de estudo desta tese sejam os hidrossistemas urbanos (rios, nascentes e áreas úmidas), eles estão necessariamente localizados dentro dos parques, sendo natural considerar, por exemplo, um rio de referência, aquele que está inserido dentro de um parque de referência. O mesmo se aplica para nascentes e áreas úmidas, podendo essas serem, além de referência, moderadas ou reabilitadas.

Por fim, como já mencionado anteriormente, Belo Horizonte conta com 80 parques dentro de seu perímetro urbano. Dessa forma, o Mapa 1 ilustra a distribuição espacial desses 80 parques, com ênfase nos nove parques estudados supracitados. Deve-se ressaltar que o Manancial Taboões foi espacializado neste mapa, mesmo que não se configure como um parque urbano e tampouco localiza-se dentro dos limites do município de Belo Horizonte. Todavia, ele está inserido dentro dos limites do Parque Estadual da Serra do Rola Moça.

Mapa 1: Os parques urbanos situados no município de Belo Horizonte.



Fonte: Elaborado pela autora.

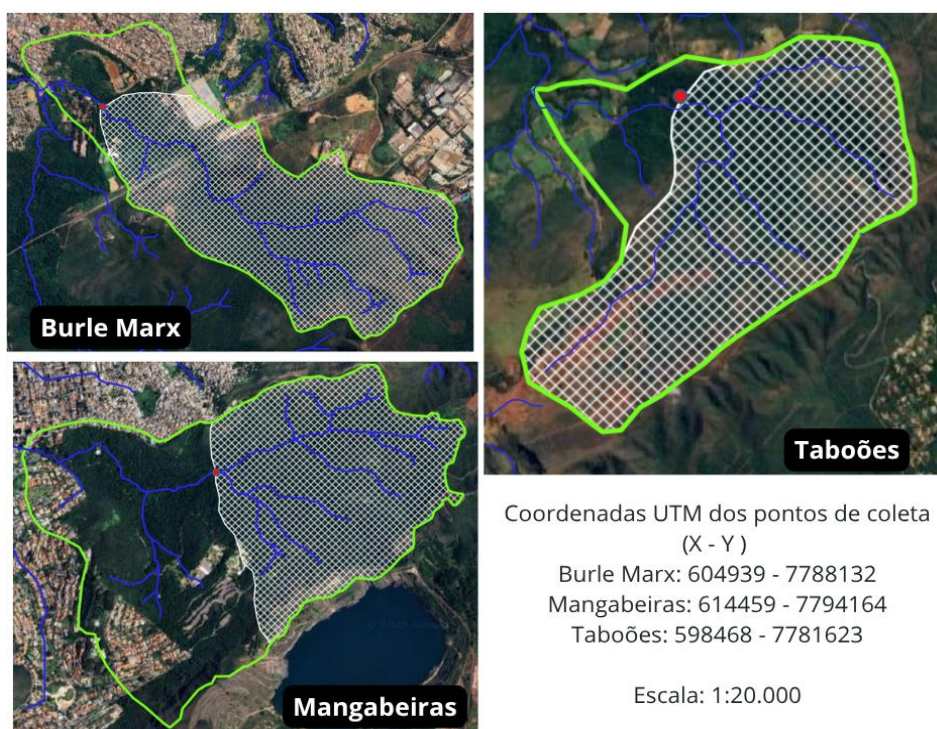
A Figura 2, Figura 3 e Figura 4, trazem a espacialização dos nove parques estudados, com ênfase nos pontos onde foram feitas as coletas de água, bem como suas respectivas redes de drenagem e as bacias de contribuição de cada ponto. Ademais, eles também estão separados em suas respectivas categorias (referência, moderado e reabilitado). O Mapa 2 ilustra a localização dos nove parques e suas categorias.

Quadro 4: Parques estudados e suas respectivas categorias

Categoria de parques		
Referência	Moderado	Reabilitado
Parque Estadual Serra do Rola-Moça (APE Manancial Taboões)	Parque Municipal Jacques Cousteau	Parque Municipal Primeiro de Maio
Parque das Mangabeiras	Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado	Parque Municipal Nossa Senhora da Piedade
Parque Municipal Roberto Burle Marx	Parque Municipal Aggeo Pio Sobrinho	Parque Municipal José Lopes dos Reis (Baleares)

Fonte: elaborado pela autora.

Figura 2: Espacialização dos três parques de referência (demarcados em verde), o ponto exato onde foram feitas as coletas para qualidade da água (em vermelho), sua rede de drenagem (em azul) e a bacia de contribuição de cada ponto de coleta (hachurado branco).



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 3: Espacialização dos três parques moderados, (demarcados em verde), o ponto exato onde foram feitas as coletas para qualidade da água (em vermelho), sua rede de drenagem (em azul) e a bacia de contribuição de cada ponto de coleta (hachurado branco).



Coordenadas UTM dos pontos de coleta
(X - Y)

Jacques Cousteau: 606098 - 7791212

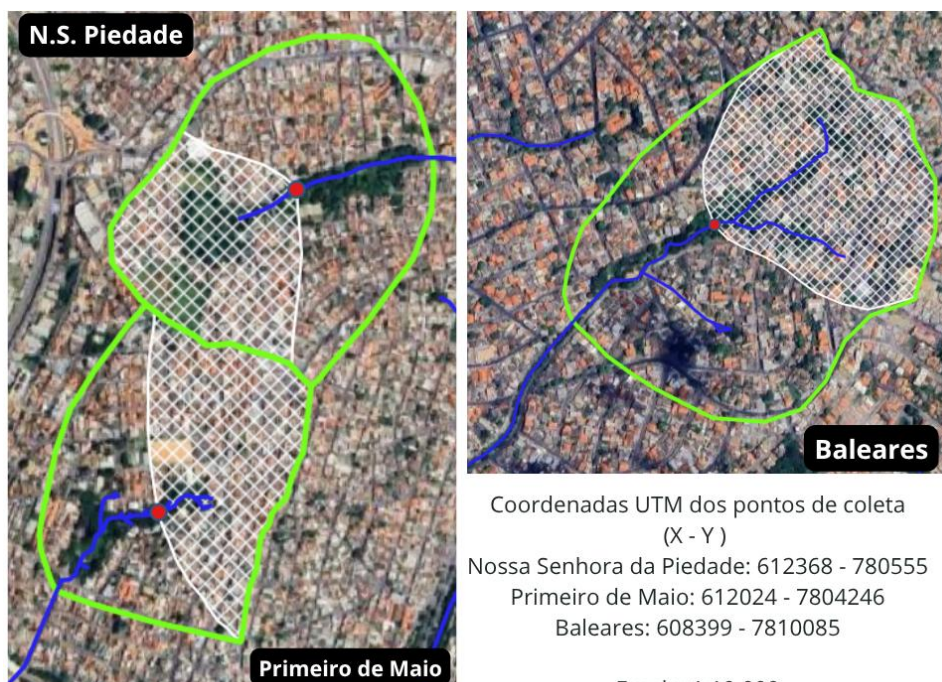
Aggeo Pio: 607609 - 7790638

Lagoa do Nado: 609242 - 7805782

Escala: 1:20.000

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 4: Espacialização dos três parques rehabilitados (demarcados em verde), o ponto exato onde foram feitas as coletas para qualidade da água (em vermelho), sua rede de drenagem (em azul) e a bacia de contribuição de cada ponto de coleta (hachurado branco).



Coordenadas UTM dos pontos de coleta
(X - Y)

Nossa Senhora da Piedade: 612368 - 780555

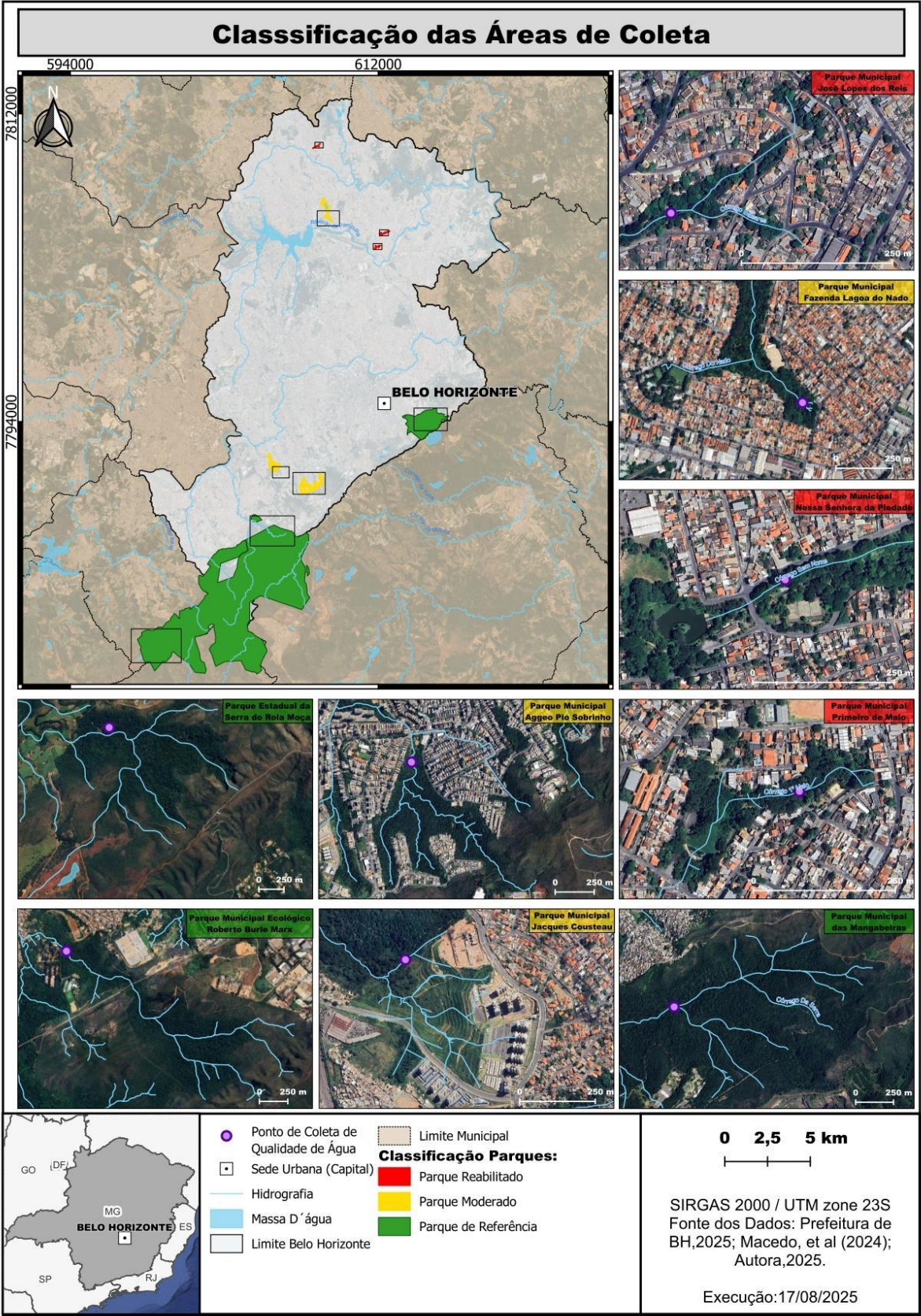
Primeiro de Maio: 612024 - 7804246

Baleares: 608399 - 7810085

Escala: 1:10.000

Fonte: Elaborado pela autora.

Mapa 2: Parques estudados e suas categorias.



Fonte: Elaborado pela autora.

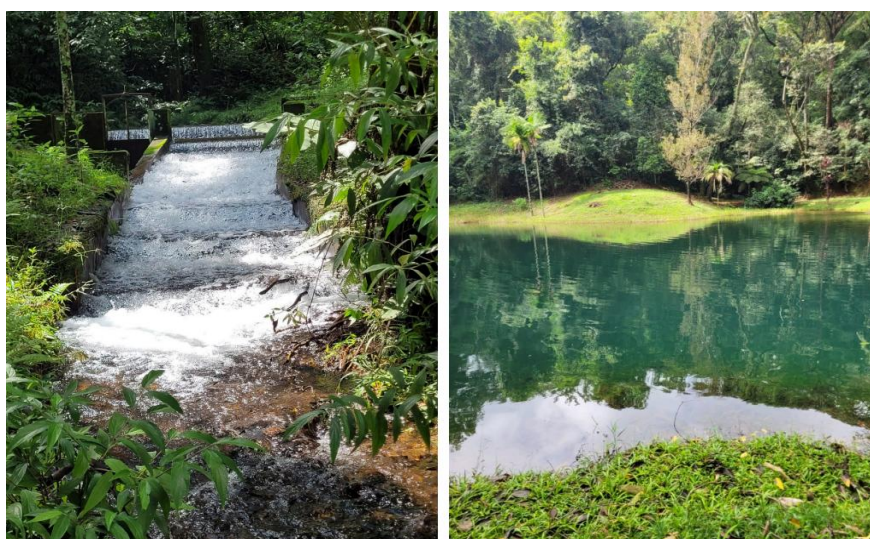
3.1.1 Manancial Taboões

De modo a gerir o uso e o manejo da terra nas bacias de mananciais para garantir recursos hídricos em condições adequadas para o abastecimento público, o estado de Minas Gerais criou, a partir da década de 1980, algumas áreas de restrição ambiental, sobretudo na RMBH (Região Metropolitana de BH), com a tipologia de Áreas de Proteção Especial - APES- (Alves et al, 2019). A área de estudo em questão é considerada uma APE e se insere em um contexto de destacada relevância ambiental e socioeconômica, justamente por compreender a borda da Serra do Rola Moça, um dos limites do Quadrilátero Ferrífero na RMBH.

A APE Taboões, está dentro dos limites do Parque Estadual da Serra do Rola Moça e insere-se em contexto ambiental característico das zonas serranas que bordejam o Quadrilátero Ferrífero. O parque da Serra do Rola Moça, por sua vez, se estende pelos municípios de Belo Horizonte (33% da área total do parque), Brumadinho (27%), Nova Lima (25%) e Ibirité (15%).

Peixoto (2004) constatou que a APE Taboões apresenta o diferencial de água com elevada qualidade e relativo baixo custo dada sua localização em cotas altimétricas relativamente elevadas e a possibilidade da captação e distribuição ser realizada por gravidade. É válido destacar que a APE Taboões está inserida em um mosaico de Unidades de Conservação (UCs), estando, em parte, sobreposta pela Área de Proteção Ambiental ao Sul da Região Metropolitana de Belo Horizonte (APA Sul RMBH) e pelo Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM). É diante deste cenário de proteção ambiental que o manancial de Taboões foi escolhido para compor o desenho amostral dos parques de referência (Figura 5).

Figura 5: Manancial Taboões, próximo ao ponto de coleta e mais a jusante, respectivamente.



Fonte: A autora (2024).

3.1.2 Parque das Mangabeiras

O Parque Municipal das Mangabeiras localiza-se na Região Centro-Sul de Belo Horizonte, correspondendo seu limite sudeste ao próprio limite municipal entre a capital e Nova Lima. É a maior Unidade de Conservação gerida pela Prefeitura Municipal e sua rede de drenagem constitui a alta porção da bacia do Córrego da Serra, afluente da margem direita do Ribeirão Arrudas (Felippe, 2009).

Constitui-se como uma grande área de vegetação predominantemente florestal no limite meridional da densa mancha urbana belo-horizontina. Seu limite norte é ocupado por residências 80 de baixa renda do Aglomerado da Serra, espaço notadamente de ocupação irregular e que exerce grande influência no parque (Felippe, 2009). O contraste metropolitano se evidencia no limite oeste do parque, ocupado pelo bairro Mangabeiras, tradicional área de residências de alta renda de Belo Horizonte.

A bacia hidrográfica do Córrego da Serra praticamente coincide com os limites administrativos do Parque das Mangabeiras. No interior do parque, as alterações no meio estão praticamente restritas à porção sul (Felippe, 2009). Com isso, as demais áreas do parque (inclusive onde se localiza o curso d'água estudado nesta pesquisa, chamado de “cascatinha”; Figura 6) possuem baixa interferência de estruturas urbanas, exceto pelas estradas que margeiam toda a bacia.

Ademais, há algumas trilhas no interior da vegetação que promovem, por vezes, considerável impacto nos recursos hídricos, com disposição de lixo e assoreamento. Porém, deve-se ressaltar que não é o caso do rio urbano estudado nesta tese, uma vez que seu acesso é bastante restrito e sua trilha se encontra desativada. O interior do Parque apresenta inúmeras áreas com alto grau de preservação, intervaladas pelas estruturas de lazer e pelas estradas.

Deve-se ressaltar, conforme já mencionado nesta seção, que o parque é territorialmente muito extenso. A escolha de qual rio estudar, dentre os inúmeros presentes no parque, se deu exclusivamente em virtude da facilidade de acesso.

Figura 6: Visão panorâmica do córrego cascatinha e seu pequeno barramento e ponto de coleta, a montante do barramento, respectivamente.



Fonte: A autora (2024).

3.1.3 Parque Municipal Roberto Burle Marx

O Parque Ecológico Roberto Burle Marx localiza-se na região do Barreiro, próximo à porção Oeste da cidade. Segundo o CBH Rio das Velhas, o parque está inserido no complexo ecológico da Serra do Rola-Moça e faz limite com a APE do manancial Barreiro. Com área aproximada de 176 mil m², o parque se insere na sub bacia do Córrego Clemente, córrego esse que percorre o parque (Figura 7), cuja nascente se encontra na Serra do Rola Moça. O córrego, por sua vez, é um importante afluente do Ribeirão Arrudas (PBH, 2018).

Como opções de lazer, o parque oferece extensas áreas gramadas, lagos e jardins para piqueniques e comemorações. Há também quadras poliesportivas, pista de caminhada e campo de futebol. Diversas escolas e instituições utilizam o parque para realizar eventos, projetos culturais, sociais e de pesquisa científica. O parque conta também com as seguintes atividades: Academia da Cidade, Cooperativa de Artesãs (Coonarte), Escola Integrada, Escotismo, Projeto "Bom na Bola, Bom na Vida", Projeto Fica Vivo e o Centro de Educação Ambiental (CEA) realizando atendimento a escolas (PBH, 2018).

Figura 7: Ponto de coleta no curso d'água que perpassa pelo parque.



Fonte: A autora (2024).

3.1.4 Parque Municipal Jacques Cousteau

O Parque Municipal Jacques Cousteau ocupa uma área aproximada de 335 mil metros quadrados, localizado na região Oeste, no bairro Betânia. Segundo a Prefeitura, o espaço funcionou como depósito de lixo da cidade e, posteriormente, como horto para a produção de mudas de árvores e plantas ornamentais a serem utilizadas no paisagismo de Belo Horizonte (PBH, 2018). Muitas dessas mudas cresceram e floresceram no parque, sendo as primeiras a integrarem a vegetação da mata local. Ademais, sua cobertura vegetal, portanto, é muito significativa, apresentando um avançado grau de regeneração natural, e contínua, correspondendo a 80% da área total (PBH, 2018).

O local possui cursos d'água perenes (Figura 8), todos integrantes da bacia do Ribeirão Bonsucesso, que é afluente da margem direita do Ribeirão Arrudas e nasce nas encostas da Serra do Curral, próximo à divisa com o município de Nova Lima. Ainda, como opções de lazer, o parque oferece brinquedos e trilha ecológica, além de espaços para contemplação, áreas de convivência e academia a céu aberto (PBH, 2018).

Figura 8: Ponto de coleta no curso d'água que perpassa pelo parque, respectivamente nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: A autora (2024).

3.1.5 Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado

O Parque Lagoa do Nado, localiza-se na região da Pampulha e sua área é drenada pela bacia do Córrego do Nado (Figura 9), afluente do Ribeirão Isidoro que, por sua vez, constitui a bacia do Ribeirão do Onça. Por inserir-se em uma região de tradicional ocupação de Belo Horizonte, a bacia da Lagoa do Nado encontra-se intensamente alterada pela estrutura urbana. Em toda sua alta porção – sul da bacia – o espaço encontra-se ocupado, predominantemente, por residências unifamiliares, com solo intensamente impermeabilizado (Felippe, 2009).

Morfologicamente, o Parque da Lagoa do Nado constitui-se de um vale fluvial de fundo chato, com vertentes suaves e declividade variando entre próximo a zero – na planície dos curso d'água – e superiores a 30° em alguns pontos isolados como cabeceiras de drenagem e rupturas de declive (Felippe, 2009).

Em termos de infraestrutura, o parque conta com biblioteca, sala multimeios, teatro de bolso, teatro de arena, quadras poliesportivas, pista de skate, campo de futebol, pista para caminhadas e viveiro de mudas, o parque realiza diversas atividades de educação ambiental, cultura e esporte com o apoio da Fundação Municipal de Cultura e da Secretaria Municipal de

Esportes. Tãmanha infraestrutura atrai, diariamente, um pùblico considerável, especialmente nos 82 finais de semana (PBH, 2018). A maioria das nascentes e áreas úmidas são de fácil acesso, mas afastadas das principais atrações de recreação.

Figura 9: Ponto de coleta no curso d'água que perpassa pelo parque . Detalhe para os depósitos aluviais ao longo de ambas as margens do rio.



Fonte: A autora (2024).

3.1.6 Parque Municipal Aggeo Pio Sobrinho

Implantado em 1996, por meio do Programa Parque Preservado, o Parque Municipal Aggeo Pio Sobrinho teve sua área originada do processo de parcelamento do solo que criou o bairro Buritis, na região Oeste. A ocupação urbana do seu entorno é prioritariamente de residências de alta renda, onde o parque ocupa uma área aproximada de 600 mil metros quadrados de grande importância ecológica e beleza cênica, e integra parte do maciço da Serra do Curral (PBH, 2018).

Em termos de hidrografia, o parque insere-se na porção sul da sub-bacia do córrego Ponte queimada (Figura 10), que por sua vez, pertence a sub bacia do córrego Cercadinho, componente da bacia do Ribeirão Arrudas. Ademais, o parque conta com uma estrutura de área de lazer com brinquedos, quadra poliesportiva, pista de caminhada e trilha ecológica, além de áreas de convivência (PBH, 2018).

Figura 10: Ambiente de inserção do curso d'água situado no parque Aggeo Pio Sobrinho.



Fonte: A autora (2024).

3.1.7 Parque Municipal Primeiro de Maio

O Parque Primeiro de Maio foi inaugurado recentemente, em 2008, sendo um dos três parques desta pesquisa que integra as unidades de conservação criadas pelo programa Drenurbs. O parque localiza-se no bairro homônimo, Região Nordeste de Belo Horizonte, inserido na bacia do Córrego Primeiro de Maio (Figura 11). O parque encontra-se na porção média da bacia e acompanha o trecho médio do córrego homônimo. Por sua vez, a bacia do Córrego Primeiro de Maio, se insere na bacia do Córrego Cachoeirinha. Este, por sua vez, deságua no Ribeirão da Pampulha que, após a confluência do Ribeirão Isidoro, forma o Ribeirão do Onça (Medeiros, 2009). A ocupação urbana do seu entorno é prioritariamente de residências de baixa renda, postando-se em toda a porção alta da bacia do Córrego Primeiro de Maio.

Nesta sub-bacia os principais problemas apontados em 2003 (antes das intervenções do Drenurbs) foram áreas com inundações frequentes; processos de degradação resultantes de deposição de lixo, entulhos e dos lançamentos de esgoto nas nascentes do córrego; grande foco

erosivo instalado no vale, junto à cabeceira da drenagem, causado pela forte enxurrada que é lançada por tubulação de drenagem pluvial e pelas águas pluviais superficiais locais. A erosão vinha provocando o aprofundamento da calha, a desestabilização progressiva dos taludes e a geração de grande quantidade de sedimentos (Medeiros, 2009).

Segundo Felipe (2009) a intenção primeira da criação do Parque Primeiro de Maio não foi a conservação ambiental, mas a melhoria das condições de saneamento de sua bacia. Foram, então, promovidas ações de retirada do esgoto doméstico do Córrego Primeiro de Maio e restauração de seu leito e suas margens. Ademais, uma bacia de retenção foi criada no leito original do córrego no intuito de minimizar inundações a jusante, na planície do Córrego Cachoeirinha. A influência da infraestrutura urbana na dinâmica ambiental do parque é evidente, refletindo-se em erosão acelerada e movimentos de massa nas proximidades do limite do parque, bem como na emissão de efluentes no curso d'água.

Criado em um espaço anteriormente ocupado por construções irregulares e praticamente sem registros da cobertura original, o Parque Primeiro de Maio possui sua vegetação completamente alterada. As matas são secundárias e existem em apenas duas áreas desconexas. Todavia, a maior parte da unidade de conservação é coberta por grama ou possui solo exposto (Felipe, 2009). Após as alterações oriundas do projeto Drenurbs, a morfologia do parque sofreu grande influência antrópica. Em vários locais houve aterramentos alterando as características originais do relevo. Ademais, as características pedológicas apresentam-se completamente descaracterizadas devido aos revolvimentos por ação antrópica (Felipe, 2009).

Segundo o Relatório de Execução Semestral do 1º semestre de 2008 (PBH, 2008) as obras de engenharia consistiram na implantação do Parque Ecológico Córrego 1º de Maio, incluindo sua urbanização e intervenções nos sistemas de drenagem pluvial e de esgotamento sanitário, resultando na desapropriação de uma área de 3,46 hectares (sendo 16 famílias reassentadas). Foi feita a recuperação do curso d'água em leito natural e construída uma bacia de retenção com capacidade de acúmulo de 11.130 m³ de água.

Além disso, houve também a implantação de rede de microdrenagem na Rua Maria Ortiz em rede tubular e dispositivo dissipador de energia. Ao longo da margem direita do córrego foi implantado interceptador com 200 mm de diâmetro e 622 m de extensão e 25 poços de visita com profundidades médias de 1,90 m (PBH, 2018). Ainda, o Parque Ecológico Córrego 1º de Maio é então dotado de prédio para administração, prédio de serviços, pista para caminhada, bacia de retenção, barragem, herbanário, caramanchão, quadras poliesportivas, equipamentos de ginástica, parquinho e conjunto de mesas para jogos (PBH, 2018).

Figura 11: Ponto de coleta do curso d'água e vista para a jusante, respectivamente.



Fonte: A autora (2024).

3.1.8 Parque Municipal Nossa Senhora da Piedade

O parque Nossa Senhora da Piedade está inserido na Sub-bacia do Córrego da Av. Nossa Senhora da Piedade. O córrego, por sua vez, perpassa por dentro do perímetro do parque (Figura 12), e mais à jusante deságua na margem esquerda do Ribeirão do Onça. Além disso, o parque está inserido na porção norte da capital mineira, domínio da Depressão de Belo Horizonte. É importante destacar que o Parque Nossa Senhora da Piedade também resulta do projeto Drenurbs lançado pela PBH em 2001, conforme já mencionado (Paraguassú, et al 2010).

No vale do Córrego Av. Nossa Senhora da Piedade verifica-se que a maior parte dos focos de produção de sedimentos está ligada às atividades antrópicas de descartes de materiais terrosos e restos de construção (Paraguassú, et al 2010). Ao longo do curso d'água observam-se lançamentos de entulhos diretamente nas suas margens, como blocos de concreto, tijolos etc. Muitos bueiros encontram-se obstruídos com lixo, principalmente restos de materiais de construção, tais como pedaços de telhas e tijolos (Oliveira, 2011).

As intervenções realizadas na Sub-bacia do Córrego da Av. Nossa Senhora da Piedade buscaram a manutenção e/ou recuperação da paisagem, com o mínimo de impacto ambiental possível e dentro de limitações locais. Para isso, evitou-se o uso de estruturas de macrodrenagem revestidas, uma vez que as mesmas proporcionam a aceleração do escoamento, aumentando, desta forma, as vazões de pico. No local foram adotadas tecnologias que de intervenção que preservasse o aspecto natural do leito e das planícies de inundação dos cursos de água, conservando sempre que possível a morfologia fluvial existente e procurou-se alternativas de macrodrenagem que melhor compatibiliza se o sistema viário proposto com o menor número de desapropriações e remoções (Oliveira, 2011; Silva, 2015).

Dentre as interferências ao longo do curso d'água, cita-se a implantação de galeria, a construção de espelho d'água na área à montante, com função de preservar as nascentes e o cenário paisagístico, sem função de estocagem de volumes de água e implantação de bacia de retenção de cheias (PBH, 2018). Além das intervenções físicas descritas, durante a fase de implantação das obras nesta sub-bacia, foram desenvolvidas atividades de mobilização social e educação ambiental junto à comunidade envolvida, visando à capacitação e o envolvimento destes atores no que se refere aos cuidados à apropriação e conservação dos espaços públicos (PBH, 2018).

Paraguassú et al (2010) constatou que ações educacionais e de lazer são realizadas, assim como palestras que visam à conscientização ambiental da população, caminhadas ecológicas, apresentação de filmes e campeonatos de skate são eventos que demonstram a efetiva integração comunidade/parque. Além disso, o público frequentador constitui-se predominantemente por jovens e famílias, que utilizam o parque para a prática de esportes e lazer principalmente nos fins de semana, uma vez que esse conta com área de recreação infantil, bancos e mesas para jogos, equipamentos de ginástica, caramanchões, pista para caminhada, pista de skate, quadras esportivas e trilhas. Conta ainda com um espelho d'água para fins de preservação das nascentes e contemplação paisagística (sem função de estocagem de volumes de água), formando dois lagos entre os quais há uma pequena queda d'água (Medeiros, 2009).

De acordo com Oliveira (2011), os resultados evidenciam a melhoria da qualidade das águas após as intervenções promovidas pelo Programa Drenurbs. Entre os principais avanços, destacam-se: a eliminação de problemas de inundação, com impacto direto na qualidade de vida e nas condições de salubridade da população residente na sub-bacia; a interceptação de esgotos e a redução do descarte irregular de resíduos nos cursos d'água e a melhoria do padrão habitacional da maioria das famílias indenizadas, que foram realocadas de áreas de risco (áreas essas também recuperadas pelo programa), evitando a ocorrência de tragédias associadas à

ocupação por populações em situação de vulnerabilidade. Além disso, as ações de comunicação e educação ambiental contribuíram para fortalecer o senso de cidadania nas comunidades, refletido na adoção de novos hábitos e na melhoria das relações sociais.

Figura 12: Ponto de coleta do curso d'água e vista para montante, onde há uma bacia de contenção para atenuação das cheias.



Fonte: A autora (2024).

3.1.9 Parque Municipal José Lopes dos Reis (Baleares)

Este parque municipal foi construído, dentre outras razões, para auxiliar na restauração do córrego Baleares (Figura 13). O córrego, diga-se de passagem, está inserido dentro da bacia do córrego Vilarinho, na região de Venda Nova (norte de Belo Horizonte). O córrego Vilarinho deságua no ribeirão do Isidoro, que juntamente com o ribeirão Pampulha e córrego Cachoeirinha formam o ribeirão da Onça. Ambos moldam parte das rochas da Depressão de Belo Horizonte, correndo preferencialmente sobre falhas e fraturas (Silva et al., 1995).

Macedo (2009) elenca uma série de alterações de cunho hidrogeomorfológicas sofridas não apenas no curso d'água, mas também no parque, após a implementação do projeto Drenurbs. Segundo o autor, no trecho do rio que compete ao parque, o leito e a várzea foram

preservados, e a mata ciliar recomposta com mudas. Foram construídas a rua lateral, a rede de esgoto, além de uma passagem de pedestres, que existia precariamente antes da intervenção. Também foi necessária a estabilização da margem esquerda com estrutura de gabião.

No trecho correspondente ao segmento cercado do parque, a várzea, às margens e o curso d'água correm 100% ao natural, sendo necessárias contenções nos limites do leito maior nos dois lados: à direita, com estrutura em alvenaria, para suportar a rua, e à esquerda, com estrutura em gabião. Além disso, foi implantada a rede de esgoto, além da pavimentação da via lateral (Macedo, 2009). Dentro do parque, a mata ciliar foi recomposta com mudas, além da implementação de áreas de uso comum. Segundo a PBH (2018), uma rede pluvial foi construída para captar a água da chuva e interceptar o esgoto das casas, evitando que ele seja despejado no curso d'água. Além disso, também pode-se mencionar a existência de equipamentos simples de ginástica e alongamento e conjuntos de bancos e mesas para jogos foram instalados em duas praças (na rua Ávila e dentro do Parque), que contam também com jardins. O Parque Baleares foi equipado com “playground”, praça de ginástica com equipamentos, três pontes de concreto, trilha e conjuntos de mesas e bancos (Medeiros, 2009).

Figura 13: Vista para jusante e montante, respectivamente, do ponto de coleta.



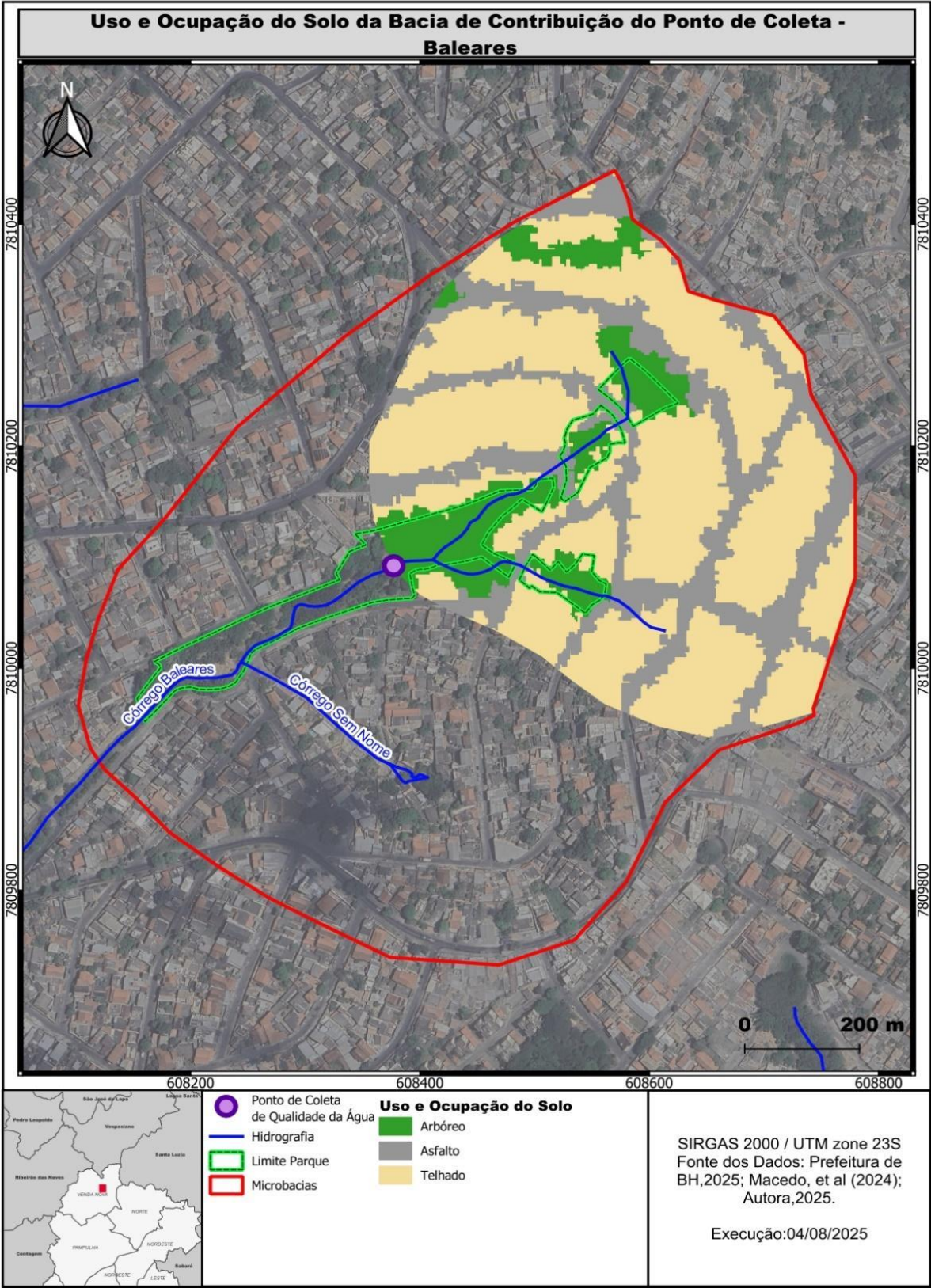
Fonte: A autora (2024).

3.2 Uso e ocupação das bacias de contribuição dos pontos de coleta

No intuito de se conhecer melhor a área de estudo em questão, bem como compreender melhor as pressões ambientais as quais seus cursos d'água estão submetidos, foi utilizado o mapeamento do uso e ocupação da terra das bacias de contribuição dos pontos de coleta da água elaborado por Macedo et al (2024). Assim, parte da interpretação acerca do cenário ambiental verificado através das análises ambientais, poderá ser mais bem discutido e esclarecido com base nos usos da terra identificados a montante dos pontos de coleta.

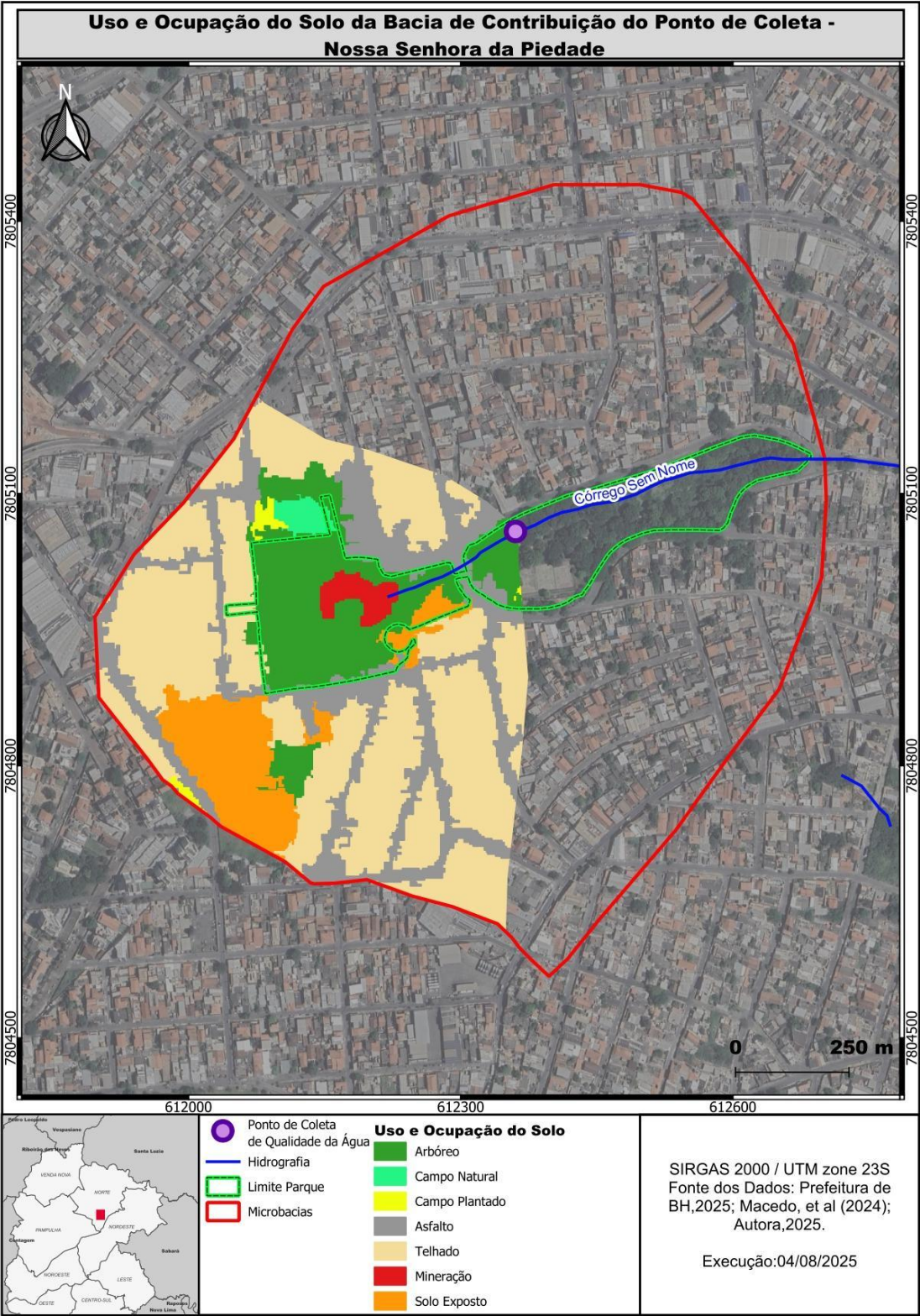
O Mapa 3, Mapa 4 e Mapa 5, mostram os parques reabilitados, seus pontos de coleta, as bacias de contribuição de cada ponto, bem como o uso e ocupação das bacias, nos quais mais da metade desses usos são asfalto, seguido de telhado. O completo oposto ocorre nas bacias de contribuição dos parques de referência, onde a ocupação predominante é arbóreo e vegetação rasteira, com uma parcela mínima de asfalto, conforme demonstrado no Mapa 6, Mapa 7 e Mapa 8. Por fim, em relação aos parques moderados, conforme apontam o Mapa 9, Mapa 10 e Mapa 11, não houve um padrão de uso e ocupação, como observado nos parques reabilitados e de referência.

Mapa 3: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Baleares.



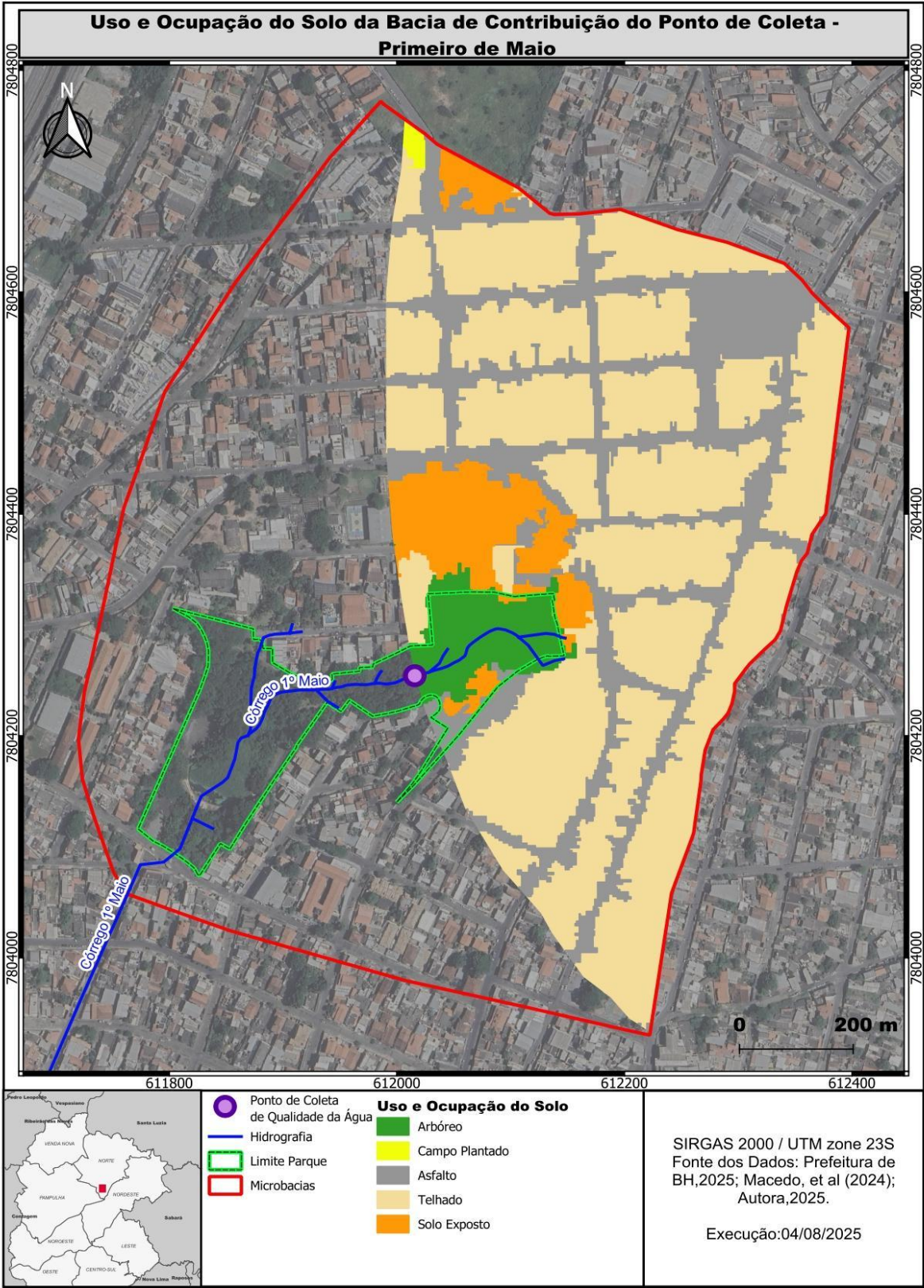
Fonte: elaborado pela autora.

Mapa 4: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Nossa Senhora da Piedade.



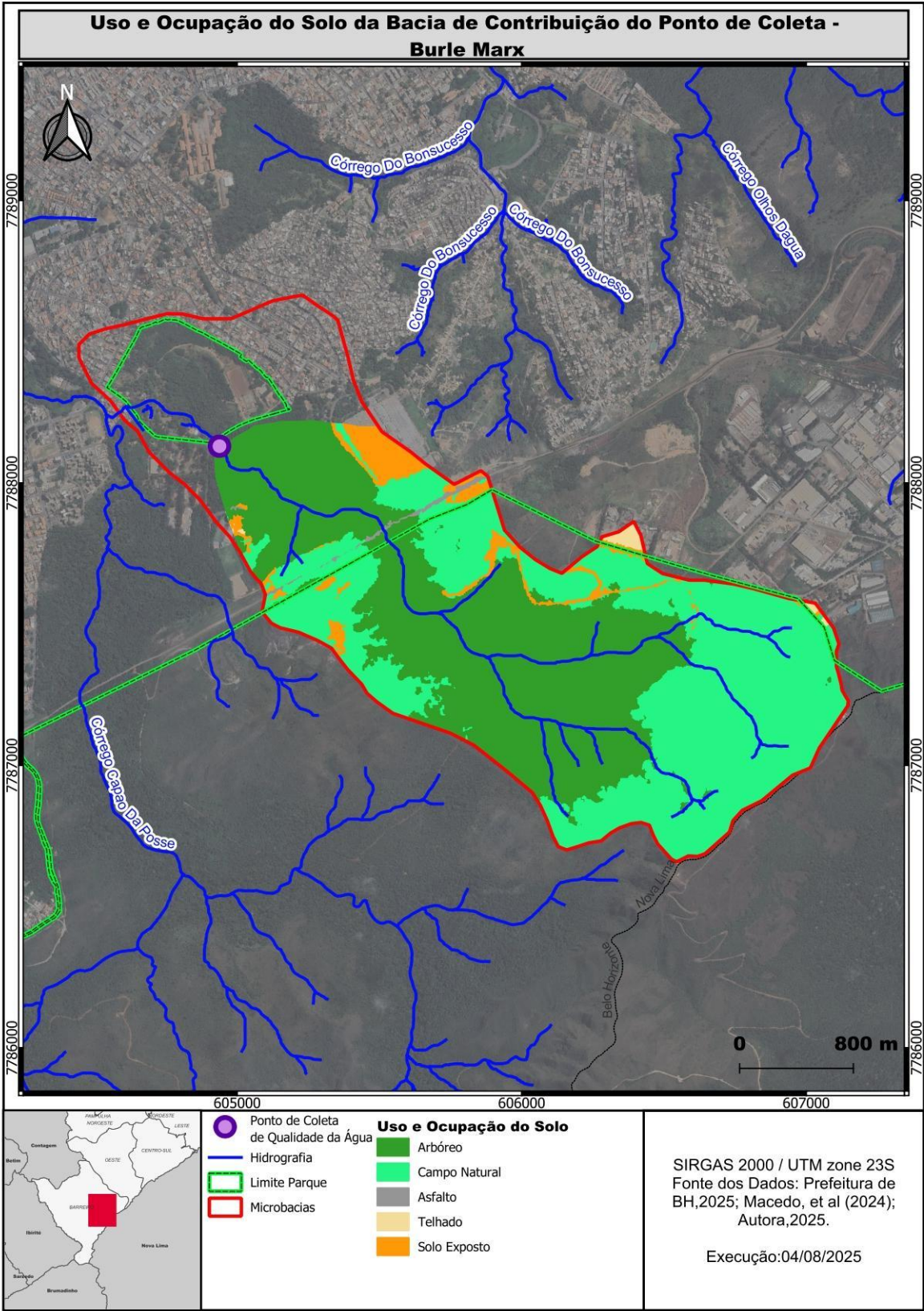
Fonte: elaborado pela autora.

Mapa 5: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Primeiro de Maio.



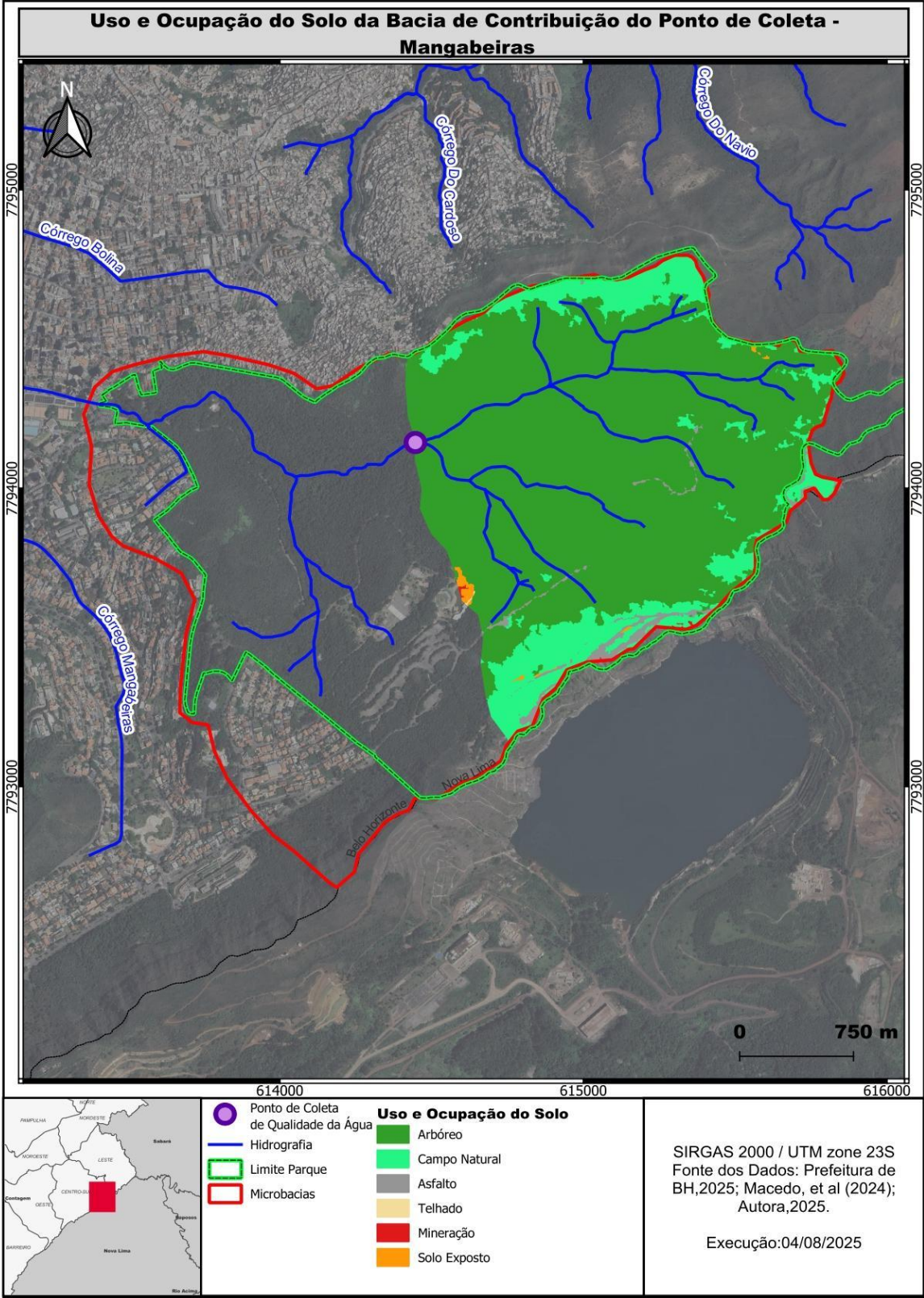
Fonte: elaborado pela autora.

Mapa 7: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Burle Marx.



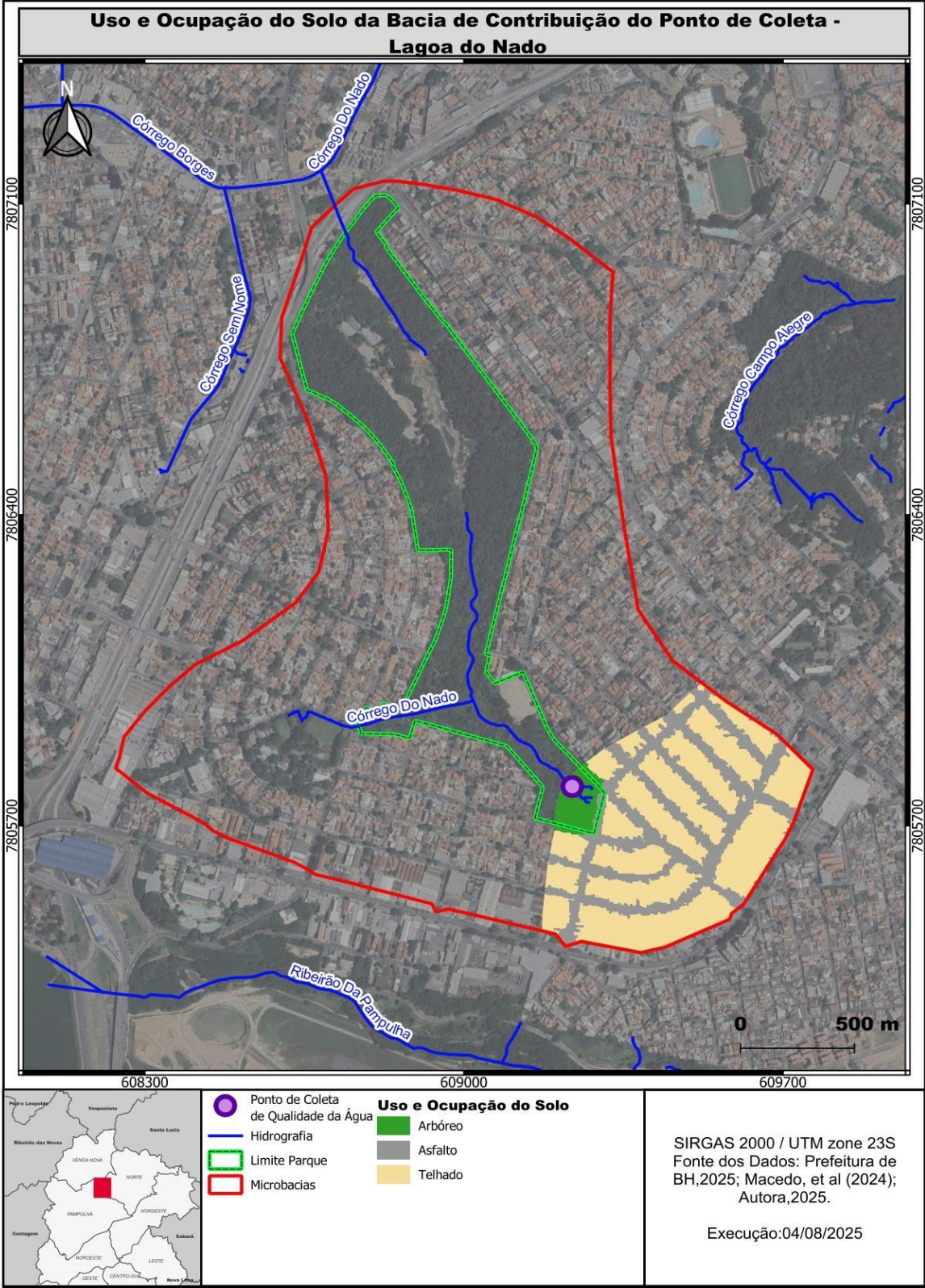
Fonte: elaborado pela autora (2024).

Mapa 8: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque das Mangabeiras.



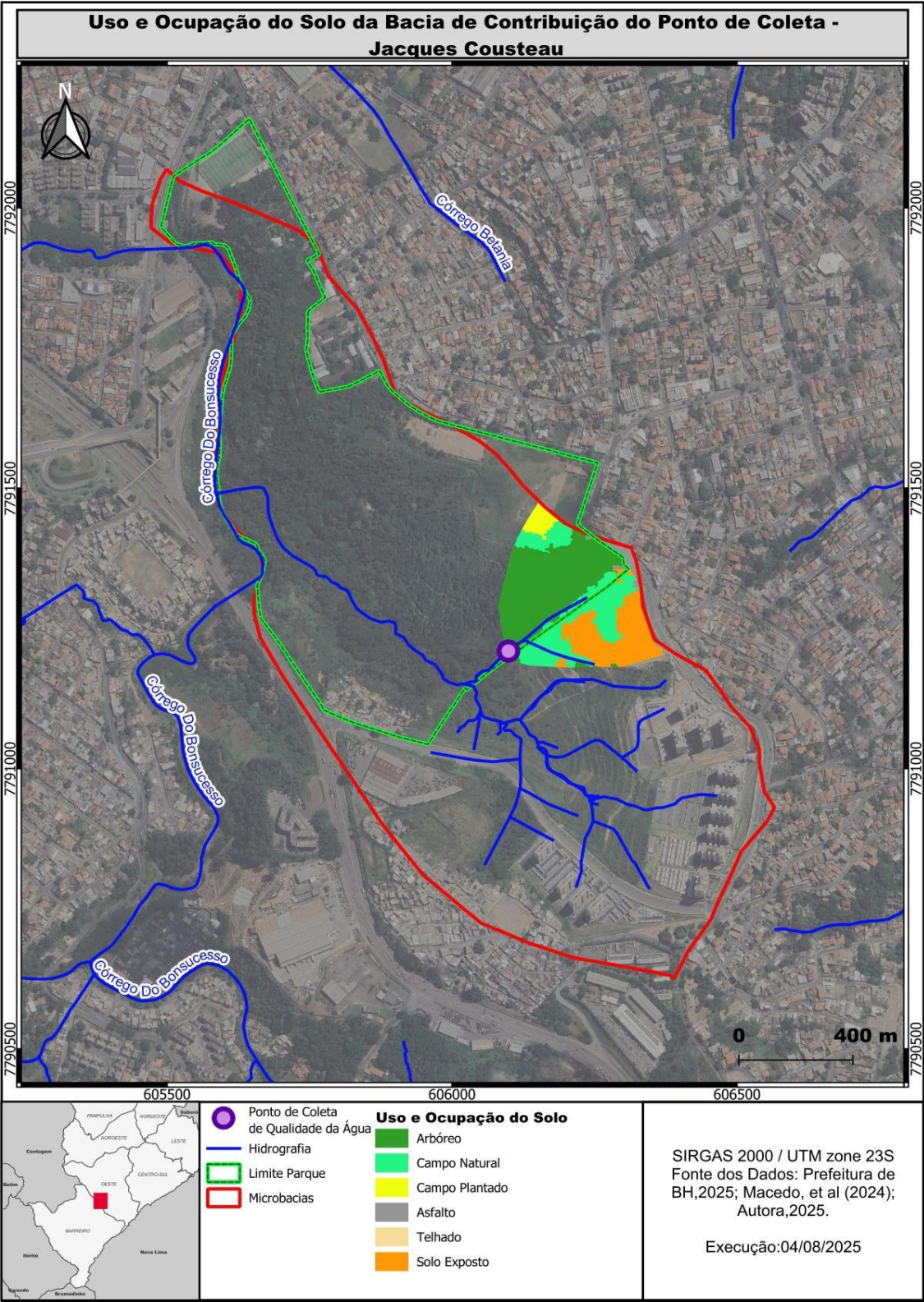
Fonte: elaborado pela autora (2024).

Mapa 9: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Lagoa do Nado.



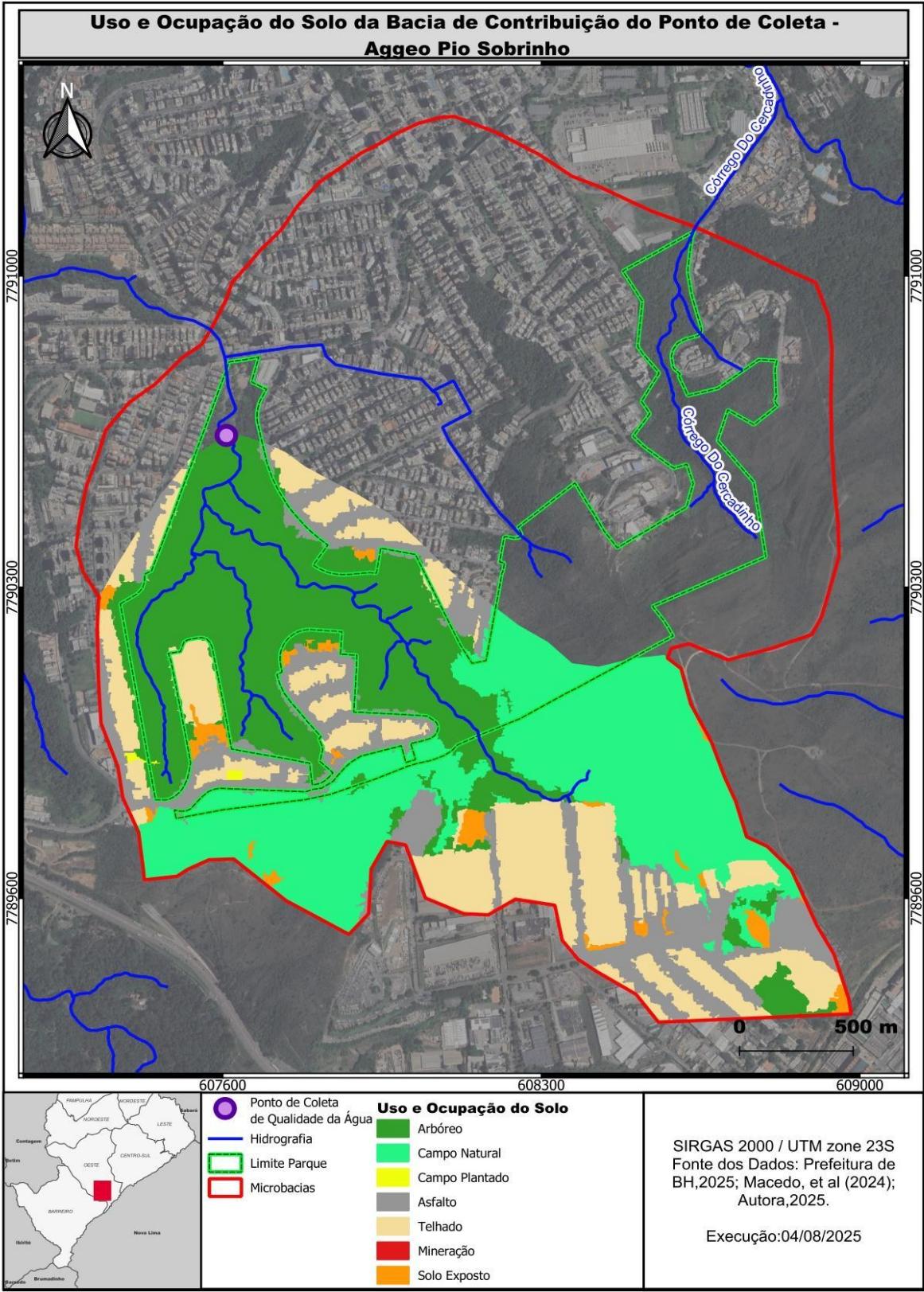
Fonte: elaborado pela autora (2024).

Mapa 10: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Jacques Cousteau.



Fonte: elaborado pela autora (2024).

Mapa 11: Uso e Ocupação do solo do ponto de coleta no parque Aggeio Pio Sobrinho.



Fonte: elaborado pela autora (2024).

4 METODOLOGIA

Os parques foram escolhidos com o intuito de se ter um desenho amostral de nove áreas de estudo, subdivididas em três conjuntos com diferentes graus de histórico de transformação no uso do solo, ou seja, três categorias de parque. Essas três categorias englobam parques a) Referência b) Moderados c) Reabilitados. Para a escolha dos três parques por categoria, alguns prerequisites foram levados em conta, além do próprio grau de proteção do parque. Desta forma, o parque impreterivelmente precisava contar com um curso d'água perene e que não estivesse em estado degradado. Ademais, secundariamente, também foi levado em consideração a logística de acesso e coleta a esses parques.

Para a investigação do potencial de provisão de Serviços Ecossistêmicos dos sistemas hidrográficos de Belo Horizonte, os procedimentos metodológicos serão divididos em duas sessões: I) obtenção dos dados e II) tratamento dos dados.

4.1 Obtenção dos dados

4.1.1 Dados de qualidade da água

Para o cálculo do IQA desta pesquisa, foram realizadas um total de 12 campanhas de campo mensais, completando um ano hidrológico, de maio de 2023 até abril de 2024. Os campos foram realizados nos dias cinco e seis de cada mês, com o objetivo de coletar as amostras a fim de se analisar os parâmetros de qualidade da água, já mencionados neste trabalho.

No intuito de se compreender melhor os resultados obtidos dos parâmetros de qualidade da água, qualidade ambiental, e posteriormente, o IQA propriamente dito, buscou-se, num primeiro momento, tecer um panorama mais geral acerca dos acumulados mensais de chuva de cada coleta feita. Para tal, foram consultadas duas estações pluviométricas: a Estação Pampulha e a Estação Cercadinho. A primeira estação traz mais representatividade para os dados de acumulados mensais dos rios situados na Bacia do Ribeirão do Onça, enquanto a segunda, representa melhor os rios localizados na Bacia do Ribeirão Arrudas. A Tabela 3 aponta os dados de acumulado mensal da Estação Pampulha, enquanto a Tabela 4 mostra os dados da Estação Cercadinho.

Tabela 3: Acumulados mensais de maio de 2022 até abril de 2023, na Estação Pampulha, próxima aos rios localizados nos Parques: Baleares, Nossa Senhora da Piedade, Primeiro de Maio e Lagoa do Nado.

Acumulados mensais - Estação Pampulha	
Mês/Ano	Acumulado (mm)
mai/22	65,4
jun/22	0
jul/22	0
ago/22	0
set/22	53,0
out/22	118,0
nov/22	261,0
dez/22	410,8
jan/23	504,4
fev/23	99,4
mar/23	44,4
abr/23	60,0

Fonte: INMET, 2024.

Tabela 4: Acumulados mensais de maio de 2022 até abril de 2023, na Estação Cercadinho, próxima aos rios localizados nos Parques: Mangabeiras, Taboões, Burle Marx, Aggeo Pio e Jacques Cousteau.

Acumulados mensais- Estação Cercadinho	
Mês/Ano	Acumulado (mm)
mai/22	70,0
jun/22	0,6
jul/22	0
ago/22	0,4
set/22	47,0
out/22	195,6
nov/22	259,6
dez/22	452,4
jan/23	462,8
fev/23	168,0
mar/23	103,8
abr/23	101,0

Fonte: INMET, 2024.

Já no que diz respeito aos dados mais específicos dos dias de campo, foi feito um compilado do acumulado de chuva dos três dias que antecederam o campo, a umidade do ar média no dia do campo e em qual estação do ano foram feitas as coletas. Também foram consultadas as duas estações pluviométricas já mencionadas, sob a mesma justificativa já apresentada (Tabela 5 e Tabela 6).

Tabela 5: Dados hidrológicos da estação Pampulha referentes aos três dias anteriores às campanhas de campo.

ESTAÇÃO PAMPULHA					
Data do campo	Acumulado de chuva nos três dias anteriores a coleta			Umidade do ar média	Estação do ano
	Dia 1	Dia2	Dia 3		
05/mai	0	0	6,6	64,12	Outono (seco)
06/mai	0	6,6	54,8	88,45	Outono (seco)
05/jun	0	0	0	63,25	Outono (seco)
06/jun	0	0	0	64,37	Outono (seco)
05/jul/22	0	0	0	58,75	Inverno (seco)
06/jul/22	0	0	0	60,16	Inverno (seco)
05/ago/22	0	0	0	49,41	Inverno (seco)
06/ago/22	0	0	0	49,5	Inverno (seco)
05/set/22	0	0	0	39,83	Inverno (seco)
06/set/22	0	0	0	63,45	Primavera (seco)
05/out/22	0	0	40	76,45	Primavera (seco)
06/out/22	0	40,0	0,6	66,87	Primavera (seco)
05/nov/22	29,8	5,6	0	65,66	Primavera (Chuvoso)
06/nov/22	5,6	0	0	58,95	Primavera (Chuvoso)
05/dez/22	0,2	0	5,8	76,54	Primavera (Chuvoso)
06/dez/22	0	5,8	0	73,91	Verão (Chuvoso)
05/jan/23	8,2	10,8	26	87,37	Verão (Chuvoso)
06/jan/23	10,8	26,0	19	90,83	Verão (Chuvoso)
05/fev/23	0	0	0	61,28	Verão (Chuvoso)
06/fev/23	0	0	0	62,04	Verão (Chuvoso)
05/mar/23	0	0	0	58,2	Verão (Chuvoso)
06/mar/23	0	0	0	58,0	Verão (Chuvoso)
05/abr/23	0	0	0	64,08	Outono (seco)
06/abr/23	0	0	0	59,12	Outono (seco)

Fonte: INMET, 2024

Tabela 6: Dados hidrológicos da estação Cercadinho referentes aos três dias anteriores às campanhas de campo.

ESTAÇÃO CERCADINHO					
Data do campo	Acumulado de chuva nos três dias anteriores a coleta			Umidade do ar média	Estação do ano
	Dia 1	Dia2	Dia 3		
05/mai	0	0	8,2	58,66	Outono (seco)
06/mai	0	8,2	52,6	85,08	Outono (seco)
06/jun	0	0	0	68,58	Outono (seco)
07/jun	0	0	0	64,95	Outono (seco)
05/jul/22	0	0	0	61,08	Inverno (seco)
06/jul/22	0	0	0	58,29	Inverno (seco)
05/ago/22	0	0	0	48,58	Inverno (seco)
06/ago/22	0	0	0	43,04	Inverno (seco)
05/set/22	0	0	0	41,04	Inverno (seco)
06/set/22	0	0	0	70,25	Primavera (seco)
05/out/22	0,6	5,6	45,6	72,83	Primavera (seco)
06/out/22	5,6	45,6	2,0	60,5	Primavera (seco)
05/nov/22	25,2	7,8	0,2	72,5	Primavera (Chuvoso)
06/nov/22	7,8	0,2	0	58,12	Primavera (Chuvoso)
05/dez/22	0	0,2	3,4	76,66	Primavera (Chuvoso)
06/dez/22	0,2	3,4	0,4	77,33	Verão (Chuvoso)
05/jan/23	7,6	16,8	30,2	85,41	Verão (Chuvoso)
06/jan/23	16,8	30,2	26,6	86,75	Verão (Chuvoso)
05/fev/23	0	0	0	56,76	Verão (Chuvoso)
06/fev/23	0	0	0	55,91	Verão (Chuvoso)
05/mar/23	20,2	0	0	60,41	Verão (Chuvoso)
06/mar/23	0	0	0	56,37	Verão (Chuvoso)
05/abr/23	0	3,0	0,4	69,41	Outono (seco)
06/abr/23	3,0	0,4	0	61,7	Outono (seco)

Fonte: INMET, 2024

Foi feita uma campanha extra em maio de 2024, que ainda que o objetivo primeiro fosse o inventário de nascentes e AUs desta tese, aproveitou-se também para coletar novamente a água dos nove rios estudados, a fim de se averiguar a conformidade dos dados adquiridos nas campanhas anteriores, além de se obter dados referente a presença de carbono na água.

Todas as campanhas de campo foram realizadas nos nove parques estudados, onde eram feitas as coletas das amostras de água, para serem conduzidas para análise laboratorial dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. Alguns cuidados foram tomados durante a coleta das amostras, como a ambientação dos equipamentos de coleta com água do próprio local, garantia que as amostras não contivessem partículas grandes, detritos, folhas ou outro tipo de material accidental durante a coleta e acomodação em caixas térmicas com gelo. O Quadro 5 a seguir elenca os parâmetros do IQA analisados, bem como suas respectivas metodologias e a Figura 14 ilustra o processo de coleta das amostras para o cálculo.

Quadro 5: Parâmetros avaliados para o cálculo do IQA e suas metodologias de análise

Parâmetro	Metodologia de análise
Oxigênio dissolvido	Método Winkler (1888) em laboratório
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Método Winkler (1888) em laboratório
Coliformes termotolerantes	Colipaper (micro estufa, em laboratório)*
Fosfato	A metodologia utilizada foi construída em consonância aos preceitos da ANA (Agência Nacional das Águas), que considera o Fósforo Total na água. O método utilizado é o de digestão alcalina utilizando o persulfato de potássio, para conversão de todas as formas de Fósforo presentes, para ortofosfato (PO ₄ ³⁻) e posterior quantificação, segundo o método do ácido ascórbico
Turbidez	Turbidímetro
Nitrato	A metodologia utilizada foi construída em consonância aos preceitos da ANA (Agência Nacional das Águas), que considera o Nitrogênio Total na água. O método utilizado é o de persulfato, que determina o nitrogênio total por oxidação de todos os compostos nitrogenados para nitrato.
PH	Eletrodo
Temperatura	Termômetro, <i>in situ</i>
Sólidos dissolvidos totais	Eletrodo

Fonte: elaborado pela autora

* Nesta pesquisa utilizamos a técnica do colipaper, onde para a análise dos coliformes termotolerantes deve-se retirar a cartela microbiológica do plástico que a envolve, tocando apenas acima do picote. Posteriormente, é necessário imergir a cartela microbiológica na água a ser analisada até o picote e aguardar umedecer. Deve-se retirar a cartela de dentro da água do rio, recolocá-la na embalagem plástica e retirar a parte do picote sem tocar no restante. O próximo passo consiste em levar à estufa por 15 horas a temperatura de 36 – 37°C. Para coleta em campo, aconselha-se manter a cartela dentro de um saco plástico em uma embalagem de isopor com pouco gelo (evitar congelamento). Após 15 horas de incubação, deve-se realizar a contagem das colônias. Para tal, é necessário considerar os dois lados da cartela e não se deve ultrapassar o tempo de 15 horas para não manchá-la. Por fim, será preciso realizar a contagem manual dos pontos violetas e azuis e multiplicar o número de colônias pelo fator de correção 80. O resultado é expresso em UFC/100 mL (Unidade Formadora de Colônia).

Assim, uma vez que cada um dos nove parâmetros havia sido devidamente analisado, seus respectivos resultados foram tabulados, seus pesos atribuídos, e consequentemente, pode-se realizar o cálculo do IQA modificado para a área de estudo.

Figura 14: Coleta de amostras de água para o cálculo do IQA.



Fonte: A autora (2023).

4.1.2 Dados para avaliação hidrogeomorfológica da qualidade ambiental

Para se verificar a capacidade dos rios em fornecer serviços de regulação, mais precisamente em relação à sua qualidade ambiental, além do cálculo do IQA descrito acima, foi feito um estudo ambiental nos sistemas hidrográficos estudados, buscando averiguar não apenas a qualidade da água, mas de outros elementos hidrogeomorfológicos. Para tal, serão utilizados I) o Protocolo de avaliação rápida da Diversidade de Habitats (PAR), de Callisto et al., 2002 e II) o Protocolo de Avaliação Ambiental de Nascentes (PAAN), de Moura (2020).

4.1.2.1 PAR (Protocolo de Avaliação Rápida)

O protocolo de Callisto et al (2002) é uma importante ferramenta na avaliação da qualidade ambiental dos rios urbanos, uma vez que fornece informações quanto à integridade física e a influência de distúrbios antrópicos no local. O protocolo é composto por 22 parâmetros, sendo os 11 primeiros pontuados de 0 a 4 e os demais, pontuados de 0 a 5, de acordo

com a observação visual de cada aspecto avaliado, conforme ilustrado na Quadro 6. O valor final foi obtido pelo somatório de cada parâmetro e o local classificado como em condição natural quando obteve pontuação superior a 60 pontos, alterados quando entre 41 e 60 pontos e impactados quando inferior a 40 pontos.

Quadro 6: Protocolo de avaliação rápida desenvolvido por Callisto et al (2002).

Protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats				
Largura				
Profundidade				
Tipo de Fluxo				
Parâmetros	Pontuação Aplicada			
	4- Pontos	2- Pontos	0-Pontos	
Tipo de ocupação das margens do corpo d'água	Vegetação natural	Campo de pastagem / agricultura / monocultura / reflorestamento.	Residência / comercial / indústria	
Erosão próxima e/ou na margem do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada	
Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem: industrial / urbana (fábricas, siderurgias. Canalização, reutilização do curso do rio).	
Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente	
Odor da água	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo / industrial	
Oleosidade da água	Ausente	Moderada	Abundante	
Transparência da água	Transparente	Turva	Colorida ou Opaca	
Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo / industrial	
Oleosidade do fundo	Ausente	Moderada	Nenhuma	
Tipo de fundo	Pedras / Cascalho	Lama / Areia	Cimento / Canalizado	
	5 - Pontos	3 - Pontos	2 - Pontos	0 - Pontos
Tipo de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados: pedaço de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.	30 a 50% de habitats diversificados: habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficientes; substratos frequentemente modificados.	Menos que 10% do habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso Instável para fixação dos organismos.
Extensão de rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidos; rápidos tão largos quanto o rio e com comprimento igual ao dobro da largura do rio	Rápidos com a largura igual a do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio	Trechos rápidos podem estar ausentes: rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio	Rápidos ou corredeiras inexistentes

Protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats				
Frequência dos rápidos	Rápidos relativamente frequentes, distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7	Rápidos não frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25	Geralmente com lâmina d'água lisa ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.
Tipos de substrato	Seixos abundantes (prevalecendo em nascentes)	Seixos abundantes, cascalho comum	Fundo formado predominantemente por cascalho, alguns seixos presentes	Fundo pedregoso, seixos ou lamoso
Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama	Mais de 75% do fundo coberto de lama
Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente com o aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado: suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo; areia ou lama nas margens; 30 a 50% do fundo afetado: moderada deposição nos remansos	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo afetado, remansos ausentes devido a significativa deposição de sedimentos.
Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) e dragagem ausente ou mínima; no padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidências de modificação há mais de 20 anos	Alguma modificação presente nas duas margens: 40 a 50% do rio modificado	Margens modificadas; acima de 50% do rio
Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda largura do rio, mínima quantidade de substrato exposta	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio, ou menos de 25% do substrato exposto	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos rápidos exposto	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos
Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desmatamento; todas as plantas atingindo altura normal	Entre 70% e 90% de vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação. maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 50% e 70% com vegetação Ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada: menos da metade das plantas atingindo a altura "normal"	Menos de 50% de mata ciliar nativa, desflorestamento muito acentuado
Estabilidade das margens	Margens estáveis: evidências de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis: pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem sem erosão.	Moderadamente instável entre 30% e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60% e 100% da margem.
Extensão da mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18m; sem influência de atividades antrópicas	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18m; mínima influência antrópica	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12m; influência antrópica intensa	Largura da vegetação ripária menor que 6m; vegetação restrita ou ausente devido a atividade antrópica

Protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats				
Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídas pelo leito.	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídos no rio; substrato com perífiton.	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou remansos, perífiton abundante e biofilme.	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos de macrófitas.

Fonte: Callisto et al (2002).

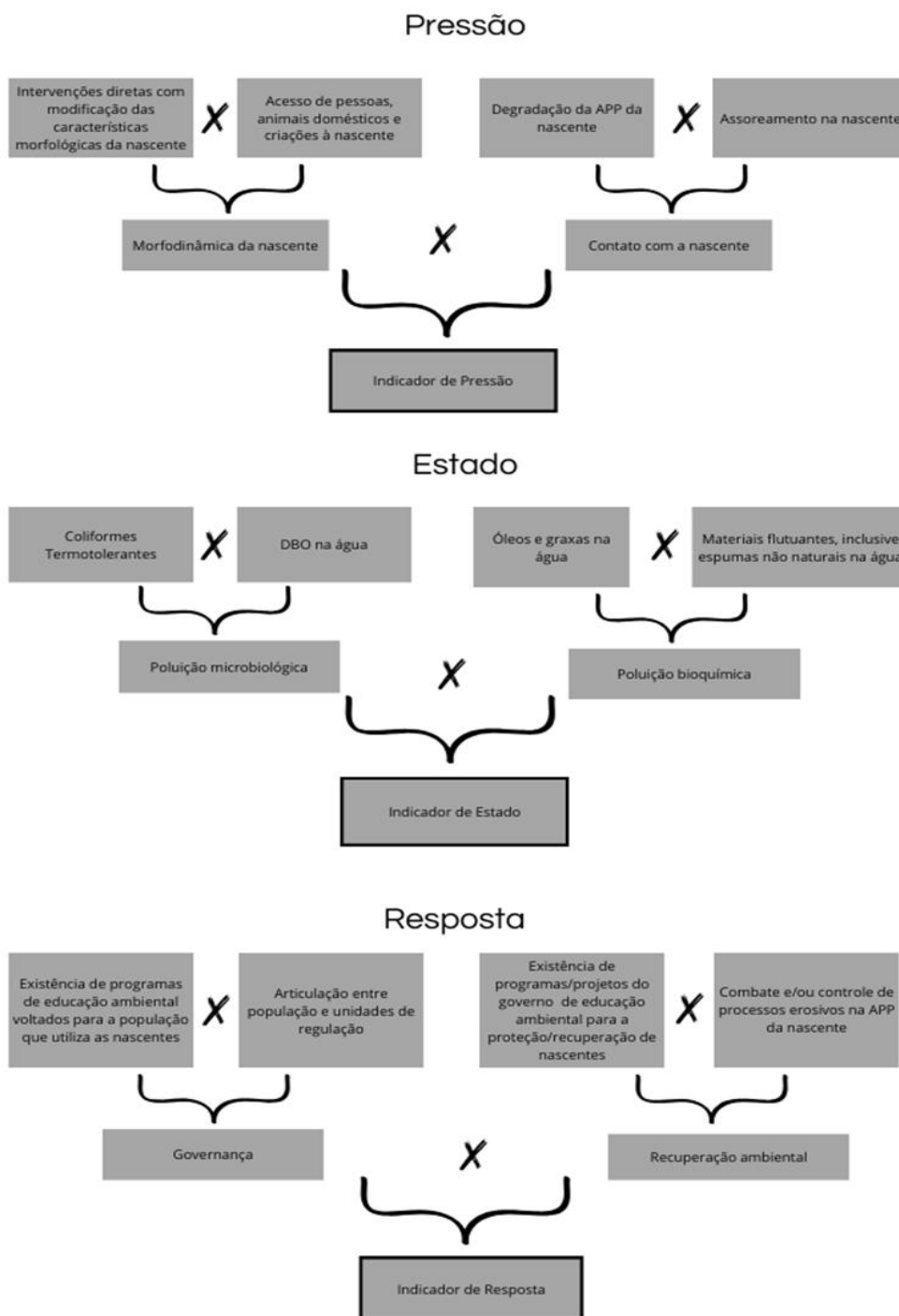
Na aplicação deste protocolo, partiu-se da hipótese de que os períodos de seca e de chuva seriam preponderantes para as alterações hidrogeomorfológicas nos rios estudados. Colocou-se a chuva (ou a ausência dela) como um fator externo, de alta relevância nas alterações em parâmetros hidrogeomorfológicos, culminando em uma melhora ou piora na qualidade ambiental do curso d'água. Para tal, o PAR foi aplicado no período de estiagem (abril de 2022) e no ano seguinte, no período chuvoso (março de 2023).

4.1.2.2 PAAN (Protocolo de Avaliação Ambiental de Nascentes)

Concomitantemente à aplicação do PAR de Callisto et al (2002), para atestar a provisão de SE nos rios urbanos, o PAAN (Protocolo de Avaliação Ambiental de Nascentes) também foi aplicado em algumas nascentes (e áreas úmidas) urbanas mapeadas nos parques estudados. O intuito foi produzir um panorama mais abrangente de provisão de SE dos sistemas hídricos em geral, não apenas os rios urbanos.

O PAAN, desenvolvido por Moura (2020) é um protocolo de avaliação ambiental qualitativo, sistêmico e holista, no formato de um índice, baseado nas ferramentas da OCDE, composto por três indicadores, seguindo os preceitos da análise combinatória. Esses três indicadores são oriundos dos cruzamentos de matrizes bidimensionais, compostas por doze parâmetros que expressam o Estado da nascente, as Pressões às quais elas estão submetidas e a Resposta que a sociedade propõe, por meio de ações, para mitigar e/ou prevenir tais pressões e impactos. A Figura 15 demonstra os doze parâmetros, organizados em pares, cruzados entre si, para posteriormente, serem integrados em três indicadores finais. Moura e Felipe (2022) descrevem, respectivamente, a escolha dos doze parâmetros, bem como seus cruzamentos e integração estatística para formar o índice.

Figura 15: Cruzamento e integração dos parâmetros do PAAN (Moura, 2020).



Fonte: Elaborado pela autora.

Cada um dos doze parâmetros possui três categorias (bom, médio e ruim), bem como as respectivas pontuações para cada uma dessas categorias (3, 2, 1). São essas pontuações que serão cruzadas nas matrizes supracitadas, para ao final, o índice ser composto por um indicador de Estado, um de Pressão e um de Resposta.

A Figura 16 ilustra os parâmetros avaliados pelo PAAN, assim como suas categorias e pontuações. As cores diferentes indicam a natureza dos parâmetros (Pressão, Estado e Resposta, respectivamente).

Figura 16: Parâmetros avaliados pelo PAAN, categorias e pontuações.

PAAN (MOURA, 2020)			
Parâmetros	1 (Ruim)	2 (Médio)	3 (Bom)
1.1 Intervenções diretas com modificação das características morfológicas da nascente	Severas intervenções	Alguma intervenção	Intervenções não observadas
1.2 Degradação na APP da nascente	$\geq 70\%$ da área sem vegetação primária ou secundária	30–70% da área sem vegetação primária ou secundária	$\leq 30\%$ da área sem vegetação primária ou secundária
1.3 Acesso de pessoas, animais domésticos e criações à nascente	Constante	Pouco constante	Raro
1.4 Assoreamento na nascente	Muito material agradacional ($\geq 70\%$ da área da nascente)	Médio material agradacional (30–70% da área da nascente)	Pouco material agradacional ($\leq 30\%$ da área da nascente)
2.1 Coliformes na água E. coli.	>100 UFC	1– 100 UFC	0 UFC
2.2 DBO ₅	>5 mg/L O ₂	3–5 mg/L O ₂	<3 mg/L O ₂
2.3 Eutrofização na água	$\geq 72 \mu\text{g L}^{-1}$ (Eutrófico)	28 –72 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Mesotrófico)	$\leq 28 \mu\text{g L}^{-1}$ (Oligotrófico)
2.4 Óleos e graxas na água	Muitos materiais	Algum material	Ausente
3.1 Existência de programas de educação ambiental voltados para a população que utiliza nascentes	Programas de EA efetivados em escalas geográficas inferiores às UPGRHs4 estaduais, específicos ou não para nascentes	Programas de EA efetivados no âmbito das UPGRHs estaduais não específico para nascentes	Programas de EA efetivados no âmbito das UPGRHs estaduais, específicos para nascentes
3.2 Existência de programas/projetos do governo para a proteção/recuperação das nascentes	Inexistência de quaisquer programas de proteção e recuperação na nascente	Existência de programas de proteção e recuperação na nascente ainda sem devida execução ou efetivação	Existência e efetivação de um ou mais programas ou projetos de proteção e recuperação na nascente
3.3 Articulação entre população e entidades de regulação	Inexistente	Pouco vigente	Vigente
3.4 Combate e – ou controle de processos erosivos na APP	Inexistente	Pouco vigente	Vigente

Fonte: Elaborado pela autora.

De posse dos 12 parâmetros já organizados em pares dentro de cada classe (pressão, estado, resposta), é feito o cruzamento matricial (matriz 3x3). Este processo é denominado como cruzamento de primeira ordem. Os resultados deste cruzamento são apresentados hierarquicamente por categorias discretas: 1 (ruim); 2 (médio); e 3 (bom). Posteriormente, os dois parâmetros resultantes dos cruzamentos anteriores são novamente cruzados entre si (cruzamento de segunda ordem), dando origem a um indicador para cada classe de parâmetros, tido como o produto dos cruzamentos matriciais.

Os cruzamentos de segunda ordem são realizados com as respostas das matrizes dos cruzamentos de primeira ordem, novamente em matrizes 3x3. Porém, para uma maior resolução do indicador sintético (saída da matriz), resposta é dada, desta vez, em cinco categorias

hierárquicas: nível 1 – péssimo; nível 2 – ruim; nível 3 – médio; nível 4 – bom; nível 5 – excelente. A Figura 17 ilustra os cruzamentos de primeira ordem (A1 x A2 e A3 x A4) e o cruzamento de segunda ordem (Ax x Ay).

Figura 17: Matriz 3x3 dos cruzamentos de primeira ordem, com resultado em três categorias e cruzamentos de segunda ordem, com resultado em cinco categorias.

Parâmetro A2 e Parâmetro A4	Parâmetro A1 e A2			
		3	2	1
	3	3	2	2
	2	2	2	1
	1	2	1	1
Parâmetro Ax	Parâmetro Ay			
		3	2	1
	3	5	4	3
	2	4	3	2
	1	3	2	1

Fonte: Moura e Felipe (2024).

Após o cruzamento de segunda ordem, tem-se o indicador final das integrações realizadas para cada classe. Portanto, ao final de todos os cruzamentos, obtém-se um indicador de pressão, um de estado e um de resposta; cada um representado por algarismos hierárquicos entre 1 (ruim) e 5 (ótimo). Por fim, a integração desses três indicadores é obtida através da análise combinatória, com 35 combinações (5 respostas em cada indicador, sem repetição). Cada um dos cinco níveis de resposta dos indicadores de pressão, estado e resposta são combinados e apresentados na forma de três algarismos justapostos, de forma ordenada, do menor para o maior (Figura 18).

Figura 18: As 35 possíveis respostas hierarquizadas.

111	122	134	222	234	333	355
112	123	135	223	235	334	444
113	124	144	224	244	335	445
114	125	145	225	245	344	455
115	133	155	233	255	345	555

Fonte: Moura e Felipe (2024).

Dessas 35 combinações, destaca-se que, dos possíveis resultados que o índice pode apresentar, uma nascente com a combinação 111 é o pior cenário possível de qualidade, assim como a combinação 555 é a melhor possibilidade de qualidade ambiental.

A aplicação do PAAN ocorreu nas campanhas de campo de Maio de 2024, entre os dias 20, 21 e 22. Optou-se por fazer o campo de nascentes no período da seca, para garantir que as nascentes mapeadas fossem perenes. A cada nascente encontrada, marcava-se seu ponto no GPS, para mapeamento futuro e aplicava-se os protocolos. Cabe ressaltar que a grande maioria das nascentes mapeadas já eram previamente conhecidas por Felipe (2009; 2013), além dos próprios trabalhos de campo desta tese.

Para a aplicação do PAAN, o primeiro passo foi a aplicação de um protocolo de caracterização de nascentes. Uma vez que este protocolo é preenchido, ele subsidia a sistematização das características das nascentes, para a definição de sua tipologia. As tipologias de nascentes foram estipuladas por Felipe (2009) e se encontram detalhadas no tópico 2.3.2 desta tese. É de suma importância que as nascentes estejam devidamente caracterizadas, para serem avaliadas, pois suas características hidrogeomorfológicas servem de aporte para interpretações mais fiéis acerca da dinâmica e qualidade da nascente. Uma vez que o protocolo de caracterização era preenchido, a próxima etapa foi aplicar o protocolo de avaliação propriamente dito. O Quadro 7 elenca os parâmetros de caracterização e os de avaliação do PAAN, juntamente de suas técnicas para coleta dos dados. Deve-se ressaltar que não era objetivo desta pesquisa aplicar o PAAN em todas as nascentes encontradas e sim em um número

suficiente de nascentes que conseguissem representar a realidade ambiental de seus respectivos parques.

Quadro 7: Parâmetros de caracterização e avaliação e suas respectivas formas de coleta.

PROTOCOLO DE CARACTERIZAÇÃO	
Parâmetros	Técnicas
Tipo de uso e ocupação da terra na APP	Geoprocessamento
Tipo de uso e ocupação da terra na Bacia de contribuição	Geoprocessamento
Litologia da Bacia de contribuição	Geoprocessamento e revisão bibliográfica
Litologia do aquífero da nascente	Geoprocessamento e revisão bibliográfica
Declividade do canal de primeira ordem	Geoprocessamento
Profundidade do solo	Levantamento em campo
Vazão da nascente	Levantamento em campo
Usos da água da nascente	Levantamento em campo
Morfologia da nascente	Levantamento em campo
Tipo de exfiltração	Levantamento em campo
Mobilidade da nascente	Levantamento em campo
Sazonalidade das nascentes	Levantamento em campo
PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO	
Parâmetros	Técnicas
Degradação na APP da nascente	Geoprocessamento
Coliformes termotolerantes na água	Análise laboratorial
Eutrofização na água	Análise laboratorial
DBO na água	Análise laboratorial
Óleos e graxas na água	Levantamento em campo
Intervenções diretas com modificação das características morfológicas da nascente	Levantamento em campo
Acesso de pessoas, animais domésticos e criações à nascente	Levantamento em campo
Existência de programas de educação ambiental voltados para a população que utiliza nascentes	Levantamento em campo e revisão bibliográfica
Assoreamento na nascente	Levantamento em campo
Existência de programas/projetos do governo para a proteção/recuperação das nascentes	Levantamento em campo e revisão bibliográfica
Articulação entre população e entidades de regulação	Levantamento em campo
Combate e – ou controle de processos erosivos na APP	Levantamento em campo

Fonte: elaborado pela autora.

Como praticamente todas as áreas úmidas encontradas nos parques, também eram nascentes, o PAAN também foi aplicado a elas, normalmente. Para os dois tipos de AU encontrados nos parques, que não se configuraram como nascentes, elas foram caracterizadas e avaliadas conforme Ferreira (2020), também já descrito no tópico 2.2.3 desta tese.

Uma vez que os dados necessários para a avaliação ambiental foram devidamente levantados e o protocolo preenchido, os dados foram tabulados e analisados, e os parâmetros levantados foram categorizados nas três classes hierárquicas já apresentadas (nível 1, nível 2 ou nível 3). Assim, os 12 parâmetros, já separados em Pressão-Estado-Resposta, foram pareados e cruzados (nos cruzamentos de primeira e segunda ordem, na matriz 3x3).

Por fim, tendo-se em mãos os resultados de cada um dos indicadores (um indicador de Pressão, um de Estado e um de Resposta), o próximo passo foi integrá-los. Baseado na análise combinatória, a justaposição em ordem crescente dos algarismos que representam dos indicadores setorizados definiu a resposta do índice.

4.1.3 Dados de estoque de carbono

Para verificar o sequestro de carbono como um serviço ecossistêmico foram coletadas três amostras de solo, ao longo do perfil transversal do curso d'água, de cada parque buscando englobar os sedimentos do próprio talvegue do rio, da área úmida adjacente (zona saturada) e do solo seco na vertente (Figura 19). Deste modo, em cada curso d'água foram coletadas três amostras, ao longo dos dias 20, 21 e 22 de maio de 2024. As amostras foram retiradas com o auxílio de um trado e coletadas em uma profundidade de 10 a 20cm. Deve-se destacar que para as amostras coletadas na vertente, era imprescindível que elas estivessem completamente secas. Além disso, optou-se por não alterar ou manipular a amostra coletada no trado, ou seja, exatamente da forma que ela foi retirada, ela foi depositada e identificada nos sacos plásticos. Com isso, algumas amostras foram coletadas com serra pilheira, raízes e alguns detritos.

Após a coleta, elas foram encaminhadas para laboratório, onde esperou-se cerca de 60 dias para que elas secassem completa e naturalmente. Com as amostras secas e peneiradas, o estoque de carbono no solo foi estimado pelo valor da matéria orgânica presente em cada amostra.

O método utilizado é denominado combustão úmida de Walkley e Black (1934). Métodos de combustão úmida fundamentam-se na oxidação da matéria orgânica, envolvendo a redução do dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) por compostos de carbono orgânico, seguida pela

determinação do Cr2O7²⁻ não reduzido, através de titulação de oxirredução com Fe²⁺ ou por técnicas colorimétricas (Nelson e Sommers, 1996).

Tendo-se os devidos valores obtidos na utilização do método Walkley e Black (1934), o próximo passo foi aplicá-los na seguinte forma, a fim de se estimar o Carbono Orgânico no solo:

$$C_{org} = \frac{0,003 \cdot V_d \cdot (40 - V_a) \cdot \frac{40}{V_b} \cdot 10}{m}$$

Fonte: Embrapa (2017)

Onde:

C org – concentração de carbono orgânico no solo, em g kg⁻¹.

Vd – volume total da solução de dicromato de potássio adicionado na digestão da amostra, em mL.

Va – volume da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra, em mL.

Vb – volume da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação do branco aquecido, em mL.

Valor 0,003 – miliequivalente da massa de carbono (peso atômico/valência – 12/4, dividido por 1.000).

Valor 10 – transformação de % para g kg⁻¹. **m** – Massa da amostra de solo, em g.

Portanto, após a aplicação da fórmula do Carbono Orgânico no Solo, foi possível de se obter, a quantidade estimada, de carbono nos solos do leito do rio, da sua área úmida adjacente e da sua vertente.

Já para o carbono estocado na água, as amostras a foram coletadas em frascos e armazenadas sob refrigeração, ainda em campo. Já em laboratório, foram filtradas em membranas de 0,22 µm para separar o carbono orgânico dissolvido. As determinações de Carbono Orgânico Dissolvido Total e Carbono Inorgânico Dissolvido Total foram realizadas utilizando um analisador de carbono TOC-LCSN, o qual o equipamento opera com base na oxidação catalítica de alta temperatura. Deve-se destacar que cada amostra foi analisada em triplicata, sendo reportado o valor médio das medições.

Entendemos que os dados adquiridos em apenas uma campanha de campo, não nos daria subsídio o suficiente para afirmar com exatidão se o carbono identificado nas amostras de água

é de fato estocado ou produzido, dada a dinâmica biológica do carbono em água ser diferente do solo. Portanto, recomenda-se que os resultados advindos dessa análise, devem seguir em futuras investigações acerca da natureza do Carbono na água.

Figura 19: Sondagem realizada para a coleta de solo para cálculo de matéria orgânica nas amostras e, posteriormente, estimativa do estoque de carbono. Na primeira imagem observa-se a coleta em solo seco, na vertente, enquanto na última imagem, observa-se a coleta no solo saturado da própria área úmida. Detalhe para a utilização do trado para a coleta.



Fonte: A autora (2024).

4.1.4 Dados de mitigação de cheias

Para se compreender a capacidade de mitigação de cheias dos parques urbanos selecionados em Belo Horizonte, o primeiro passo foi realizar o cálculo do coeficiente de infiltração na bacia hidrográfica de cada um dos parques. O coeficiente de infiltração foi inferido indiretamente, a partir dos dados do coeficiente de escoamento superficial, calculado para cada quarteirão de Belo Horizonte, disponibilizado pela plataforma BH Maps.

Através da proporção destas áreas na bacia de contribuição de cada parque, foi possível espacializar o coeficiente de infiltração, utilizando a média ponderada, entre as somas das áreas dos quarteirões versus as somas das áreas dos quarteirões com o peso de seus coeficientes. O resultado foi o coeficiente de escoamento superficial proporcional à área de interesse, ou seja, apenas dos metros quadrados que tocam os parques estudados. Para se obter o coeficiente de infiltração, foi feita a subtração do valor do escoamento superficial, do valor total (1,0).

Além da obtenção dos dados através do cálculo indireto descrito acima, também foi utilizado o modelo *Urban Flood Risk Mitigation* da plataforma InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs), para estimar, de maneira mais direta, o coeficiente de infiltração nos parques urbanos analisados (Natural Capital Project, 2025). Este modelo permite quantificar o papel da infraestrutura verde na mitigação do risco de inundações em áreas urbanas, considerando características biofísicas e de uso e ocupação do solo, já previamente mapeados e quantificados, conforme já apresentado anteriormente. Além disso, o modelo opera a partir de uma abordagem simplificada de balanço hídrico (Natural Capital Project, 2025), para o qual foi considerado o valor de precipitação de 339m³, referente a precipitação média para o mês de dezembro em Belo Horizonte, com base nas normais climatológicas 1990-2020 (INMET, 2025). Os dados extraídos do modelo InVEST referem-se ao *average of runoff retention index values per watershed*.

4.1.5 Dados de clorofila na água

A obtenção dos dados de Clorofila na água se deu a partir de dados primários coletados em fevereiro de 2025, representando a estação chuvosa. Para a aquisição desses dados, as coletas foram feitas nos mesmos pontos onde foram realizadas as amostragens para o cálculo de qualidade da água. As amostras foram estocadas em garrafas de plástico âmbar de dois litros e devidamente refrigeradas até a chegada ao laboratório.

Já em laboratório, a mensuração da Clorofila foi feita através da extração por solventes e espectrofotometria. Este método envolve a filtragem de amostras de água para retenção do material particulado, seguida da extração do pigmento com acetona, etanol ou metanol. A leitura é realizada em espectrofotômetro com comprimentos de onda específicos. Este é o método recomendado pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

4.2 Tratamento dos dados

Para o tratamento estatístico de todos os SE avaliados, foram feitos os mesmos procedimentos, que consistiram na aplicação dos testes ANOVA (para averiguar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as categorias dos hidrossistemas estudados) e, posteriormente, a aplicação do teste de Tukey, para indicar quais grupos estudados diferem

entre si. Deve-se ressaltar que para a execução dos testes supracitados, todos os pressupostos de normalidade e homogeneidade foram devidamente cumpridos.

Para, especificamente, os dados já tabulados do IQA, foram feitos alguns cálculos estatísticos básicos, no intuito de começar a entender a dinâmica dos dados. Separá-los em seca e chuva, bem como por categoria de parques também forneceu um melhor direcionamento para interpretar os resultados. Posteriormente, foram gerados gráficos para melhor visualização do comportamento dos valores obtidos. Assim, este primeiro momento trouxe indicativos de algumas tendências de comportamento de cada rio, nos dando subsídio para avançar para um tratamento estatístico mais refinado.

Assim, prioritariamente, desejava-se compreender se havia diferença do IQA entre os rios e suas categorias (referência x moderado x reabilitados), bem como nos dados oriundos da aplicação do PAR (Callisto et al., 2002). Caso houvesse diferença, estaríamos testando justamente se o grau de proteção dos parques influencia nos parâmetros avaliados.

Assim, no que diz respeito ao tratamento estatístico dos dados, apenas os referentes ao IQA e ao PAR, foram analisados por estação (seca versus chuva) e também por grupos (categorias de parque). Já os demais, foi levado em consideração apenas os grupos.

Em relação aos dados de carbono no solo, é válido destacar que levou-se em consideração o somatório das concentrações de carbono nas amostras, não fazendo-se mais distinção de vertente, AU ou talvegue. Já para o carbono na água, por se tratar apenas de uma amostra, não foi necessário o somatório.

4.3 UsAs

Para avaliar a capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos dos nove parques ripários estudados, foi utilizada uma adaptação do *Urban Stream Assessment System* (UsAs), uma ferramenta holística, que considera em seus resultados a biodiversidade, as funções ecossistêmicas e os serviços ambientais (provisionamento, regulação e culturais) (Ranta et al., 2021). Por meio desta ferramenta, foi possível de se integrar todos os resultados obtidos dos SE estudados e avaliados separadamente ao longo desta tese.

4.3.1 Categorização do UsAs

A primeira adaptação do índice, se deu nas categorias de avaliação, aqui chamadas de “seções”, onde Ranta et al (2021) consideram cinco: Biodiversidade urbana, Funções

Ecossistêmicas e Habitat, Serviços de Provisão, Regulação e Serviços Culturais. Para esta pesquisa, as categorias Funções Ecossistêmicas e Habitat e Serviços Culturais foram descartadas, pois não dialogam com os objetivos desta tese.

A segunda adaptação, refere-se aos indicadores do índice, que são os SE propriamente ditos, verificados nesta pesquisa, ou seja: a qualidade hidrogeomorfológica/disponibilidade de habitats (PAR), Clorofila, Coeficiente de infiltração, Coeficiente de escoamento superficial, Índice de Qualidade das águas (IQA), Qualidade ambiental das nascentes (PAAN) e Sequestro de carbono. Cada um dos indicadores supracitados representava um tipo de SE, conforme é explicado no quadro a seguir:

Quadro 8: Indicadores selecionados com os respectivos tipos de SE os quais eles representam e suas seções.

Seção	Indicador	Tipo de SE
Funções ecossistêmicas e habitat	PAR	Disponibilidade de habitats
	Clorofila	Produção primária
Provisão	Infiltração	Recarga de aquífero
Regulação	Escoamento superficial	Mitigação de cheias
	IQA	Qualidade de hidrossistemas
	PAAN	
	Sequestro de carbono	Sequestro de carbono no solo
		Sequestro de carbono na água

Fonte: adaptado de Ranta et al (2021).

Um sistema de pontuação foi desenvolvido com base em uma avaliação multicritério para determinar os impactos de uma ampla variedade de parâmetros para o SE urbano. Assim, Ranta et al (2021) construíram um sistema de pontuação, primeiramente organizado pela seção, em segundo lugar, no nível do indicador e o máximo de pontos por seção é 12. Além disso, cada divisão na mesma seção tem uma pontuação igual. A pontuação máxima por divisão é derivada por:

$$\text{Pontuação máxima por divisão} = \frac{\text{Pontuação máxima por seção}}{\text{Número de divisões}}$$

A Tabela 7 ilustra como ficou a divisão de pontos por cada seção, levando em conta a sua quantidade de indicadores elencados, bem como os respectivos tipos de SE os quais eles representam.

Tabela 7: Divisão das pontuações máximas por cada seção, seus SE e indicadores.

Seção	Pontuação máxima por seção	Número de divisões da seção	Tipo de SE que o indicador corresponde	Pontuação máxima por tipo de SE	Indicador	Pontuação máxima por indicador
Funções ecossistêmicas e habitat	12	2	Disponibilidade de habitats	6	PAR	6
			Produção primária	6	Clorofila	6
Provisão	12	1	Recarga de aquífero	12	Infiltração	12
Regulação	12	3	Mitigação de cheias	4	Escoamento superficial	4
			Qualidade de hidrossistemas	4	IQA	2
					PAAN	2
			Sequestro de carbono	4	Sequestro de carbono no solo	2
					Sequestro de carbono na água	2

Fonte: adaptado de Ranta et al (2021).

4.3.2 Definição dos scores

Uma vez que se tinha definido quantos indicadores por tipo de SE seriam abordados, bem como quais seriam as pontuações máximas por cada indicador e seu tipo de SE, o próximo passo foi converter os valores brutos e analíticos desses indicadores em scores. Para tal, esses valores foram comparados com faixas de referência já previamente definidas, variando de 0% a 100%, onde cada intervalo de porcentagem, corresponde uma categoria adaptada para os valores brutos.

Em relação aos valores brutos, cabe destacar que aqueles cujos valores foram obtidos em duas estações (seca e chuva), utilizou-se a média desses valores como os de referência para a categorização, como foi o caso dos dados do IQA e PAR.

Em relação aos dados do PAAN, eles foram normalizados devido a natureza qualitativa dos resultados. Essa normalização foi feita pela discretização linear dos valores do índice, no

intuito de respeitar a ordem dos valores originais e distribuir os pontos igualmente ao longo da nova escala, garantindo coerência entre as categorias do índice e os graus de qualidade ambiental representados.

Para tal, os valores brutos do PAAN, ou seja, as 35 combinações numéricas possíveis, variando de 111 a 555, foram padronizados de 0 a 100, através da seguinte fórmula:

$$PAAN_{norm} = (\text{posição ordinal} - 1) \times 2,94$$

A “posição ordinal” corresponde à ordem crescente do valor bruto do índice PAAN dentro do conjunto dos 35 possíveis. O fator 2,94 foi obtido ao dividir a amplitude da nova escala (100) pelo número de intervalos existentes entre os 35 valores ($n - 1 = 34$). Dessa forma, o menor valor possível (111) foi associado a 0 e o maior (555) a 100, com incrementos regulares de 2,94. A Tabela 8 a seguir mostra o resultado final de cada uma das 35 combinações do PAAN, com seus valores normalizados.

Tabela 8: Valores do PAAN conforme Moura (2020) normalizados

PAAN_bruto	PAAN_norm	PAAN_bruto	PAAN_norm	PAAN_bruto	PAAN_norm
111	0.0	243	33.87	425	67.74
112	0.81	244	34.68	431	68.55
113	1.61	245	35.48	432	69.35
114	2.42	251	36.29	433	70.16
115	3.23	252	37.1	434	70.97
121	4.03	253	37.9	435	71.77
122	4.84	254	38.71	441	72.58
123	5.65	255	39.52	442	73.39
124	6.45	311	40.32	443	74.19
125	7.26	312	41.13	444	75.0
131	8.06	313	41.94	445	75.81
132	8.87	314	42.74	451	76.61
133	9.68	315	43.55	452	77.42
134	10.48	321	44.35	453	78.23
135	11.29	322	45.16	454	79.03
141	12.1	323	45.97	455	79.84
142	12.9	324	46.77	511	80.65
143	13.71	325	47.58	512	81.45
144	14.52	331	48.39	513	82.26
145	15.32	332	49.19	514	83.06

PAAN_bruto	PAAN_norm	PAAN_bruto	PAAN_norm	PAAN_bruto	PAAN_norm
151	16.13	333	50.0	515	83.87
152	16.94	334	50.81	521	84.68
153	17.74	335	51.61	522	85.48
154	18.55	341	52.42	523	86.29
155	19.35	342	53.23	524	87.1
211	20.16	343	54.03	525	87.9
212	20.97	344	54.84	531	88.71
213	21.77	345	55.65	532	89.52
214	22.58	351	56.45	533	90.32
215	23.39	352	57.26	534	91.13
221	24.19	353	58.06	535	91.94
222	25.0	354	58.87	541	92.74
223	25.81	355	59.68	542	93.55
224	26.61	411	60.48	543	94.35
225	27.42	412	61.29	544	95.16
231	28.23	413	62.1	545	95.97
232	29.03	414	62.9	551	96.77
233	29.84	415	63.71	552	97.58
234	30.65	421	64.52	553	98.39
235	31.45	422	65.32	554	99.19
241	32.26	423	66.13	555	100.0
242	33.06	424	66.94		

Fonte: a autora.

Após a normalização, os valores contínuos de PAAN foram classificados segundo o protocolo UsAs, que organiza variáveis ambientais em cinco faixas percentuais: 0%, 25%, 50%, 75% e 100%. Esse processo de discretização permitiu integrar os dados do PAAN com outros indicadores ambientais analisados ao longo deste estudo, além de facilitar a visualização e interpretação das tendências em análises comparativas.

Também cabe ressaltar que em caso de parques onde não foram mapeadas nascentes e consequentemente não sendo possível a aplicação do PAAN, optou-se por atribuir o valor máximo do serviço “qualidade de hidrossistemas” a apenas o indicador do IQA, onde ao invés de poder atingir pontuação máxima de 2,0, sua pontuação máxima passa a ser 4,0.

Ainda que alguns parques possuíssem mais de uma nascente, todas elas se enquadraram dentro de uma mesma categoria previamente definida por Ranta et al (2021), uma vez que, por pertencerem ao mesmo parque, seu contexto ambiental é o mesmo, fazendo com que suas

pontuações e faixas categóricas não se alterassem. Com isso, o indicador do PAAN, em alguns casos, estava representando duas ou mais nascentes.

Já em relação aos valores de Carbono no solo, foi consultado o estudo de Fontana et al (2024), que propuseram níveis de referência de C orgânico por cada classe de textura do solo, em diferentes camadas e em diferentes biomas. Para o cenário desta tese, foram utilizados os valores de referência para o bioma Mata Atlântica na camada que varia de 10 a 20cm, por ter sido a profundidade de coleta das amostras de solo desta pesquisa, conforme mencionado na metodologia. A Tabela 9 aponta como os autores categorizaram os níveis de carbono orgânico no solo para a Mata Atlântica, de acordo com a textura e profundidade do solo.

Tabela 9: Valores de referência para a categorização de carbono orgânico no solo

Textura do solo	Camada 10–20 cm
Arenosa	Baixo < 3,0
	Médio 3,0-9,0
	Alto > 9,0
Média	Baixo < 4,0
	Médio 4,0–12,0
	Alto > 12,0
Argilosa	Baixo < 9,0
	Médio 9,0–26,0
	Alto > 26,0
Muito Argilosa	Baixo < 11,0
	Médio 11,0-33,0
	Alto > 33,0

Fonte: Fontana et al (2024).

Tendo em vista que, de maneira geral, os mantos de intemperismo de Belo Horizonte tendem a ser de argiloarenosos a arenoargilosos (Costa, 2002), optou-se por adotar a faixa “média” de textura para os solos avaliados nesta pesquisa.

A Tabela 10 ilustra os indicadores avaliados, as faixas de referência, em porcentagem, extraídas de Ranta et al (2021) e como as categorias dos valores brutos foram adaptados a tais faixas.

Tabela 10: Indicadores avaliados, faixas de referência, categorias dos valores e critérios para adaptação para as faixas de avaliação.

Indicador	Serviço	Seção	100%	75%	50%	25%	0%	Critério de adaptação para as faixas de Ranta et al (2021)
PAR	Disponibilidade de habitats	Funções Ecosistêmicas e habitat	>80	61-80	41-60	21-40	0-20	Baseado nas próprias faixas de classificação de Callisto et al (2002).
Clorofila	Produção primária	Funções Ecosistêmicas e habitat	<10		11-30		31-60	Baseado nos limites da CONAMA 357/2005 para os valores de Clorofila máximo para as águas de Classe I, II e III.
Infiltração	Recarga de aquífero	Provisão	>0,76	0,66-0,75	0,51-0,65	0,26-0,50	≤0,25	Baseado nas categorias de coeficiente de infiltração disponibilizados pelo BH Maps.
Escoamento superficial	Mitigação de cheias	Regulação	≤0,25	0,26-0,50	0,51-0,65	0,66-0,75	>0,76	Baseado nas categorias de coeficiente de infiltração disponibilizados pelo BH Maps.
IQA	Qualidade de hidrossistemas	Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	Baseado nas próprias faixas de classificação do IGAM.
PAAN		Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	Os valores do PAAN foram previamente normalizados em uma escala contínua de 0 a 100 e, em seguida, classificados em cinco categorias conforme o protocolo UsAs, utilizando os intervalos fixos: pré definidos pelos autores.
Sequestro de carbono	Sequestro de carbono no solo	Regulação	>12		4-12		<4	Baseado nos intervalos propostos para solos "médios" da Mata Atlântica, proposto por Fontana et al (2024).
	Sequestro de carbono na água	Regulação	<10				>10	Baseado nos intervalos definidos por Ranta et al (2021).

Fonte: elaborado pela autora.

4.3.3 Pontuação final de cada serviço ecossistêmico

A etapa final do protocolo consiste na classificação do nível de provisão de serviços ecossistêmicos com base na pontuação total obtida nas seções avaliadas. No protocolo original, as cinco seções somam até 60 pontos. No entanto, considerando que esta pesquisa utilizou apenas três seções do protocolo (totalizando 36 pontos máximos possíveis), foi necessário realizar uma normalização dos valores obtidos.

Essa normalização foi feita com base em regra de três simples, de forma a transformar os resultados em uma escala percentual, variando de 0 a 100, facilitando assim a interpretação, comparação e visualização dos dados, conforme a fórmula a seguir:

$$\text{Pontuação final normalizada} = \left(\frac{\text{Pontuação obtida}}{36} \right) \times 100$$

Dessa forma, todos os valores finais obtidos por rio foram convertidos proporcionalmente, permitindo a aplicação coerente das faixas classificatórias (Tabela 11) propostas no protocolo, adaptadas ao contexto da presente análise.

Tabela 11: Faixas classificatórias por score final

Score final	Classificação
0-20	Ruim
21-40	Pobre
40-60	Moderado
60-80	Bom
81-100	Alto

Fonte: Ranta et al (2021).

4.4 Análise comparativa entre serviços ecossistêmicos de regulação e provisão

A fim de atender a um dos objetivos específicos da pesquisa — avaliar, entre os serviços ecossistêmicos de regulação e provisão, qual se apresenta mais preponderante nos parques urbanos estudados — foi necessário realizar uma série de procedimentos estatísticos e matemáticos que garantissem a comparabilidade entre os grupos.

Inicialmente, os dados foram organizados conforme os dois tipos de serviços ecossistêmicos avaliados: três indicadores de provisão (PAR, Clorofila e Infiltração) e cinco de regulação (Escoamento superficial, IQA, PAAN, Sequestro de carbono no solo e Sequestro de carbono na água).

No entanto, uma vez que cada serviço apresenta número diferente de indicadores, e considerando que os dados brutos estavam expressos em diferentes unidades e escalas, tornou-se imprescindível normalizar os valores, garantindo que todos os indicadores tivessem o mesmo peso na análise. A normalização seguiu a lógica de porcentagem relativa, já utilizada e apresentada anteriormente, como parte da metodologia de Ranta et al (2021), considerando o escore máximo possível de cada indicador. Para tanto, utilizou-se uma regra de três simples, em que o valor observado foi comparado ao valor máximo da escala. Assim, todos os dados passaram a variar de 0 a 100, permitindo uma comparação equitativa entre os diferentes parâmetros.

Como os serviços de regulação foram avaliados por cinco indicadores distintos, enquanto os serviços de provisão foram representados por apenas três, foi necessário evitar que esse desbalanceamento impactasse a comparação entre os grupos. Para isso, após a normalização dos valores em uma escala de 0 a 100, foi calculada a média aritmética das pontuações normalizadas dentro de cada grupo (regulação e provisão), por parque.

Assim, cada parque passou a ter duas médias finais: uma referente aos serviços de provisão e outra à regulação, ambas com o mesmo peso proporcional, independentemente do número de indicadores. Esse procedimento garantiu que o grupo com mais variáveis (regulação) não tivesse vantagem numérica na média final, equilibrando a contribuição de cada grupo de serviços na análise estatística subsequente.

Após o cálculo das médias normalizadas dos serviços para cada um dos 9 parques, foi feito o cálculo da média final para o serviço de provisão e para o de regulação, no intuito de começar a compreender a existência (ou não) de uma preponderância de algum serviço sobre o outro.

Todavia, reconhecendo que a média isoladamente não fornece informação estatística robusta acerca da diferença entre os grupos, foi aplicado o teste t de Student para amostras dependentes (pareadas), a fim de verificar se havia diferença estatisticamente significativa entre os escores médios de provisão e regulação dentro de cada parque.

Diferentemente das demais análises estatísticas desta tese, nas quais se adotou o teste de ANOVA seguido de Tukey para avaliar diferenças entre categorias de parques, neste tópico específico optamos pela aplicação do teste t pareado, pelo desenho amostral desta etapa: era

necessário comparar, dentro de cada parque, os escores obtidos para os serviços ecossistêmicos de provisão e regulação, ou seja, apenas dois grupos relacionados e dependentes entre si.

Ainda, para complementar a análise e agregar robustez interpretativa, foi calculado o tamanho do efeito (Cohen's d), que permite avaliar a magnitude da diferença observada entre os grupos, independentemente da significância estatística. Como há número desigual de parâmetros entre os grupos, optou-se por realizar o cálculo do Cohen's d com os valores já normalizados, garantindo equilíbrio na comparação.

Dessa forma, a metodologia adotada permitiu avaliar de forma estatisticamente rigorosa e ecologicamente justa a relação entre os dois tipos de serviços ecossistêmicos, respeitando as diferenças estruturais entre os indicadores utilizados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Indicadores do UsAs

A seguir, serão apresentados, separadamente, como foram analisados e interpretados os dados, já tratados, dos indicadores estudados, que futuramente irão compor o índice de Ranta et al (2021).

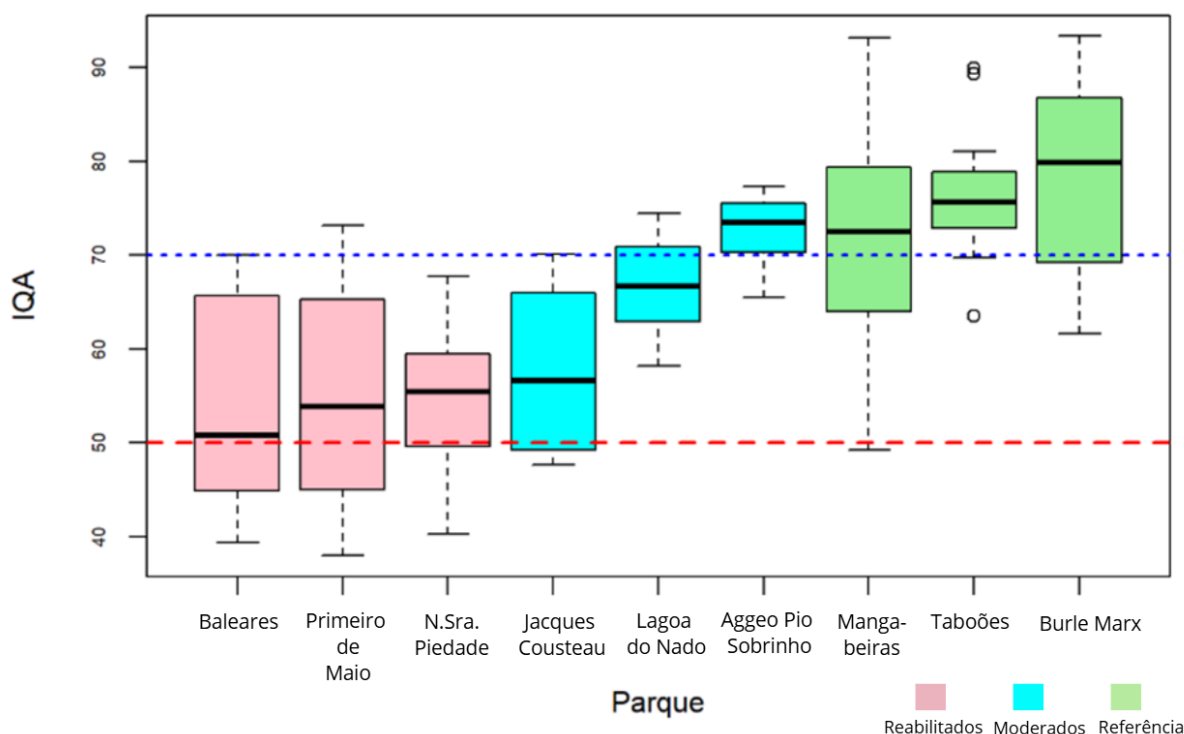
5.1.1 IQA

Um bom Índice de Qualidade da Água (IQA) está diretamente relacionado à provisão de SE. Desta maneira, verificar o IQA dos rios urbanos, pode auxiliar a trazer subsídios para avaliar o estado dos ecossistemas aquáticos, especialmente no quesito biodiversidade, uma vez que ecossistemas ricos em biodiversidade são mais resilientes e capazes de oferecer serviços como purificação da água e habitat. Além disso, rios com água de boa qualidade auxiliam na regulação de ciclos de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, sendo crucial para evitar problemas como a eutrofização.

Outro ponto importante a respeito do cálculo de IQA para verificar a provisão de SE está atrelado ao abastecimento de água pós-tratamento, sendo primordial para a saúde pública e bem-estar. Ademais, rios com uma boa qualidade da água são mais atrativos para atividades recreativas, cênicas, de lazer e turismo.

Assim, buscando compreender a capacidade de provisão de serviços de qualidade da água dos cursos d'água urbanos, à luz de seu Índice de Qualidade da Água, o primeiro passo foi interpretar os dados obtidos de IQA de cada parque e das suas categorias, ao longo do ano hidrológico. Para tal, a Tabela 12 demonstra os IQAs de cada um dos parques seus cursos d'água ao longo ano hidrológico e evidencia os pressupostos de nosso desenho amostral, onde os cursos d'água localizados em parques de referência apresentariam os melhores valores, seguidos dos moderados e reabilitados. A tabela com cada um dos parques (e rios) estudados e seus respectivos IQAs detalhados, mês a mês, bem como os resultados brutos de cada parâmetro ao longo do ano hidrológico, se encontram nos apêndices desta tese.

Gráfico 1: IQA dos nove parques estudados ao longo do ano hidrológico.



Fonte: a autora.

Pode-se afirmar que os melhores valores finais de IQA, foram dos cursos d'água inseridos em parques de referência, conforme esperado. A exceção foi o curso d'água situado no parque Aggeo Pio Sobrinho, que mesmo sendo um parque categorizado como “moderado” apresentou resultados semelhantes aos de referência, inclusive com um IQA superior a um parque de referência (Mangabeiras). Ademais, a proximidade dos valores de IQA do Aggeo Pio com os demais hidrossistemas de referência é aderente com o uso e ocupação da terra, onde os usos dos parques de referência e do Aggeo Pio são bastante similares, com o predomínio de vegetação natural (arbórea e rasteira) (ver Mapa 11).

Também pode-se verificar uma certa proximidade entre os cursos d'água localizados nos parques reabilitados e moderados (exceto o Aggeo Pio, já mencionado acima), ainda que os valores correspondentes aos parques reabilitados ainda sejam inferiores aos moderados. Além disso, cabe destacar que, anteriormente às intervenções do DRENURBS, o IQA dos rios reabilitados era constantemente considerado como ruim, dada a sua alta degradação e despejo direto de efluentes domésticos (Macedo et al., 2022).

Agora seguindo o mesmo raciocínio, mas separando os valores dos IQAs de acordo com a sazonalidade, temos os seguintes valores, conforme ilustra a Tabela 12.

Tabela 12: Valores de IQA de cada parque, separados por sazonalidade

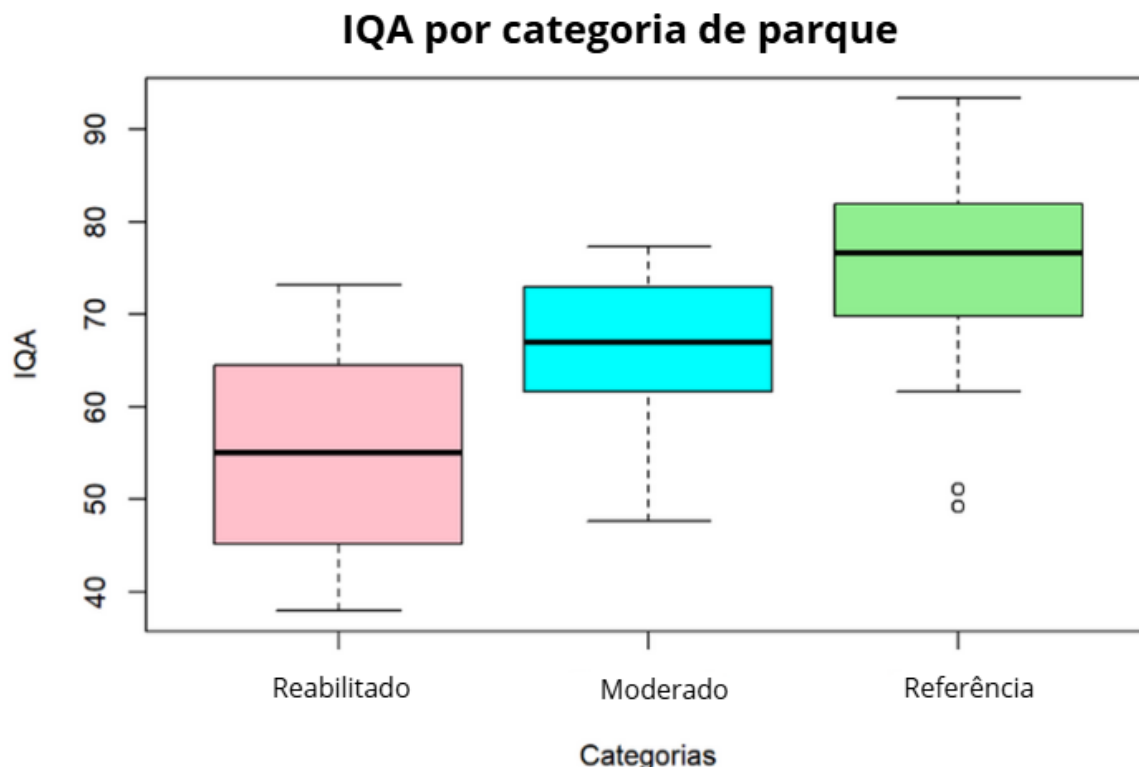
Parque	IQA Seca	Categoria IQA	IQA Chuva	Categoria IQA	Da seca para chuva:
Burle Marx	77,45	Bom	78,93	Bom	aumentou
Aggeo Pio	71,76	Bom	73,35	Bom	aumentou
Mangabeiras	66,65	Médio	76,14	Bom	aumentou muito
Taboões	73,22	Bom	79	Bom	aumentou
Lagoa do Nado	68,62	Médio	65,20	Médio	diminuiu
Nossa Senhora da Piedade	55,63	Médio	53,53	Médio	manteve
Primeiro de Maio	61,97	Médio	48,14	Ruim	diminuiu muito
Jacques Coustau	55,32	Médio	59,38	Médio	aumentou
Baleares	61,75	Médio	45,88	Ruim	diminuiu muito

Fonte: elaborado pela autora.

Pode-se verificar, que dos hidrossistemas estudados, os reabilitados foram os mais sensíveis aos eventos de precipitação, dado a queda das médias de IQA entre as duas estações. Para os demais, de uma maneira geral, a chuva foi benéfica, colaborando para um aumento das médias de IQA, com exceção de apenas um curso d'água de parque moderado (Lagoa do Nado). Para os de referência (e o Aggeo Pio, moderado), os quais o IQA aumentou da seca para chuva, pode-se atrelar tal fator ao fato de que a chuva para esses parques possui um efeito diluidor, uma vez que a poluição difusa nesses parques é mínima ou inexistente (Huang et al, 2020).

Ainda que a Tabela 12 demonstre que houve pequenas flutuações nos valores de IQA entre as estações seca e chuvosa, os eventos de precipitação (ou a ausência dela), não foram robustos o suficiente para alterar, substancialmente, a qualidade da água dos cursos d'água estudados. Isso nos leva a interpretar que, possivelmente, não seja a chuva ou a seca que interferem diretamente na qualidade da água dos cursos d'água, mas sim, o grau de proteção que esses rios se inserem, ou seja, a categoria de parques que abrigam os rios estudados. Portanto, fazendo-se uma rápida análise das médias dos IQAs, agora por categoria de parque, pode-se tecer algumas reflexões, segundo os dados indicados no Gráfico 2.

Gráfico 2: IQAs dos rios estudados agrupados por categorias.



Fonte: elaborado pela autora.

Conforme já era esperado, o IQA dos cursos d'água pertencentes à categoria referência foram superiores aos demais, seguidos pela categoria moderado e reabilitado.

Observando-se atentamente o Gráfico 1 e Gráfico 2, pode-se perceber dois outliers no IQA dos rios de referência. Os dados brutos indicam que o mês de junho de 2022 mostrou uma queda brusca nos cálculos de IQA de todos os cursos d'água, não apenas os de referência. Analisando parâmetro a parâmetro, pode-se perceber que o responsável por essa queda foi o Nitrogênio (este dado encontra-se disponível nos apêndices desta tese). Uma vez que as normais climatológicas de 2022 foram conferidas, especialmente no quesito precipitação, umidade e temperatura, e não foram constatadas anormalidades. Portanto, como os baixos valores de Nitrogênio não foi um resultado isolado em uma amostra e sim de todas, concluímos que possa ter ocorrido algum erro na execução do método, como uma possível falha na medição dos parâmetros, seja com algum equipamento do laboratório, ou com os reagentes.

Conforme descrito no tópico 4.2.1 desta tese, os dados obtidos passaram por um tratamento estatístico mais refinado, cujo objetivo final, era verificar se as categorias de cursos d'água diferem entre si e quão significativa é essa diferença. A Tabela 13 indica os testes feitos para garantir a validação dos resultados. Conforme já elucidado, o teste que nos traria quais

grupos diferem entre si, é o teste de Tukey, todavia, existem uma série de pressupostos a serem cumpridos, para que esse seja realizado, como a normalidade dos dados, a homogeneidade e a variância.

Tabela 13: Os testes estatísticos aplicados

Teste ANOVA	Valor de p
	1,04 e-13
Teste Tukey	Valor de p
	Moderado-Reabilitado
	0.0000174
	Referência-Reabilitado
	0.0000000
	Referência-Moderado
	0.0001684

Fonte: elaborado pela autora.

Os valores de p indicam que todas as categorias, quando comparadas entre si, possuem diferenças significativas. Isso demonstra que, em relação à qualidade da água, apenas os rios inseridos nos parques de referência, possuem tendência a serem capazes de prover este serviço ecossistêmico.

5.1.2 PAR

Uma boa qualidade ambiental está diretamente relacionada à provisão de SE, uma vez que hidrossistemas e ecossistemas em bom estado ajudam a regular o clima ao absorver carbono e a presença de zonas ripárias nessas áreas contribui para a filtragem de poluentes, melhorando a qualidade da água e do ar. Além disso, um ambiente em boa qualidade mantém habitats diversos, sustentando a biodiversidade.

No que diz respeito a hidrogeomorfologia dos hidrossistemas, a presença da zona ripária auxilia na atenuação de cheias e controle de erosão. Ecossistemas e hidrossistemas saudáveis oferecem espaços para atividades recreativas, como caminhadas e turismo. Além disso, muitos desses ambientes têm valor cultural significativo, fortalecendo a identidade e a coesão social.

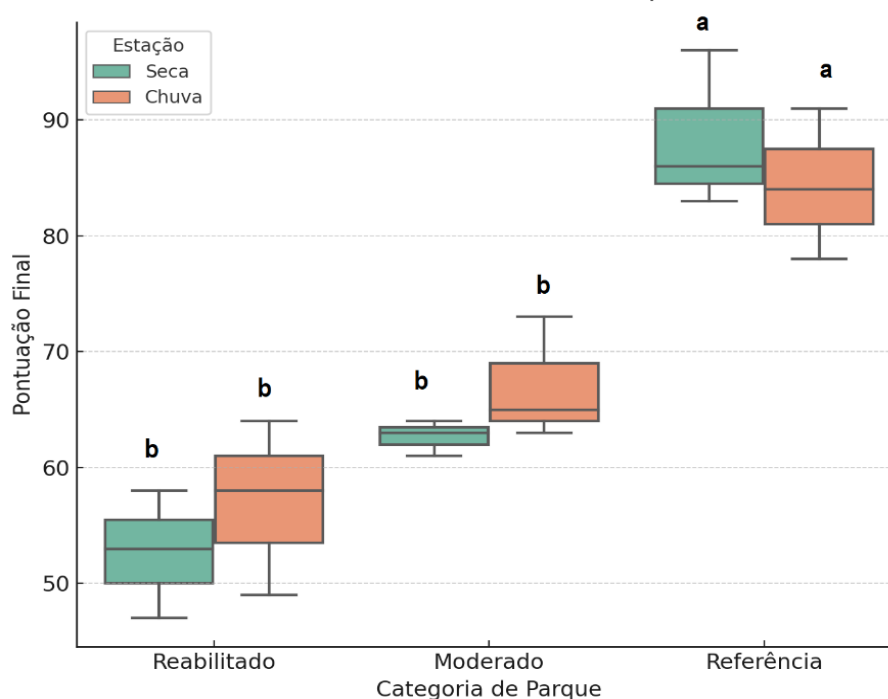
Nesta conjuntura, a aplicação dos Protocolos de Avaliação Rápida proposto por Callisto et al (2002) visaram, basicamente, compreender a capacidade de provisão de SE de riachos urbanos, quanto a sua integridade física e influência de distúrbios antrópicos, mais precisamente mostrando a capacidade dos cursos d'água de proverem diversidade de habitat. Justifica-se a escolha deste protocolo por ele ser capaz de abarcar uma série de elementos chave para uma interpretação hidrogeomorfológica dos cursos d'água urbanos, através de parâmetros intimamente ligados à dinâmica de fluxos de matéria e energia ao longo do perfil longitudinal

dos cursos d'água (Callisto et al., 2002). Além disso, este protocolo também elenca parâmetros de cunho ambiental, nos dando um respaldo acerca da diversidade de habitats, ocupação das margens, presença de mata ciliar/cobertura vegetal, plantas aquáticas, entre outros.

Assim, com a aplicação do protocolo nos nove cursos d'água estudados, além da verificação da integridade física desses, também foi objetivo verificar o que seria mais preponderante em relação às alterações hidrogeomorfológicas encontradas ao longo das duas estações (de seca e de chuva): a) a precipitação como um fator externo, relevante nas alterações em parâmetros hidrogeomorfológicos, culminando em uma melhora ou piora na qualidade ambiental do curso d'água; ou b) o se grau de proteção dos parques urbanos os quais os cursos d'água estudados se inserem, seria preponderante para uma resposta positiva à possíveis alterações hidrogeomorfológicas.

Deste modo, em geral, os resultados demonstraram existir diferenças entre as condições hidrogeomorfológicas dos grupos de parques ($p < 0,01$), mas não entre as estações seca e chuva ($p = 0,46$). O Gráfico 3 demonstra a pontuação final obtida na aplicação do protocolo.

Gráfico 3: Comparação das pontuações do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats (Callisto et al., 2002), nas estações seca e chuvosa (2022-2023).



Nota: As letras indicam grupos estatisticamente iguais. Os valores < 40 indicam curso d'água impactado (faixa vermelha), valores 41 – 60 indicam áreas alteradas (faixa amarela) e valores > 60 indicam áreas em condições naturais (faixa verde).

Fonte: elaborado pela autora.

Os valores obtidos pelos cursos d'água situados nos parques de referência, diferem dos demais, com pontuações mais elevadas, uma vez que apresentaram os valores mais altos de pontuação (88 ± 6 em 2022 e 86 ± 4 em 2023), corroborando com a hipótese de que se encontram em melhor condição de preservação ambiental. Os moderados e reabilitados não difeririam entre si (63 ± 1 e 53 ± 5 em 2022 e 67 ± 5 e 57 ± 7 em 2023, respectivamente). No entanto, a análise do gráfico permite avaliar uma tendência de que os parques moderados em uma condição melhor que dos parques reabilitados. Estes resultados da aplicação do protocolo estão em consonância com os resultados obtidos das análises de IQA, já previamente discutido.

Com isso, parte-se do princípio que as sutis diferenças entre as condições hidrogeomorfológicas dos parques ocorreram em detrimento da ocorrência de chuvas. Isso, pois ao observarmos as flutuações de pontuações, parâmetro a parâmetro (Figura 20), pode-se notar que aqueles que mais apresentaram variações foram os parâmetros relacionados ao fluxo de água dos cursos d'água (extensão e frequência de rápidos e caracterização do fluxo das águas), bem como seu aporte de sedimentos (depósitos sedimentares) e acúmulo, ou não da vegetação ao longo do talvegue (presença de plantas aquáticas).

Figura 20: Aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Callisto et al (2002) nos nove cursos d'água urbanos, nas estações seca e chuvosa.

Parâmetros	Parques																	
	Baleares		1 Maio		N.S.Piedade		Lagoa Nado		Aggeio Pio		Jacques C.		Burle Marx		Taboões		Mangabeiras	
	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca
Tipo de ocupação das margens do corpo d'água	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	4	4	4	4	4	4
Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	4	4	4	4
Alterações antrópicas	0	0	2	2	0	0	4	4	0	0	2	2	4	4	4	4	4	4
Cobertura vegetal no leito	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	2	2	4	4
Odor da água	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Oleosidade da água	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Transparência da água	4	4	4	4	2	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Odor do sedimento (fundo)	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Oleosidade do fundo	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Tipo de fundo	4	2	4	2	4	2	2	2	4	4	4	2	4	4	4	4	4	4
Tipos de fundo	3	3	3	3	2	2	2	2	3	5	5	5	3	5	3	5	5	5
Extensão dos rápidos	3	3	3	3	2	2	2	2	2	3	3	3	3	5	5	5	2	2
Frequência dos rápidos	3	2	5	5	3	5	0	0	2	2	3	2	3	3	5	5	3	3
Tipos de substrato	2	0	2	0	2	0	0	0	2	3	2	0	0	0	2	3	3	3
Deposição de lama	5	3	5	3	3	2	5	5	5	3	5	2	5	5	5	5	5	5
Depósitos sedimentares	3	2	3	2	2	2	3	2	3	2	3	2	5	2	5	5	3	3
Alterações no canal do rio	3	3	2	2	0	0	5	5	3	3	5	5	5	5	5	5	3	3
Características dos fluxos das águas	2	2	3	2	3	2	5	5	3	3	3	3	5	5	5	5	5	5
Presença de mata ciliar	0	0	2	2	0	0	3	3	2	2	3	3	5	5	5	5	3	3
Estabilidade das margens	2	2	2	2	2	2	3	3	0	0	2	2	3	3	3	5	5	5
Extensão de mata ciliar	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	3	3	5	5	5	5	5	5
Presença de plantas aquáticas	0	3	2	2	0	2	0	0	2	3	2	2	2	2	5	5	2	2

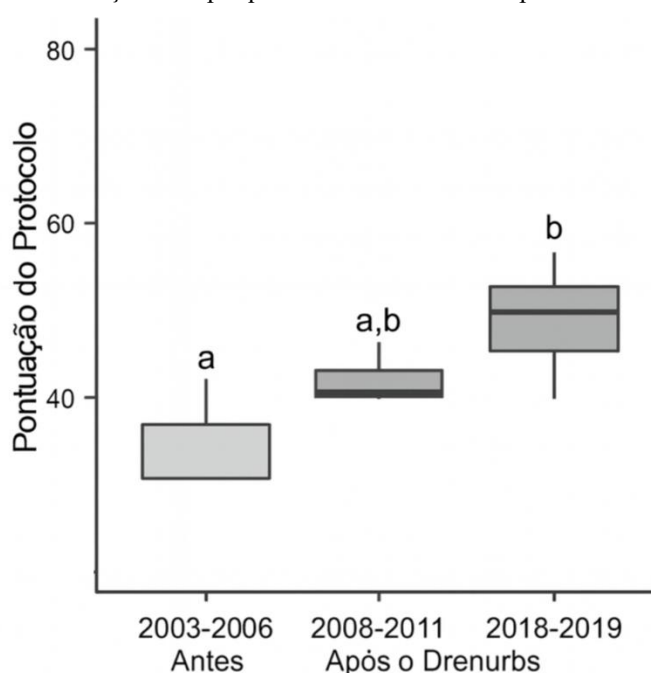
Fonte: elaborado pela autora.

Com a maior frequência de chuvas, o curso d'água ganhou mais energia e sua vazão aumentou, intensificando, portanto, tanto a frequência, quanto a extensão dos rápidos. Como conseguinte, a competência desses cursos d'água também foi impulsionada, refletindo na mudança dos tipos de sedimentos transportados e depositados (com uma maior ocorrência de seixos e cascalhos, antes menos frequentes que a areia) (Stevaux e Latrubesse, 2017). Em relação à presença de plantas aquáticas, foi possível de se observar em campo, que no período de seca, essas eram mais comuns pela facilidade de fixação no substrato, devido a menor energia do rio. Contudo, deve-se destacar que, apesar dessas mudanças terem sido percebidas, elas não foram significativas o suficiente para alterar a faixa de pontuação dos cursos d'água e seus respectivos parques, o que nos fez refletir acerca de nossa hipótese inicial.

Ademais nota-se a eficácia do projeto de reabilitação DRENURBS, sendo eficiente na recuperação da qualidade ambiental dos cursos d'água e também de seus respectivos parques, uma vez que os resultados dos reabilitados se mostraram estatisticamente semelhantes aos moderados.

Em relação a efetividade da reabilitação dos rios, Macedo et al. (2022) demonstraram que as pontuações dos três curso d'água reabilitados, antes das intervenções do DREBURBS ocorridas em 2006 (dados de 2003-2006) eram bem mais baixas e eram classificadas na classificação de impactado (abaixo de 40), conforme demonstra o Gráfico 4.

Gráfico 4: Pontuações dos parques reabilitados antes e após o DRENURBS



Fonte: elaborado pela autora.

As intervenções de reabilitação visam melhorar o estado de cursos d'água severamente degradados com base na recuperação de alguns elementos, processos ou funções ecológicas (Macedo e Magalhães, 2020). O DRENURBS implementou ações de realinhamentos de cursos d'água, recomposição da vegetação ripária, interrupção de fontes pontuais de poluição das águas, aumento da complexidade física do curso d'água, estabilização das margens com aplicação de gabiões e criação de estruturas para visitação, prática esportiva e lazer (Macedo et al., 2022).

Nossos resultados demonstram que estas intervenções foram eficientes para recuperar parte da diversidade de habitats e integridade das zonas ripárias, conseguindo igualar estas áreas com a situação encontrada em cursos d'água moderados, o que também é demonstrado no Gráfico 4 supracitado. Diante disso, interpretando-se os resultados, é possível de se constatar que o que determinou as pontuações dos parques nos períodos seca e chuvoso, não foi a dinâmica hidrológica. Muito pelo contrário, os cursos d'água se mostraram bastante resilientes frente às alterações na dinâmica de matéria e energia. As diferenças nas pontuações podem ser explicadas pelo grau de proteção que os cursos d'água estão submetidos, uma vez que esses estão inseridos dentro de parques urbanos. Assim, as próprias características ambientais dos parques (sejam eles de referência, reabilitados ou moderados) controlam as pressões ambientais externas.

Também se pode observar que as próprias condições hidrogeomorfológicas são ditadas pelo grau de proteção dos parques, tendo em vista que o regime hidrológico pouco interferiu, fazendo com que os cursos d'água se mantivessem nas mesmas faixas de pontuação. Dadas as altas pontuações dos os resultados dos parques de referência (valores > 60 indicando áreas em condições naturais) e também dos moderados e reabilitados (indicando condições de alteração, mas não degradação), pode-se afirmar que existe a função desses cursos d'água como provedores de serviços ecossistêmicos, no que tange a disponibilidade de habitats e também de qualidade ambiental. Ademais, as pontuações positivas dos parques no quesito tipo de ocupação das margens, estabilidade das margens, erosão ou assoreamento dessas, cobertura vegetal, presença de mata ciliar, frequência e extensão dos rápidos, alterações nos cursos d'água e fluxo da água, dão fortes indícios de mitigação de cheias.

Em relação a outros serviços, como o de recarga de aquíferos, ainda que o protocolo não nos forneça dados empíricos sobre tais parâmetros, pode-se inferir que das características supracitadas, especialmente a presença de vegetação e as características das margens, podem auxiliar no potencial de recarga. Ainda que não seja objetivo desta pesquisa, não se pode deixar de mencionar a provisão de serviços ecossistêmicos culturais, uma vez que o bom estado

dos rios avaliados, especialmente em relação a estética, paisagismo e lazer (todos percebidos a partir de características como ausência de cor e odor na água e presença de vegetação) corroboram diretamente para a provisão dos serviços culturais. Isso foi facilmente percebido nas atividades de campo, onde frequentemente constatava-se visitas da população aos parques estudados, para fins de lazer e prática de atividades físicas.

Apesar dos avanços obtidos ao longo dos anos nos cursos d'água inseridos em parques reabilitados, ainda há um caminho importante a percorrer para que esses locais se aproximem das melhores condições encontradas nos parques de referência. Estes, tanto no SE de qualidade da água quanto no de qualidade ambiental dos rios, permanecem como os principais provedores no contexto metropolitano.

Ainda assim, não se deve subestimar a contribuição dos cursos d'água moderados e reabilitados. Embora apresentem valores graficamente inferiores aos de referência, registraram resultados positivos que comprovam a capacidade de recuperação de áreas mesmo em cidades densamente povoadas, reforçando a possibilidade de alinhar desenvolvimento urbano e sustentabilidade.

5.1.3 PAAN

No que diz respeito especificamente às nascentes e AUs, uma vez que esses sistemas apresentam boa qualidade, eles são capazes de auxiliar na regulação e manutenção do ciclo hidrológico, através do fornecimento de fluxos de água não poluída que irão exfiltrar através das nascentes e AUs e, no caso das nascentes, irão se integrar a rede de drenagem, contribuindo com a disponibilidade hídrica, especialmente em períodos de estiagem. Além disso, as nascentes e AU's podem corroborar diretamente com a atenuação de cheias, além de ajudar no controle do microclima, a partir do sequestro de carbono.

A escolha deste protocolo se deu pelo fato de que os indicadores que compõem este índice, não englobam apenas as nascentes, mas também as AUs que desempenham o papel de nascentes difusas. Ademais, este protocolo nos traz uma visão mais integrada da qualidade ambiental das nascentes com parâmetros que não se concentram apenas na qualidade da água, abarcando também desde as pressões ambientais as quais as nascentes são constantemente submetidas, até parâmetros de governança.

5.1.3.1 Caracterização e tipologia de nascentes e AUs

Após as campanhas de campo para mapeamento das nascentes e áreas úmidas a serem estudadas, foram levantadas um total de 18 nascentes, distribuídas em cinco parques e três áreas úmidas, distribuídas em três parques. A Tabela 14 detalha os parques e quantas nascentes e áreas úmidas foram encontradas e sua perenidade. Destaca-se que, ainda que tenha sido feita apenas uma campanha para o mapeamento das nascentes e AU's, por esta ter sido conduzido no período seco, os hidrossistemas encontrados serão considerados como perenes.

Tabela 14: Número de nascentes e áreas úmidas encontradas e seus respectivos parques

Nascentes		
Parques	Número de nascentes encontradas	Perenidade
APE Taboões	2	Perene
Primeiro de Maio	5	Perene
Nossa Senhora da Piedade	2	Perene
Baleares	2	Perene
Lagoa do Nado	7	Perene
Áreas Úmidas		
Parques	Número Áreas Úmidas encontradas	Perenidade
Mangabeiras	1	Perene
Aggeo Pio Sobrinho	1	Perene
Nossa Senhora Da Piedade	1	Perene

Fonte: elaborado pela autora.

Deve-se ressaltar que o mapeamento e a caracterização de nascentes e áreas úmidas nos parques estudados constituem uma etapa essencial desta pesquisa, pois ampliam a compreensão da qualidade dos hidrossistemas para além do que é captado pelo Índice de Qualidade da Água (IQA). Enquanto o IQA avalia exclusivamente a condição da água nos cursos fluviais, a maioria dos parques analisados abrigam outros hidrossistemas relevantes, como nascentes e áreas úmidas, que também exercem papel estratégico na manutenção e provisão de SE.

As áreas úmidas, por exemplo, que nesta tese na maioria dos casos também são nascentes (difusas), não apenas contribuem para a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos e terrestres associados, mas também atuam como importantes reservatórios de carbono, um SE adicional avaliado nesta tese. Da mesma forma, as nascentes representam a

recarga hídrica que influencia diretamente na integridade e o funcionamento dos cursos d'água a jusante.

Antes de mensurar o potencial desses sistemas para a provisão de SE, foi necessário mapeá-las, caracterizá-las e compreender sua dinâmica ecológica, hidrogeomorfológica e hidrológica. Essa abordagem fornece subsídios para discussões mais robustas e interpretações mais precisas dos resultados obtidos, permitindo avaliar de forma integrada o papel desses hidrossistemas nos diferentes contextos ambientais desta tese — parques reabilitados, moderados e de referência — e como cada categoria contribui para a provisão de serviços ecossistêmicos em escala metropolitana.

Ainda, é válido destacar que em parques de relevante extensão territorial, como o Parque das Mangabeiras e o Aggeio Pio Sobrinho, que são considerados, respectivamente, como o maior e segundo maior parque urbano do município de Belo Horizonte em m² (PBH, 2018) não foi possível de se percorrer toda a área do parque para o inventário das nascentes e AU's. Desta forma, os campos exploratórios ficaram restritos a localidade do curso d'água que estava sendo estudado, mais precisamente nas proximidades dos pontos de coleta.

Nascentes:

Conforme já mencionado na metodologia, não se aplicou o PAAN em todas as 18 nascentes mapeadas. No intuito de se selecionar nascentes que melhor representavam a realidade ambiental dos parques as quais elas se inseriam, foram escolhidas nascentes que demonstravam diferentes comportamentos de exfiltração e morfologia. O Quadro 9 ilustra as nascentes escolhidas em cada parque, com suas respectivas nomenclaturas adotadas

Quadro 9: As 12 nascentes selecionadas para a aplicação do PAAN, com suas nomenclaturas e seus respectivos parques de inserção

Nomenclatura adotada	Parque de inserção
N1TAB	APE Taboões
N2TAB	APE Taboões
N11M	Primeiro de Maio
N21M	Primeiro de Maio
N31M	Primeiro de Maio
N41M	Primeiro de Maio
N51M	Primeiro de Maio

Nomenclatura adotada	Parque de inserção
N1NSP	Nossa Senhora da Piedade
N2NSP	Nossa Senhora da Piedade
N1BALEAR	Baleares
N2BALEAR	Baleares
N1LN	Fazenda Lagoa do Nado
N6NL	Fazenda Lagoa do Nado

.Fonte: elaborado pela autora

Já o Quadro 10 apresenta o protocolo de caracterização aplicado nas 12 nascentes selecionadas.

Quadro 10: Protocolo de caracterização das nascentes escolhidas, Parte I

PROTOCOLO DE CARACTERIZAÇÃO DE NASCENTES						
Nascente	Parâmetros					
	Parque e grau de proteção	Profundidade do solo	Tipos de uso e ocupação da terra na APP da nascente e na bacia de contribuição	Litologia da bacia de contribuição das nascentes	Litologia do aquífero da nascente	Vazão da nascente (magnitudes de Meinzer)*
N1NSP	Nossa Senhora da Piedade (reabilitado)	Rasa (<50cm)	Áreas especiais urbanas	Complexo Belo Horizonte: Ortognaisses bandadas do tipo TTG com intercalações de anfibolito e metaultramáfica	Fissurado e Livre	Magnitude Zero (sem vazão)
N2NSP	Nossa Senhora da Piedade (moderado)	Rasa (<50cm)	Áreas especiais urbanas	Complexo Belo Horizonte: Ortognaisses bandadas do tipo TTG com intercalações de anfibolito e metaultramáfica	Fissurado e Livre	Magnitude Zero (sem vazão)
N1TAB	Serra do Rola Moça (referência)	Rasa (<50cm)	Áreas especiais	Grupo Piracicaba: Filito quartzoso e/ou grafitoso com intercalações de metarenito e metaconglomerado Grupo Itabira: Itabirito, Dolomito	Fissurado, Cárstico e Livre	Sexta magnitude
N1LN	Fazenda Lagoa do Nado (moderado)	Pouco profunda (50-100 cm)	Áreas especiais urbanas	Complexo Belo Horizonte: Ortognaisses bandadas do tipo TTG com intercalações de anfibolito e metaultramáfica	Fissurado e Livre	Magnitude Zero (sem vazão)
N7LN	Fazenda Lagoa do Nado (moderado)	Rasa (<50cm)	Áreas especiais urbanas	Complexo Belo Horizonte: Ortognaisses bandadas do tipo TTG com intercalações de anfibolito e metaultramáfica	Fissurado e Livre	Sexta magnitude
N1BALEAR	José Lopes dos Reis - Baleares (reabilitado)	Rasa (<50cm)	Áreas especiais urbanas	Complexo Belo Horizonte: Ortognaisses bandadas do tipo TTG com intercalações de anfibolito e metaultramáfica	Fissurado e Livre	Magnitude Zero (sem vazão)
N2BALEAR	José Lopes dos Reis - Baleares (reabilitado)	Rasa (<50cm)	Áreas especiais urbanas	Complexo Belo Horizonte: Ortognaisses bandadas do tipo TTG com intercalações de anfibolito e metaultramáfica	Fissurado e Livre	Sétima magnitude

PROTOCOLO DE CARACTERIZAÇÃO DE NASCENTES						
Nascente	Parâmetros					
	Parque e grau de proteção	Profundidade do solo	Tipos de uso e ocupação da terra na APP da nascente e na bacia de contribuição	Litologia da bacia de contribuição das nascentes	Litologia do aquífero da nascente	Vazão da nascente (magnitudes de Meinzer)*
N11M	Primeiro de Maio (reabilitado)	Rasa (<50cm)	Áreas especiais urbanas	Complexo Belo Horizonte: Ortognaisses bandadas do tipo TTG com intercalações de anfibolito e metaultramáfica	Fissurado e Livre	Quinta magnitude
N21M	Primeiro de Maio (reabilitado)	Rasa (<50cm)	Áreas especiais urbanas	Complexo Belo Horizonte: Ortognaisses bandadas do tipo TTG com intercalações de anfibolito e metaultramáfica	Fissurado e Livre	Sexta magnitude
N31M	Primeiro de Maio (reabilitado)	Rasa (<50cm)	Áreas especiais urbanas	Complexo Belo Horizonte: Ortognaisses bandadas do tipo TTG com intercalações de anfibolito e metaultramáfica	Fissurado e Livre	Magnitude Zero (sem vazão)
N41M	Primeiro de Maio (reabilitado)	Rasa (<50cm)	Áreas especiais urbanas	Complexo Belo Horizonte: Ortognaisses bandadas do tipo TTG com intercalações de anfibolito e metaultramáfica	Fissurado e Livre	Sexta magnitude
N51M	Primeiro de Maio (reabilitado)	Rasa (<50cm)	Áreas especiais urbanas	Complexo Belo Horizonte: Ortognaisses bandadas do tipo TTG com intercalações de anfibolito e metaultramáfica	Fissurado e Livre	Sexta magnitude

Fonte: elaborado pela autora

*A classificação de magnitude de vazão de nascentes proposta por Meinzer (1923) varia de 1ª a 8ª magnitude, de acordo com a descarga média de água: **1ª magnitude** – vazão superior a 2,83 m³/s; **2ª** – de 0,283 a 2,83 m³/s; **3ª** – de 0,0283 a 0,283 m³/s; **4ª** – de 0,00283 a 0,0283 m³/s; **5ª** – de 0,000283 a 0,00283 m³/s; **6ª** – de 0,0000283 a 0,000283 m³/s; **7ª** – de 0,00000283 a 0,0000283 m³/s; **8ª magnitude** – vazão inferior a 0,00000283 m³/s.

Protocolo de caracterização das nascentes escolhidas, Parte II

PROTOCOLO DE CARACTERIZAÇÃO DE NASCENTES							
Nascente	Parâmetros						
	Parque	Declividade do canal de primeira ordem	Usos da água	Morfologia da nascente	Tipo de exfiltração	Mobilidade da nascente	Sazonalidade da nascente
N1NSP	Nossa Senhora da Piedade (reabilitado)	Baixa (0,02-0,039 m/m)	Abastecimento público	Concavidade	Difusa	Não mensurável em apenas uma campanha	Perene
N2NSP	Nossa Senhora da Piedade (moderado)	Baixa (0,02-0,039 m/m)	Abastecimento público	Concavidade	Difusa	Não mensurável em apenas uma campanha	Perene
N1TAB	Serra do Rola Moça (referência)	Baixa (0,02-0,039 m/m)	Abastecimento público	Concavidade	Difusa	Fixa	Perene
N1LN	Fazenda Lagoa do Nado (moderado)	Baixa (0,02-0,039 m/m)	Abastecimento público	Concavidade	Difusa	Fixa	Perene
N6LN	Fazenda Lagoa do Nado (moderado)	Baixa (0,02-0,039 m/m)	Abastecimento público	-	Pontual (cano)	Fixa	Perene
N1BALEAR	José Lopes dos Reis - Balears (reabilitado)	Baixa (0,02-0,039 m/m)	Abastecimento público	Concavidade	Difusa	Fixa	Perene
N2BALEAR	José Lopes dos Reis - Balears (reabilitado)	Baixa (0,02-0,039 m/m)	Abastecimento público	Talvegue	Pontual	Fixa	Perene

PROTOCOLO DE CARACTERIZAÇÃO DE NASCENTES							
Nascente	Parâmetros						
	Parque	Declividade do canal de primeira ordem	Usos da água	Morfologia da nascente	Tipo de exfiltração	Mobilidade da nascente	Sazonalidade da nascente
N11M	Primeiro de Maio (reabilitado)	Baixa (0,02-0,039 m/m)	Abastecimento público Recreação	Talvegue	Pontual	Fixa	Perene
N21M	Primeiro de Maio (reabilitado)	Baixa (0,02-0,039 m/m)	Abastecimento público Recreação	Concavidade	Pontual	Fixa	Perene
N31M	Primeiro de Maio (reabilitado)	Baixa (0,02-0,039 m/m)	Abastecimento público	Concavidade	Difusa	Fixa	Perene
N41M	Primeiro de Maio (reabilitado)	Baixa (0,02-0,039 m/m)	Abastecimento público Recreação	Concavidade	Difusa	Fixa	Perene
N51M	Primeiro de Maio (reabilitado)	Baixa (0,02-0,039 m/m)	Abastecimento público	Concavidade	Difusa	Não mensurável em apenas uma campanha	Perene

Fonte: elaborado pela autora.

Uma vez que o protocolo de caracterização de nascentes foi aplicado, foi possível de enquadrá-las em tipologias segundo Felipe (2009). A sistematização das características das nascentes em tipologias nos traz subsídio para compreender melhor sua natureza e comportamento, direcionando nossos estudos, auxiliando-nos a interpretar de forma mais fidedigna as suas fragilidades ambientais, corroborando assim para um melhor panorama de sua qualidade ambiental. Isso, porque pode-se organizar as heterogeneidades intrínsecas às nascentes. Dessarte, o Quadro 11 ilustra a categorização das 12 nascentes estudadas segundo a tipologia de Felipe (2009)

Quadro 11: Sistematização das características das nascentes estudadas e categorização das nascentes em tipologias

Caracterização	N1BALEAR	N2BALEAR	N11M	N21M	N31M	N41M
Morfologia	Concavidade	Talvegue	Talvegue	Concavidade	Concavidade	Concavidade
Exfiltração	Difusa	Pontual	Pontual		Difusa	Difusa
Contato	Sem contato	Sem contato	Sem contato	Sem contato	Sem contato	Sem contato
Migração	Fixa	Fixa	Fixa	Fixa	Fixa	Fixa
Média do manto	Profunda	Profunda	Profunda	Profunda	Profunda	Profunda
Afloramentos	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Sazonalidade	Perene	Perene	Perene	Perene	Perene	Perene
TIPOLOGIA	Freática	Sazonal erosiva	Sazonal erosiva	Freática	Freática	Freática

Caracterização	N51M	N1NSP	N2NSP	N1LN	N6LN	N1TAB
Morfologia	Concavidade	Concavidade	Concavidade	Concavidade	-	Concavidade
Exfiltração	Difusa	Difusa	Difusa	Difusa	-	Difusa
Contato	Sem contato	Sem contato	Sem contato	Sem contato	-	Sem contato
Migração	Sem informação	Sem informação	Sem informação	Fixa	-	Fixa
Média do manto	Profunda	Profunda	Profunda	Profunda	-	Profunda
Afloramentos	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	-	Ausente
Sazonalidade	Sem informação	Sem informação	Sem informação	Perene	-	Perene
TIPOLOGIA	Freática	Freática	Freática	Freática	Antropogênica	Freática

Fonte: elaborado pela autora

Pode-se observar a predominância das nascentes freáticas dentre as nascentes mapeadas e avaliadas nesta tese. De acordo com Felipe (2009), as nascentes freáticas caracterizam-se, principalmente, por terem sua dinâmica intimamente ligada às oscilações do nível freático. Ainda segundo o autor, é de se esperar que a vazão média anual dessas nascentes seja naturalmente baixa, tendendo a diminuir no inverno (período seco), dada a diminuição da recarga do aquífero. Ademais, uma vez que a exfiltração ocorre pela interceptação do nível freático pela superfície, essas nascentes são, prioritariamente difusas, ocorrendo em concavidades no relevo que permita esse contato com a água subterrânea.

Já as nascentes sazonais erosivas são marcadas pela interceptação sazonal do nível freático por feições erosivas, como ravinas. Por serem alimentadas pelo nível freático mais raso e extremamente dependente dos eventos chuvosos, são intermitentes e de baixa vazão. Como o talvegue forma uma geometria linear, a exfiltração nessas nascentes é pontual, marcando o limite do segmento intermitente do segmento efêmero do canal de drenagem (Felipe, 2009).

Por fim, as nascentes antropogênicas possuem como principal característica sua exfiltração ter sido originada por intervenção humana. Ou seja, em uma situação natural, não haveria condições que proporcionassem sua gênese, porém, as ações humanas naquele ambiente desencadearam processos que levaram à exfiltração (Felipe, 2009)

Deve-se destacar a constante dificuldade de se identificar as nascentes antropogênicas, devido à ausência de informações anteriores à intervenção realizada naquele espaço. No caso desta pesquisa em específico, pôde-se constatar esta tipologia em uma das nascentes, graças estudadas a estudos pretéritos que forneceram informações suficientes acerca de informações do ambiente de inserção da nascente. Portanto, deve-se ter em mente que as nascentes antropogênicas podem possuir qualquer característica dos demais tipos, mas normalmente terão a peculiaridade de apresentarem anomalias em sua dinâmica, o que não seria verificado em uma nascente “natural”.

No que diz respeito a alta representatividade das nascentes freáticas no âmbito desses hidrossistemas estudados, algumas observações devem ser levadas em consideração. Primeiramente, as nascentes freáticas são predominantemente em morfologia côncava, perenes e tipo de exfiltração difusa (ainda que nesta tese foi identificada uma nascente pontual com esta mesma morfologia).

Rocha et al (2022) buscaram interpretar a influência intercalar dos elementos do sistema geomofológico na fisiografia das nascentes. Neste contexto, algumas de suas nascentes estudadas, situam-se na Depressão de Belo Horizonte, mesmo recorte espacial onde as nascentes desta tese se inserem.

Dessarte, os resultados de Rocha et al (2021) demonstram também o predomínio das nascentes em concavidade na Depressão de Belo Horizonte, assim como sua exfiltração difusa. Diante deste cenário, os autores ressaltam que formas côncavas são comuns em zonas úmidas, associadas à evolução e desenvolvimento dos mantos de alteração e à mamelonização do relevo, podendo vir a serem gerados por processos erosivos (físicos), associados ou não ao esvaziamento geoquímico das coberturas superficiais. Ademais, o coluvionamento também pode ter papel nessa gênese, preenchendo feições erosivas. Em relação a, especificamente, aos mantos de alteração verificados em campo, todos eles eram de profundidade considerável (variando de 40 a 80 metros), conforme já atestado por Felipe (2009).

Já no que tange a exfiltração difusa, característica predominante das nascentes freáticas, Rocha et al (2021) também atestaram que a maioria das nascentes inseridas na Depressão de Belo Horizonte também possuíam tal característica. Segundo Felipe (2013) nascentes em concavidade com exfiltração difusa é bastante comum, uma vez que esses locais possuem feições suaves, cujas bases atingem o nível freático, característica que possibilita esse tipo de exfiltração. Ainda segundo o autor, a baixa declividade oriunda das concavidades tende a proporcionar menor gradiente aos fluxos subterrâneos, provendo a exfiltração de modo difuso.

Em relação à sazonalidade das nascentes, ainda que todas as nascentes freáticas identificadas sejam perenes, essa não é uma característica predominante nas nascentes da Depressão de Belo Horizonte, segundo os estudos de Rocha et al (2021). Isso, pois os autores encontram um certo equilíbrio nas incidências de sazonalidade, mapeando nascentes tanto perenes quanto intermitentes. Nos períodos de estiagem, ainda que o profundo manto de alteração tenda a dificultar a sustentação dos fluxos de base, frente a diminuição dos fluxos subterrâneos, isso não foi observado, a princípio, nas nascentes estudadas. Isso pode ser explicado pelo fato de que as nascentes estudadas são oriundas da saturação do material sedimentar permeável, que se mantém saturado por todo o ano hidrológico.

É nesta conjuntura que esta tese buscou compreender a evidente predominância de uma tipologia de nascente, dada à representatividade regional a qual as características intrínsecas às nascentes freáticas aparecem nos estudos de Rocha et al (2021) na Depressão de Belo Horizonte.

Áreas úmidas

Em relação, especificamente, as áreas úmidas inseridas nos parques urbanos estudados nesta tese, foram mapeadas um total de 11. Das 12 nascentes estudadas, oito delas são

caracterizadas como nascentes difusas e, conseqüentemente, podem ser consideradas como áreas úmidas (Gomes, 2017). Além dessas oito AU's em nascentes difusas, também foram encontradas mais três AU's, na configuração de brejo (Gomes, 2017). O Quadro 12 aponta as onze AU's identificadas, as quais parques elas pertencem, quais seus respectivos tipos, segundo Gomes (2017) e suas tipologias de acordo com Ferreira (2020).

Quadro 12: AU's mapeadas em sete dos nove parques estudados, classificadas segundo Gomes (2017) e Ferreira (2020)

AU's	Tipo (Gomes, 2017)	Tipologia (Ferreira, 2020)	Classificação (Ferreira, 2020)
N1BALEAR	Nascente difusa	1	AUs predominantemente extensas (>150m ²) sobre granito-gnaisses, em fundos de vale, em que a superfície oscila entre o saturado e o úmido, com substrato orgânico, lâmina rasa, vegetação arbórea e tendência à contração na estação seca.
N31M	Nascente difusa	1	AUs predominantemente extensas (>150m ²) sobre granito-gnaisses, em fundos de vale, em que a superfície oscila entre o saturado e o úmido, com substrato orgânico, lâmina rasa, vegetação arbórea e tendência à contração na estação seca.
N41M	Nascente difusa	2	AUs predominantemente extensas (>150m ²) a muito extensas (>350m ²), sobre granito-gnaisses, permanentemente alagadas, com substrato orgânico, vegetação arbustiva e tendência à manutenção na estação seca.
N51M	Nascente difusa	2	AUs predominantemente extensas (>150m ²) a muito extensas (>350m ²), sobre granito-gnaisses, permanentemente alagadas, com substrato orgânico, vegetação arbustiva e tendência à manutenção na estação seca.
N1NSP	Nascente difusa	1	AUs predominantemente extensas (>150m ²) sobre granito-gnaisses, em fundos de vale, em que a superfície oscila entre o saturado e o úmido, com substrato orgânico, lâmina rasa, vegetação arbórea e tendência à contração na estação seca.
N2NSP	Nascente difusa	1	AUs predominantemente extensas (>150m ²) sobre granito-gnaisses, em fundos de vale, em que a superfície oscila entre o saturado e o úmido, com substrato orgânico, lâmina rasa, vegetação arbórea e tendência à contração na estação seca.
AUNSP	Brejo	3	AUs marginais (a cursos d'água e reservatórios), de dimensões variáveis, com substrato orgânico, que oscilam entre o alagamento e a saturação da superfície, com vegetação arbórea e tendência à contração na estação seca.
N1LN	Nascente difusa	2	AUs predominantemente extensas (>150m ²) a muito extensas (>350m ²), sobre granito-gnaisses, permanentemente alagadas, com substrato orgânico, vegetação arbustiva e tendência à manutenção na estação seca.
N1TAB	Nascente difusa	4	AUs com extensão mediana (até 150m ²), sobre xistos e filitos, permanentemente alagadas, em canal ou nascente, com cobertura arbórea, e tendência à manutenção ou discreta contração na estação seca.
AU1APS	Brejo	3	AUs marginais (a cursos d'água e reservatórios), de dimensões variáveis, com substrato orgânico, que oscilam entre o alagamento e a saturação da superfície, com vegetação arbórea e tendência à contração na estação seca.
AU1MANGB	Brejo	4	AUs com extensão mediana (até 150m ²), sobre xistos e filitos, permanentemente alagadas, em canal ou nascente, com cobertura arbórea, e tendência à manutenção ou discreta contração na estação seca.

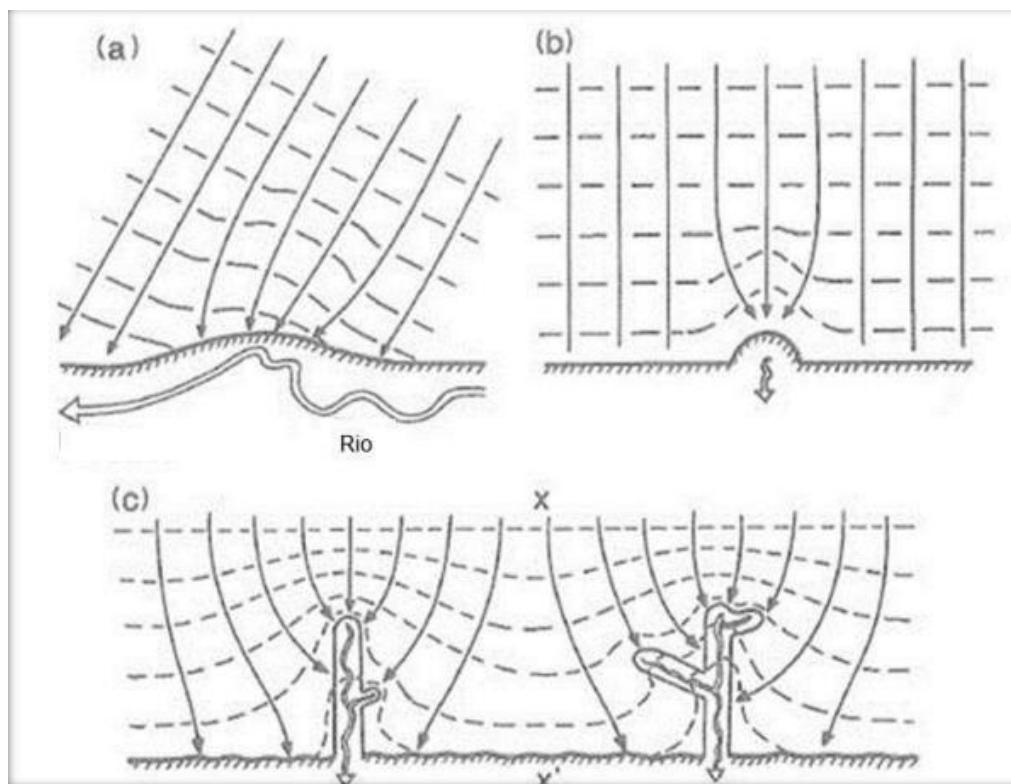
Fonte: elaborado pela autora

Dadas as informações do Quadro 12, é percebido que, ainda que as AUs estudadas tenham apresentado todas as tipologias de Ferreira (2020), não havendo um padrão entre elas, nota-se que a maioria das AUs estudadas pertencem à tipologia 1 de Ferreira (2020), por se configurarem como nascentes difusas, de extensão considerável.

Contudo, um padrão de distribuição das AU's estudadas, foi a sua proximidade com o curso d'água, sendo algumas AU's drenando diretamente para eles (nascentes difusas) e outros não (brejos). Em relação às nascentes difusas, observou-se que essas já formavam um pequeno canal o qual a poucos metros, desaguava no canal principal.

Em um primeiro momento, buscou-se encontrar quaisquer relações entre a predominância da tipologia das nascentes freáticas com a sua proximidade dos canais principais, fazendo com que fossem consideradas AUs marginais. Contudo, com os resultados obtidos nesta tese, a explicação mais plausível, mas ainda bem aberto, pauta-se nos princípios de Dunne (1980). O referido autor propõe um modelo de evolução da rede de drenagem baseado nos processos de exfiltração, fluxos subterrâneos e dinâmica de retração de cabeceiras (Felippe, 2013). A Figura 21 ilustra as etapas do processo de evolução da rede de drenagem, a partir da exfiltração da água.

Figura 21: Modelo de evolução da drenagem por exfiltração dos fluxos subterrâneos.



Fonte: Felippe (2013).

O estágio inicial da evolução de um canal de drenagem (Figura 21A) caracteriza-se por uma superfície levemente inclinada, onde se desenvolve uma sucessão de linhas preferencialmente paralelas de fluxo subterrâneo na direção da vertente. No segundo estágio (Figura 21B), uma perturbação nas curvas equipotenciais – frequentemente ocasionada por processos como a erosão em dutos – origina uma nascente. Esse evento resulta na concentração de fluxo superficial, associado à contínua ação de intemperismo químico e de erosão subterrânea. Durante o terceiro estágio (Figura 21C), observa-se o recuo da nascente, que intensifica a concentração dos fluxos e promove o surgimento de novos pontos de exfiltração (Dunne, 1980). Esses fluxos concentrados criam áreas propensas à formação de canais tributários, que se desenvolvem em direção à montante a partir do recuo da cabeceira. A repetição dos processos de erosão superficial e subterrânea, bem como de exfiltração, culmina no surgimento de novos vales e na ampliação da rede de drenagem. No estágio final, o padrão de drenagem atinge estabilidade, pois a energia disponível em cada nascente torna-se insuficiente para perpetuar os processos de erosão em dutos e a turbulência nos fluxos subterrâneos (Dunne, 1980; Felipe, 2013).

Adicionalmente, Knighton (1984) ressalta que o escoamento superficial por saturação ocorre quando a precipitação apresenta magnitude e intensidade suficientes para saturar as camadas das coberturas superficiais, fenômeno frequentemente observado nas nascentes analisadas e descrito em estudos anteriores. Nesse contexto, a superfície freática é deslocada verticalmente em direção à superfície topográfica, ocasionando a exfiltração. A concentração desse fluxo, que pode emergir de maneira difusa, cria condições favoráveis à erosão das coberturas superficiais, resultando na formação de pequenos canais de drenagem (Felipe, 2013).

No que diz respeito, especificamente, às três áreas úmidas classificadas como brejo, todas elas possuem em comum suas respectivas localizações que são planícies de inundação, possuindo assim, forma mais alongada e acompanhando o fluxo unidirecional do curso d'água (Brinson, 1993). Assim, tendem a apresentar maior estabilidade (especialmente no caso desta pesquisa, cujos rios são perenes).

Segundo Guimarães e Felipe (2021) no contexto de morfologias agradacionais associadas à planície, a característica convexa das vertentes no relevo mamelonar (presente na área de estudo), faz com que estas sejam sistemas prioritariamente dispersores de água. Dessa forma, cabe à rede de drenagem escavar a superfície, criando condições de convergência de fluxos. De acordo com Alexander, et al (2018), a agradação de sedimentos é realizada pelo

próprio transporte fluvial e, em algum nível, pelo colúvio removido das vertentes. Além disso, o controle hidrológico da saturação do solo possui relação íntima com o regime de inundação.

Outro ponto convergente entre as três AUs em brejo, é o fato de que todas são sistemas tecnogênicos, dadas as visíveis e diretas interferências nesses hidrossistemas, que acarretam alterações em fluxos subsuperficiais de menor vazão e aumento na retenção de água (Guimarães e Felipe, 2021). Tais modificações nas AUs, nos levam a sugerir, inclusive, que pedologicamente falando esses hidrossistemas não possam ser considerados como AUs, ainda que, visualmente, sim. Além disso, essas interferências geraram particularidades na dinâmica das AUs, que serão discutidas a seguir.

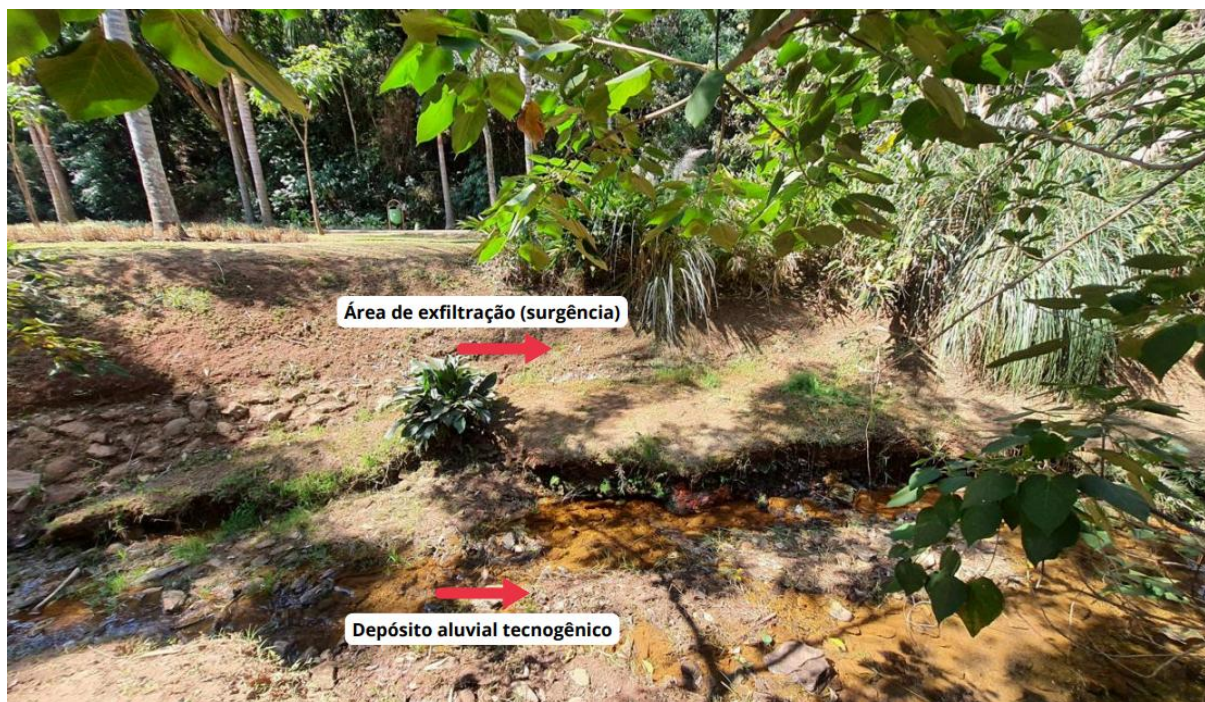
AU1AGPS

Esta AU, ainda que classificada como brejo, seguindo a tipologia de Ferreira (2020), é uma surgência do próprio curso d'água. Esse, que está situado no parque Aggeo Pio Sobrinho possui sua morfologia modificada, flui em um pavimento detrítico, onde pode-se observar depósito de sedimentos antropogênicos aluviais ¹ao longo do talvegue, cuja margem direita conta com uma estrutura antrópica, como um gabião.

Com a pequena curva que o curso d'água faz ao longo de seu perfil longitudinal, parte desta água infiltra nos depósitos antropogênicos nas margens e exfiltra alguns metros adiante, formando a AU encontrada. A Figura 22 e Figura 23 ilustram o contexto de inserção da AU, assim como a AU propriamente dita. Já o Mapa 12 espacializa esta AU no contexto do Parque Aggeo Pio Sobrinho.

¹ Sedimentos antropogênicos aluviais referem-se a materiais transportados por cursos d'água cuja origem ou deposição foi influenciada por atividades humanas, como movimentações de solo, construções e descarte de resíduos (Owens et al., 2005).

Figura 22: Contexto de inserção da AU identificada (em surgência), detalhe para os depósitos aluviais na calha do curso d'água.



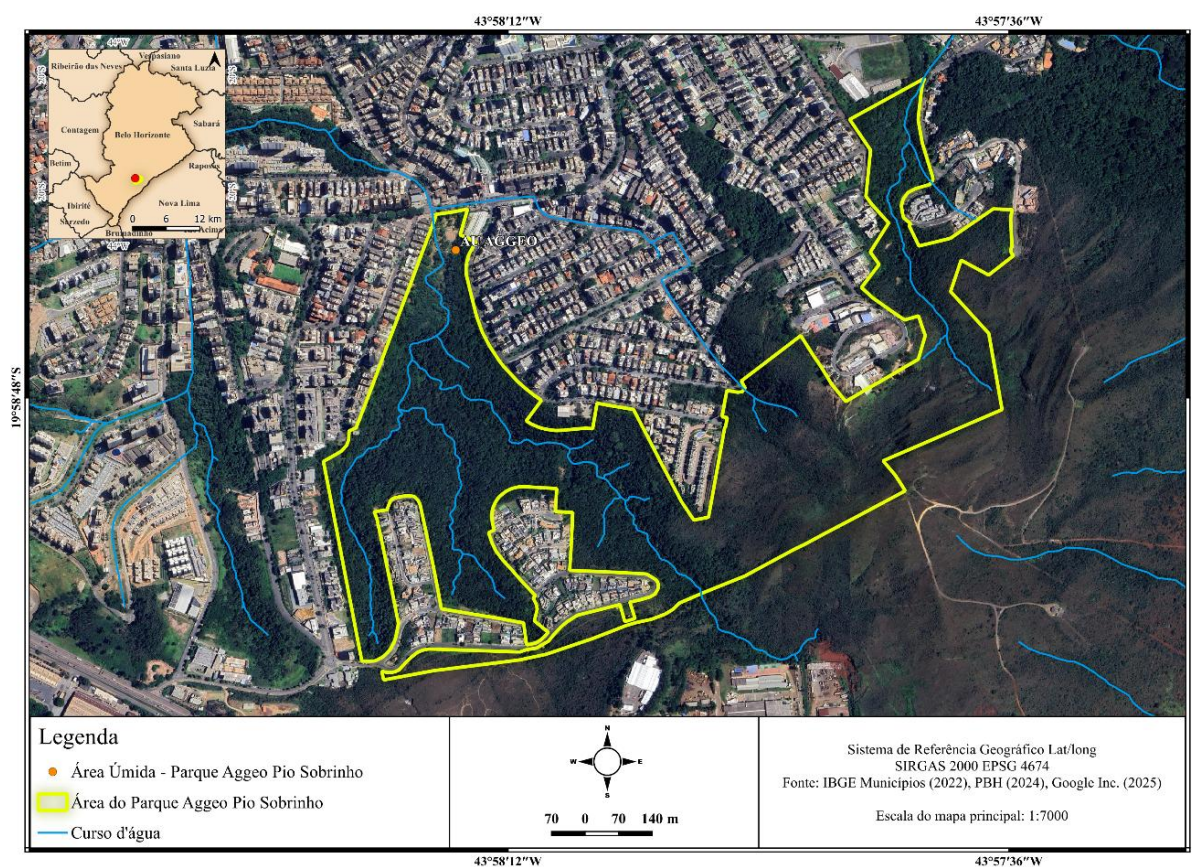
Fonte: A autora (2024).

Figura 23: Área exata onde a água exfiltra, formando a área úmida, na margem direita do curso d'água



Fonte: A autora (2024).

Mapa 12: Área úmida mapeada dentro dos limites do Parque Aggeo Pio Sobrinho.



Fonte: a autora.

AU1MANGB

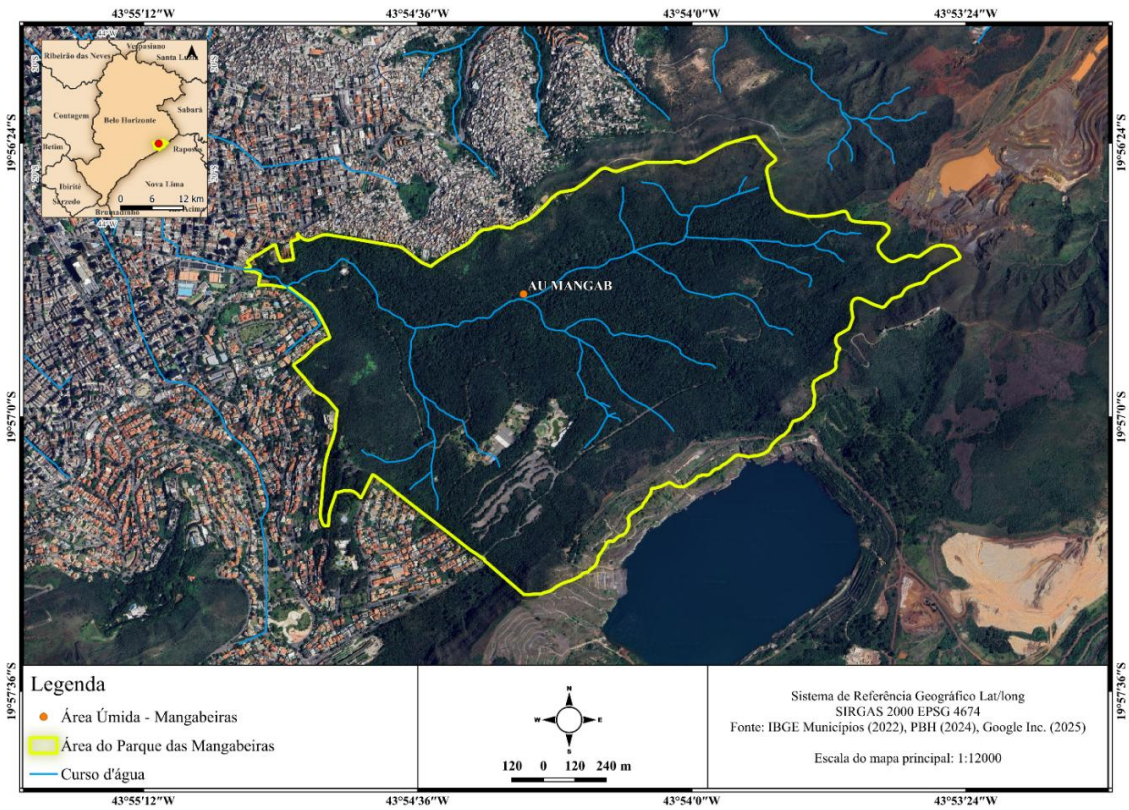
Esta AU, ainda que também seja considerada um brejo, é formada bem longe da nascente do curso d'água Cascatinha, sendo, portanto, uma AU formada não pela exfiltração da água, mas sim pela infiltração. O córrego da cascatinha possui um pequeno barramento em sua calha e este barramento fez com que a água tivesse parte de seu fluxo desviado e infiltrado, formando a AU em questão. A Figura 24 a seguir ilustra o barramento e as setas em amarelo indicam os pontos onde a água do curso d'água sofre um pequeno desvio, infiltra no solo, saturando-o, formando assim a AU em questão. Já o Mapa 13 espacializa esta AU no contexto do Parque das Mangabeiras.

Figura 24: Formação da AU no parque Mangabeiras, após a infiltração da água do próprio curso d’água.



Fonte: A autora (2024).

Mapa 13: Área úmida mapeada dentro dos limites do Parque das Mangabeiras.



Fonte: A autora.

AU1NSP

Esta AU forma-se em uma área de gramado, adjacente a montante da bacia de contenção do Parque Nossa Senhora da Piedade (Figura 25). Segundo Guimarães & Felipe (2021) pode-se considerar que esse hidrossistema se enquadre em algumas características da classe das “áreas úmidas de orla lacustre”, dada a sua localização em uma zona de conexão entre processos fluviais e lacustres, com redução drástica da energia dos fluxos superficiais, espraçamento de sedimentos e difusão do escoamento. Diferentemente das AUs descritas acima, não há um fluxo de água nesta área, tendo-se um ambiente totalmente lântico.

Caso esta AU já existisse antes da construção do parque e, conseqüentemente, da bacia e contenção, Guimarães & Felipe (2021) ainda apontam a possibilidade deste barramento ter corroborado para a ampliação de suas dimensões, devido a alteração no nível de base e no nível freático decorrente do barramento. Ainda segundo os autores, não se pode negligenciar também possíveis adjacentes ao reservatório, ainda que de forma natural, por infiltração. Todos esses processos interferem nos aquíferos superficiais que perfazem o nível freático aflorante nessas AUs.

Ainda no que diz respeito às alterações antrópicas no parque e para a construção da bacia de contenção, caso a AU não fosse preexistente, não é inconcebível a possibilidade de que ela tenha sido induzida, onde foi favorecido o acúmulo de água em uma área com condições de suportar o sistema de AU (reentrâncias e concavidades que tendem à convergência das águas), ou mesmo expandir um sistema previamente existente (entorno e margens de lagoas) (Ferreira, 2020). O mapa com a espacialização da AU situada neste parque será apresentado no próximo tópico, juntamente com as nascentes nele situadas.

Figura 25: Formação da AU no Parque Nossa Senhora da Piedade, as margens da zona a montante da bacia de contenção. Na esquerda pode-se ter o contexto da área e na direita a AU em detalhe, onde as setas indicam o solo encharcado e com constante exfiltração.



Fonte: A autora (2024).

5.1.3.2 Avaliação ambiental de nascentes

Uma vez que as nascentes foram devidamente caracterizadas, a próxima etapa foi compreender a qualidade ambiental propriamente dita desses hidrossistemas. O Quadro 13 aponta a aplicação do PAAN, indicando para cada nascente, suas respectivas categorias (de 1 a 3) obtidas nos parâmetros, que compõe os indicadores de Pressão, Estado e Resposta.

Quadro 13: A aplicação do PAAN nas 12 nascentes estudadas.

PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DE NASCENTES					
Parâmetros de Pressão					
Nascente	Categoria do parque as quais se inserem	Intervenções diretas com modificações das características morfológicas da nascente	Degradação da APP da nascente	Acesso de pessoas, animais domésticos e criações na nascente	Assoreamento na nascente
N1NSP	Reabilitado	3- Bom Poucas intervenções	3- Bom >30% da área degradada (pouco degradada)	1-Ruim Constante	3- Bom Pouco material agradacional (>30% da área da nascente)

PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DE NASCENTES					
N2NSP	Reabilitado	3- Bom Poucas intervenções	3- Bom >30% da área degradada (pouco degradada)	1- Ruim Constante	3- Bom Pouco material agradacional (>30% da área da nascente)
N1TAB	Referência	3- Bom Poucas intervenções	3- Bom >30% da área degradada (pouco degradada)	3- Bom Raro	3- Bom Pouco material agradacional (>30% da área da nascente)
N1LN	Moderado	3- Bom Poucas intervenções	3- Bom >30% da área degradada (pouco degradada)	3- Bom Raro	3- Bom Pouco material agradacional (>30% da área da nascente)
N6LN	Moderado	1- Ruim Muitas intervenções	1- Ruim <70% da área degradada (muito degradada)	1- Ruim Constante	3- Bom Pouco material agradacional (>30% da área da nascente)
N1BALE AR	Reabilitado	3- Bom Poucas intervenções	3- Bom >30% da área degradada (pouco degradada)	2- Médio Pouco constante	3- Bom Pouco material agradacional (>30% da área da nascente)
N2BALE AR	Reabilitado	3- Bom Poucas intervenções	2- Médio 30-70% da área degradada (médio degradada)	1- Ruim Constante	3- Bom Pouco material agradacional (>30% da área da nascente)
N11M	Reabilitado	3- Bom Poucas intervenções	2- Médio 30-70% da área degradada (médio degradada)	1- Ruim Constante	3- Bom Pouco material agradacional (>30% da área da nascente)
N21M	Reabilitado	3- Bom Poucas intervenções	2- Médio 30-70% da área degradada (médio degradada)	1- Ruim Constante	3- Bom Pouco material agradacional (>30% da área da nascente)
N31M	Reabilitado	3- Bom Poucas intervenções	3- Bom >30% da área degradada (pouco degradada)	3- Bom Raro	2- Médio Médio material agradacional (30-70% da área da nascente)

PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DE NASCENTES					
N41M	Reabilitado	3- Bom Poucas intervenções	3- Bom >30% da área degradada (pouco degradada)	1- Ruim Constante	3- Bom Pouco material agradacional (>30% da área da nascente)
N51M	Reabilitado	3- Bom Poucas intervenções	3- Bom >30% da área degradada (pouco degradada)	3- Bom Raro	3- Bom Pouco material agradacional (>30% da área da nascente)
Parâmetros de Estado					
Nascente	Categoria do parque as quais se inserem	Coliformes termotolerantes na água	DBO na água	Eutrofização na água	Óleos e graxas na água
N1NSP	Reabilitado	2- Médio 0-100 UFC	3- Bom <3mg/L O ₂	3- Bom $\leq 28 \mu\text{g L}^{-1}$ (Oligotrófico)	3 - Bom Ausente
N2NSP	Reabilitado	2- Médio 0-100 UFC	3- Bom <3mg/L O ₂	3- Bom $\leq 28 \mu\text{g L}^{-1}$ (Oligotrófico)	3 - Bom Ausente
N1TAB	Referência	2- Médio 0-100 UFC	3- Bom <3mg/L O ₂	3- Bom $\leq 28 \mu\text{g L}^{-1}$ (Oligotrófico)	3 - Bom Ausente
N1LN	Moderado	2- Médio 0-100 UFC	3- Bom <3mg/L O ₂	3- Bom $\leq 28 \mu\text{g L}^{-1}$ (Oligotrófico)	3 - Bom Ausente
N6LN	Moderado	2- Médio 0-100 UFC	3- Bom <3mg/L O ₂	2- Médio 28 -72 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Mesotrófico)	3 - Bom Ausente
N1BALE AR	Reabilitado	2- Médio 0-100 UFC	3- Bom <3mg/L O ₂	2- Médio 28 -72 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Mesotrófico)	3 - Bom Ausente
N2BALE AR	Reabilitado	2- Médio 0-100 UFC	3- Bom <3mg/L O ₂	2- Médio 28 -72 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Mesotrófico)	3 - Bom Ausente
N11M	Reabilitado	2- Médio 0-100 UFC	3- Bom <3mg/L O ₂	2- Médio 28 -72 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Mesotrófico)	3 - Bom Ausente
N21M	Reabilitado	2- Médio 0-100 UFC	3- Bom <3mg/L O ₂	2- Médio 28 -72 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Mesotrófico)	3 - Bom Ausente
N31M	Reabilitado	2- Médio 0-100 UFC	3- Bom <3mg/L O ₂	2- Médio 28 -72 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Mesotrófico)	3 - Bom Ausente

PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DE NASCENTES					
N41M	Reabilitado	2- Médio 0-100 UFC	3- Bom <3mg/L O ₂	3- Bom $\leq 28 \mu\text{g L}^{-1}$ (Oligotrófico)	3 - Bom Ausente
N51M	Reabilitado	2- Médio 0-100 UFC	3- Bom <3mg/L O ₂	3- Bom $\leq 28 \mu\text{g L}^{-1}$ (Oligotrófico)	3 - Bom Ausente
Parâmetros de Resposta					
Nascente	Categoria do parque as quais se inserem	Existência de programas de Educação Ambiental voltados para a população que utiliza nascentes	Articulação entre população e entidades de regulação	Existência de projetos e/ou programas do governo para a proteção e ou recuperação de nascentes	Combate e/ou controle de processos erosivos na APP
N1NSP	Reabilitado	2- Médio Programas de EA efetivados no âmbito das UPGRHs estaduais não específico para nascentes	2- Médio Pouco vigente	1- Ruim Inexistência de quaisquer programas de proteção e recuperação na nascente	2- Médio Pouco vigente
N2NSP	Reabilitado	2- Médio Programas de EA efetivados no âmbito das UPGRHs estaduais não específico para nascentes	2- Médio Pouco vigente	1- Ruim Inexistência de quaisquer programas de proteção e recuperação na nascente	2- Médio Pouco vigente
N1TAB	Referência	1- Ruim Programas de EA efetivados em escalas geográficas inferiores às UPGRHs estaduais, específicos ou não para nascentes	2- Médio Pouco vigente	1- Ruim Inexistência de quaisquer programas de proteção e recuperação na nascente	1- Ruim Inexistente
N1LN	Moderado	2- Médio Programas de EA efetivados no âmbito das UPGRHs estaduais não específico para nascentes	2- Médio Pouco vigente	1- Ruim Inexistência de quaisquer programas de proteção e recuperação na nascente	1- Ruim Inexistente
N6LN	Moderado	2- Médio Programas de EA efetivados no âmbito das UPGRHs estaduais	2- Médio Pouco vigente	1- Ruim Inexistência de quaisquer programas de proteção e	1- Ruim Inexistente

PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DE NASCENTES					
		não específico para nascentes		recuperação na nascente	
N1BALE AR	Reabilitado	1- Ruim Programas de EA efetivados em escalas geográficas inferiores às UPGRHs estaduais, específicos ou não para nascentes	1- Ruim Inexistente	1- Ruim Inexistência de quaisquer programas de proteção e recuperação na nascente	2- Médio Pouco vigente
N2BALE AR	Reabilitado	1- Ruim Programas de EA efetivados em escalas geográficas inferiores às UPGRHs estaduais, específicos ou não para nascentes	1- Ruim Inexistente	1- Ruim Inexistência de quaisquer programas de proteção e recuperação na nascente	2- Médio Pouco vigente
N11M	Reabilitado	1- Ruim Programas de EA efetivados em escalas geográficas inferiores às UPGRHs estaduais, específicos ou não para nascentes	1- Ruim Inexistente	1- Ruim Inexistência de quaisquer programas de proteção e recuperação na nascente	2- Médio Pouco vigente
N21M	Reabilitado	1- Ruim Programas de EA efetivados em escalas geográficas inferiores às UPGRHs estaduais, específicos ou não para nascentes	1- Ruim Inexistente	1- Ruim Inexistência de quaisquer programas de proteção e recuperação na nascente	2- Médio Pouco vigente
N31M	Reabilitado	1- Ruim Programas de EA efetivados em escalas geográficas inferiores às UPGRHs estaduais, específicos ou não para nascentes	1- Ruim Inexistente	1- Ruim Inexistência de quaisquer programas de proteção e recuperação na nascente	2- Médio Pouco vigente
N41M	Reabilitado	1- Ruim Programas de EA efetivados em escalas geográficas inferiores às UPGRHs estaduais, específicos ou não para nascentes	1- Ruim Inexistente	1- Ruim Inexistência de quaisquer programas de proteção e recuperação na nascente	2- Médio Pouco vigente

PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DE NASCENTES					
N51M	Reabilitado	1- Ruim Programas de EA efetivados em escalas geográficas inferiores às UPGRHs estaduais, específicos ou não para nascentes	1- Ruim Inexistente	1- Ruim Inexistência de quaisquer programas de proteção e recuperação na nascente	2- Médio Pouco vigente

Fonte: Elaborado pela autora.

Os quadros localizados dos Apêndices desta tese, mostram, de maneira detalhada, a aplicação do PAAN para cada nascente estudada, demonstrando os cruzamentos de primeira e segunda ordem, até a obtenção de cada indicador (Pressão, Estado, Resposta), bem como a junção dos três, para formar o indicador final P-E-R. Também constam nos quadros uma fotografia da área de exfiltração da nascente, um croqui de sua área de inserção e um mapa espacializando as nascentes em cada parque onde elas se inserem. É válido ressaltar que nos mapas constam todas as nascentes mapeadas por parque e não apenas as avaliadas.

A Tabela 15 sumariza as 12 nascentes avaliadas, suas tipologias segundo Felipe (2009), o grau de proteção os quais elas se encontram (ou seja, a categoria de parque) e, por fim, seu índice de qualidade ambiental.

Tabela 15: Índice final de cada nascente avaliada, bem como suas tipologia e grau de proteção.

Nascente	Tipologia	Grau de proteção	Índice de qualidade ambiental
N1NSP	Freática	Reabilitado	244
N2NSP	Freática	Reabilitado	244
N1TAB	Freática	Referência	145
N1LN	Freática	Moderado	245
N6LN	Antropogênica	Moderado	223
N1BALEAR	Freática	Reabilitado	134
N2BALEAR	Sazonal erosiva	Reabilitado	133
N11M	Sazonal erosiva	Reabilitado	133
N21M	Freática	Reabilitado	133
N31M	Freática	Reabilitado	133
N41M	Freática	Reabilitado	144
N51M	Freática	Reabilitado	145

Fonte: elaborada pela autora.

No que tange as nascentes estudadas nesta pesquisa, buscou-se traçar um paralelo entre as tipologias de nascentes e seus respectivos índices, bem como o grau de proteção e os índices alcançados pelas nascentes. Isso, pois nascentes de um mesmo tipo, apresentam similaridades do ponto de vista da estrutura do sistema, fazendo com que elas tenham também, similaridades tanto em termos de fragilidade ambiental, independentemente de pressões externas, quanto similaridades em termos de resiliência Stevens et al. (2021).

Conforme já discutido por Felipe (2009), ainda que as nascentes freáticas sejam mais frágeis às pressões ambientais, seus parâmetros de Pressão e de Estado mostraram-se como bons, inclusive, bem próximos aos resultados obtidos pelas nascentes sazonais erosivas, que não apresentam considerável fragilidade ambiental como as freáticas. Ou seja, o fato das nascentes estarem inseridas em um parque (linear ou não), pode ser um fator crucial para a boa manutenção de seus parâmetros de Pressão e Estado (independentemente da categoria de parque). Inclusive, é válido ressaltar, que a categoria de parques, neste pequeno desenho amostral, pouco importou na qualidade das nascentes, sendo que as que apresentaram os maiores indicadores, localizam-se em um dos parques reabilitados (Nossa Senhora da Piedade) e em um dos moderados (Lagoa do Nado) e não de referência. Isso é facilmente demonstrado na aplicação dos testes estatísticos, onde o teste ANOVA já havia indicado ausência de diferença significativa entre os grupos avaliados ($p=0,975$).

Também cabe destacar que em todas as nascentes estudadas, o indicador que comprometeu o índice final, foi o de Resposta, onde em todos os protocolos aplicados, os quatro parâmetros de entrada (de resposta) foram enquadrados nas classes mais baixas (na maioria 1, raramente 2, mas nunca 3). Os dois únicos parques cujas nascentes obtiveram notas maiores nos parâmetros de resposta, são justamente os parques que contam com maior participação da população e órgãos municipais que apoiam atividades de educação ambiental e de lazer (Paraguassú, et al, 2010; PBH, 2018).

Tal resultado negativo acerca dos parâmetros de resposta, revela um padrão preocupante que também tensiona a eficácia histórica do DRENURBS. Esse resultado reforça que, mesmo após mais de uma década de implementação do DRENURBS, aspectos centrais da gestão ambiental das nascentes permanecem ausentes, frágeis ou desarticulados. Tal constatação adquire ainda mais peso quando confrontada com a própria formulação do programa, que de acordo com Medeiros (2009), a proteção de nascentes era um dos objetivos expressos do DRENURBS desde sua concepção, o que evidencia uma lacuna entre o que foi planejado e o que de fato se consolidou na prática. A persistência de baixíssimos indicadores de resposta indica não apenas a insuficiência das ações de proteção no âmbito de governança, mas também

a falta de continuidade institucional e de participação social robusta, que são elementos fundamentais para que qualquer processo de reabilitação de hidrossistemas urbanos alcance resultados duradouros.

5.1.4 Estoque de carbono

Viu-se como bastante oportuno levar em consideração a estocagem de carbono no solo como um processo fundamental que está diretamente ligado à provisão de serviços ecossistêmicos, pois essa, ajuda a sequestrar dióxido de carbono da atmosfera, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas. Isso é essencial para estabilizar o clima e reduzir os impactos adversos das alterações climáticas. Além disso, solos ricos em carbono têm melhor capacidade de retenção de água, o que ajuda a regular o ciclo hidrológico, tendendo também a serem mais estáveis e menos suscetíveis à erosão.

Deste modo, após as coletas de solo na vertente (seco), talvegue, área úmida e da própria água do curso d'água, já mencionadas, os dados foram devidamente tratados e são apresentados na Tabela 16.

Tabela 16: Valores calculados de carbono no solo no solo (vertente, talvegue e AU) e na água, para os nove parques estudados

Lagoa do Nado		Aggeio Pio Sobrinho		Jacques Cousteau		Baiares		Primeiro de Maio	
Amostra de carbono	gramas	Amostra de carbono	gramas	Amostra de carbono	gramas	Amostra de carbono	gramas	Amostra de carbono	gramas
Vertente	50,45	Vertente	13,2	Vertente	3,33	Vertente	14,93	Vertente	14,26
Área úmida	4,41	Área úmida	10,93	Área úmida	6,76	Área úmida	7,93	Área úmida	16,7
Talvegue	47,98	Talvegue	17,87	Talvegue	4,93	Talvegue	6,76	Talvegue	13,82
Água	8,444	Água	7,531	Água	6,464	Água	13,07	Água	15,93

Nossa Senhora da Piedade		Taboões		Mangabeiras		Burle Marx	
Amostra de carbono	gramas	Amostra de carbono	gramas	Amostra de carbono	gramas	Amostra de carbono	gramas
Vertente	16,62	Vertente	31,09	Vertente	76,73	Vertente	12,02
Área úmida	36,5	Área úmida	17,25	Área úmida	15,58	Área úmida	27,16
Talvegue	8,15	Talvegue	8,25	Talvegue	5,52	Talvegue	2,64
Água	22,78	Água	2,096	Água	8,615	Água	4,532

Fonte: a autora.

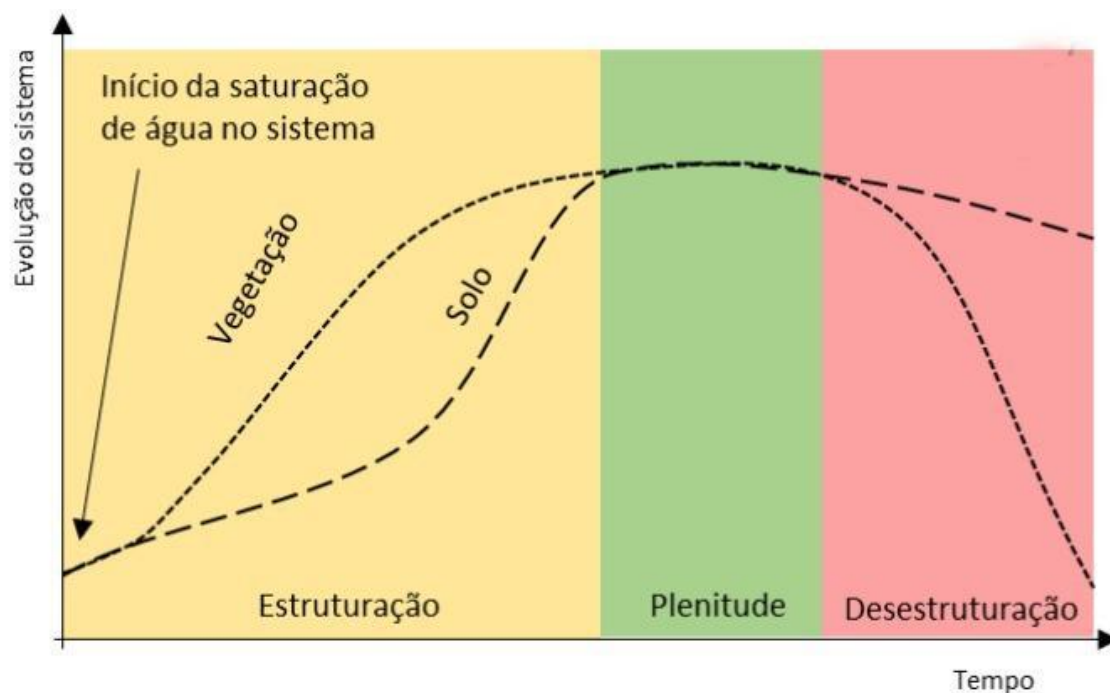
Conforme pode-se observar nos dados tabulados acima, em alguns parques a citar: Lagoa do Nado, Aggeo Pio Sobrinho, Baleares, Mangabeiras e APE Taboões, a quantidade de carbono orgânico no solo da vertente ultrapassou a quantidade de carbono orgânico presente nas áreas úmidas (totalmente saturadas) próximas aos cursos d'água. No intuito de se compreender o motivo de o estoque de carbono ser maior em amostras de solo seco, em relação aos solos saturados, levantamos a possibilidade de que os solos situados nos parques urbanos especialmente na planície de inundação dos cursos d'água estudados, podem ser jovens e imaturos o suficiente, a ponto de não terem sofrido hidromorfismo.

Deve-se aqui destacar, que AU's jovens (como as desta pesquisa), uma vez que nem sempre apresentam indicadores e características tradicionais conforme conceitos mais comuns da literatura (Cowardin et al., 1979; Mitsch; Gosselink, 2007; Junk et al., 2013; Ramsar Secretariat, 2013) acabam não possuindo suas particularidades amplamente abordadas e devidamente exploradas. Diante desta realidade, foi encontrado apenas uma referência na literatura, que abarcou AU's com as mesmas características ambientais das desta tese, discutindo-as em relação aos seus estágios de maturidade

Guimarães et al (2025) apontam situações similares aos hidrossistemas desta tese, onde são comuns canais de primeira ordem, iniciados em pequenas cabeceiras com presença de trechos de interflúvio rebaixado. Segundo os autores, esses canais, comportam-se tanto como zonas brejosas, quanto ambientes lóticos, marcados por rupturas de declive e afloramentos rochosos (que trabalham como níveis de base), sem ocorrência de solos hidromórficos, tendo como fontes majoritárias de alimentação a acumulação por meio da exfiltração de água subsuperficial (nascentes difusas) e do escoamento superficial.

Em seu trabalho, Guimarães et al (2025) demonstram que a combinação entre solos hidromórficos e vegetação adaptada indicam um estágio de plenitude evolutiva da AU, enquanto em casos onde há vegetação higrófila, mas sem indícios de solos hidromórficos, pode-se afirmar que trata-se de áreas úmidas de surgimento relativamente recente, ainda não completamente estruturadas e em processo de plena formação, cujo solo não esteve em condição de saturação durante tempo suficiente para que o processo de hidromorfismo alterasse sua morfologia (Figura 26).

Figura 26: Modelo hipotético de evolução das áreas úmidas a partir das temporalidades de evolução da vegetação e do solo.



Fonte: Adaptado de Guimarães et al (2025).

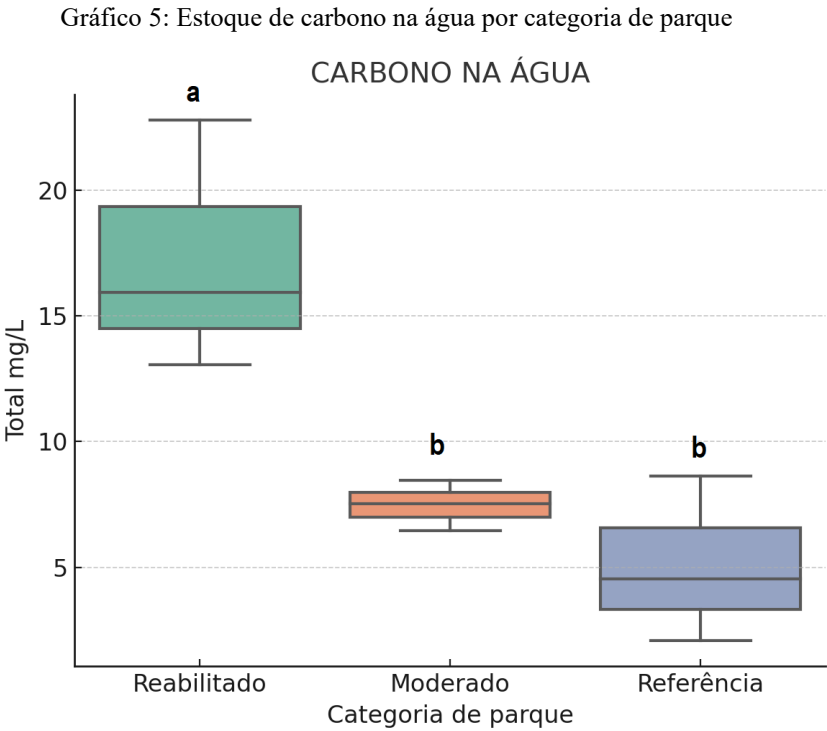
Ainda, as áreas úmidas de Guimarães et al (2025) que demonstraram ainda estarem em fase de evolução, se formaram majoritariamente em áreas de fundo de vale, provavelmente relacionadas às cheias de um curso d'água próximo, ou em contextos de declividade, onde a água não se acumula de forma permanentemente ou em um tempo suficiente para formar solos hidromórficos, situação bastante similar às áreas úmidas desta pesquisa. Assim, nota-se que a combinação entre vegetação higrófila e hidromorfismo não é apenas um indicativo de existência das áreas úmidas, mas também um indicador cronológico.

É válido ressaltar que AUs inseridas no domínio dos Mares de Morros, como as desta pesquisa, configuram-se como pequenas zonas encharcadas, com gênese e evolução condicionadas pela morfologia local, sob influência de processos em escala regional (Guimarães et al, 2025). Assim, ainda segundo os autores, aspectos morfoestruturais e morfoclimáticos devem ser levados em conta na ocorrência das AUs, influenciadas pelo controle estrutural atuante na região e/ou pelo intemperismo resultante do clima quente e úmido característico do Brasil Tropical Atlântico.

Contudo, não se deve negligenciar o fato de que as AUs possuem particularidades advindas de sua estrutura, que são baseadas em frágeis relações de troca de matéria e energia com o ambiente. Sua sensibilidade a perturbações externas (associada a baixa resiliência) é

evidenciada na relação entre hidromorfismo e vegetação hidrófila/higrófila, tomada como indicadora de estágios dinâmico-evolutivos (Guimarães et al, 2025).

Por fim, levando-se também em conta os dados de estoque de carbono na água, os dados indicam que em todos os nove parques o estoque no solo foi superior ao da água. Contudo, deve-se destacar que nos cursos d’água dos parques reabilitados, ainda que o valor de estoque de carbono no solo tenha sido superior, os valores de carbono na água foram consideravelmente altos (seguindo os critérios estipulados por Ranta et al 2021), quase alcançando os valores do solo. Os testes estatísticos aplicados demonstram que os cursos d’água reabilitados possuem diferença significativa entre os moderados e de referência. Em contrapartida, os cursos d’água moderados e de referência, demonstraram similaridade nos dados (Gráfico 5).



Fonte: a autora

Tabela 17: Resultados dos testes ANOVA e Tukey de carbono na água para validação da variação significativa entre os grupos de parques

P ANOVA	0,01174
Grupos	P tukey
Referência x moderado	0.69
Referência x reabilitado	0.012
Moderado x reabilitado	0.03

Fonte: a autora.

Diante deste cenário, algumas causas são levantadas, no intuito de se compreender o porquê de tal fenômeno ter ocorrido apenas nos rios situados em um tipo de parque específico.

Partimos da possibilidade que os cursos d'água situados nos parques reabilitados podem possuir uma produção primária aquática superior aos demais cursos d'água dos parques moderados e de referência. Contudo nos faltam dados ao longo do ano hidrológico para atestar tal possibilidade. Os únicos dados que possuímos referem-se aos dados brutos de clorofila, nitrogênio e fósforo na água e temperatura da água. Porém, não se deve negligenciar que os valores de clorofila na água nos parques reabilitados, conforme ainda será apresentado, foram os mais elevados, quando comparado aos demais parques, em ambas as estações hidrológicas.

Contudo, a literatura nos dá respaldo sobre esta possibilidade, uma vez que parques reabilitados, sobretudo aqueles de tipologia linear e localizados em áreas urbanas com baixa proteção ripária, tendem a receber maiores aportes de nutrientes via vertente, resultado do aumento da impermeabilização e da conexão direta entre superfícies urbanas e o corpo hídrico (Zhu et al., 2020). Essa configuração favorece o transporte de fósforo e nitrogênio por escoamento superficial, ampliando a disponibilidade de recursos para produtores primários. Além disso, a menor cobertura vegetal permite maior incidência de luz sobre a coluna d'água e o leito, criando condições propícias ao crescimento de perifiton e macrófitas (Newcomer Johnson et al., 2016). Evidências empíricas reforçam esse padrão: trechos restaurados de córregos urbanos na Carolina do Sul apresentaram maior retenção de fósforo reativo solúvel e amônio, sobretudo no verão, possivelmente devido à combinação de maior disponibilidade de luz e nutrientes, que impulsionam a produção primária local (Ward et al., 2025).

Assim, o alto estoque de carbono na água nos parques reabilitados pode estar associado à elevada produção primária aquática (fitoplâncton), evidenciada pelas maiores concentrações de clorofila (Tonin et al., 2022). Portanto, conforme já discutido anteriormente, levantamos a possibilidade de o carbono encontrado na água, pode não necessariamente ser o estocado e sim, ali produzido.

Os estudos apresentados a seguir evidenciam que a presença de elevados teores de carbono dissolvido em ambientes fluviais podem estar associada não apenas à entrada de material orgânico de origem terrestre, mas também à produção local de carbono, por meio da atividade de biofilmes, agregados microbianos e fitoplâncton.

Battin et al. (2008) discutem que os ecossistemas fluviais funcionam como meta-ecossistemas, capazes de transformar e mineralizar parte significativa do carbono orgânico dissolvido durante seu trajeto, inclusive produzindo CO₂ por respiração microbiana. O estudo evidencia que a presença de carbono na água pode ser um sinal de atividade metabólica intensa,

especialmente quando há biofilmes aderidos ao leito e agregados em suspensão, que metabolizam o carbono para crescimento e energia. Complementarmente, Wilson e Xenopoulos (2009) observaram que o uso agrícola do solo pode aumentar a produção microbiana de carbono orgânico dissolvido nas águas, o que revela que alterações na paisagem têm reflexo direto na composição e na origem do carbono presente no ambiente aquático. As águas impactadas por agricultura apresentaram maior proporção de carbono microbiano, sugerindo aumento da produção interna de carbono em função do aporte de nutrientes. De modo semelhante, Raymond et al. (2008) também destacam que fluxos de carbono nos cursos d'água não se resumem a exportações passivas: há um componente significativo de produção e processamento ativo, influenciado por fatores hidrológicos, biogeoquímicos e microbiológicos.

Os estudos supracitados corroboram os resultados observados neste trabalho, onde os trechos com maiores teores de carbono na água também apresentaram indícios de alta clorofila, sugerindo possível produção primária aquática local como principal responsável pelas concentrações elevadas de carbono dissolvido.

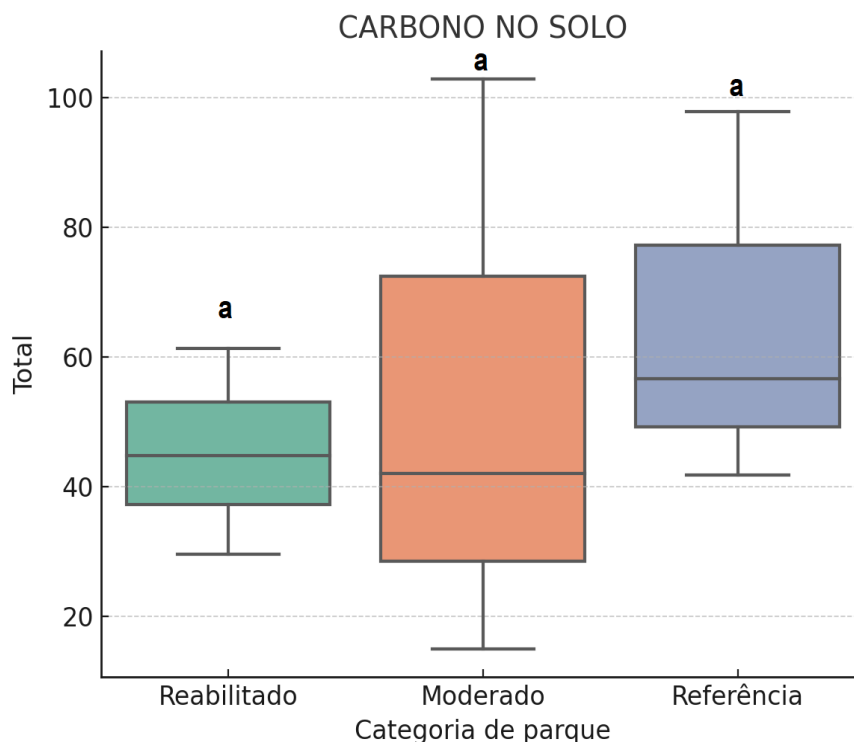
Conforme já apresentado nesta tese, o uso e ocupação da terra ao redor dos parques reabilitados, mostra que eles se inserem em ambientes altamente urbanizados e impermeabilizados, fazendo com que a água da chuva leve grandes quantidades de matéria orgânica e material particulado diretamente para o corpo d'água.

Além disso, existe uma forte plausibilidade de que os elevados estoques de carbono orgânico observados na água dos rios reabilitados sejam parcialmente originários de despejos de esgoto doméstico ou urbano ainda não totalmente tratados ou controlados. Estudos recentes demonstram que efluentes domésticos podem contribuir de maneira significativa ao carbono dissolvido em cursos d'água urbanos: por exemplo, Cao et al. (2025) constataam que até 27 %-33 % do carbono orgânico dissolvido (DOC) em um estuário fortemente urbanizado provém de águas residuárias domésticas. Outras pesquisas indicam que a presença de esgoto urbano provoca aumentos expressivos de DOC e DIC (carbono inorgânico dissolvido) em riachos urbanos no Brasil. (Daniel et al., 2002) Nesse sentido, os valores anomalias de carbono orgânico na água aqui documentados podem refletir, além dos processos de transporte e sedimentação esperados, uma fonte contínua e antropogênica de matéria orgânica na bacia. Isso reforça a necessidade de integrar nos diagnósticos de reabilitação fluvial, não apenas os estoques de carbono no solo ou sedimento, mas também os fluxos de carbono aquático associados ao saneamento inadequado e à contaminação urbana, algo que o programa DRENURBS ainda parece não ter abordado de maneira sistemática.

Já no que diz respeito às águas fluviais, analisando os dados brutos dos parâmetros físico-químicos levantados durante o ano hidrológico para análise de qualidade da água (disponíveis nos apêndices desta tese), pode-se constatar que os cursos d'água dos parques reabilitados, especialmente o Baleares e o Primeiro de Maio apresentam valores elevados de sólidos totais, o que pode indicar entrada de matéria orgânica e sedimentos. Já em relação à DBO, os cursos d'água demonstraram valores elevados, apontando possível presença constante de matéria orgânica ativa. Além disso, os altos teores de fósforo encontrados nas amostras desses riachos favorecem a produtividade aquática, contribuindo para a entrada e retenção de carbono (Wilson e Xenopoulos, 2009). Ou seja, mesmo os três cursos d'água em questão se configurarem como ambientes lóticos, a constante entrada de material (sedimentos, matéria orgânica, efluentes domésticos) pode manter estoques altos de carbono aquático, ao menos temporariamente (Raymond et al, 2008).

No que diz respeito a capacidade de provisão deste SE, após a análise estatística (ANOVA e Tukey), pode se constatar que não há variação significativa entre as categorias dos parques, em relação ao carbono total estocado no solo, conforme apresentado na Tabela 18.

Gráfico 6: Estoque de carbono no solo por categoria de parque



Fonte: a autora.

Tabela 18: Resultados dos testes ANOVA e Tukey para validação da variação significativa entre os grupos de parques

P ANOVA	0,75
Grupos	P tukey
Referência x moderado	0.89
Referência x reabilitado	0.73
Moderado x reabilitado	0.95

Fonte: a autora.

O teste ANOVA já havia demonstrado a ausência de diferenças significativas entre os grupos e os valores obtidos no Tukey comprovam a similaridade entre os grupos analisados. Esta é a primeira vez que os testes estatísticos demonstram que todas as categorias de parques, inclusive os de referência, são semelhantes. Isso nos leva a crer que a provisão de SE a partir do estoque de carbono nos solos dos parques avaliados seja bastante similar.

Conforme discutido anteriormente, as AUs encontradas nos parques são recentes, assim como suas vertentes. Possivelmente, a similaridade da capacidade de provisão desse SE não esteja atrelada ao grau de proteção do parque, mas sim, a imaturidade hidrogeomorfológica dos solos, onde todos, sem exceção, demonstraram ainda estarem em estágio inicial de estruturação (Guimarães et al, 2025).

Mitigação de cheias

A Tabela 19 aponta os resultados dos cálculos tanto dos coeficientes de escoamento superficial, quanto de infiltração de cada parque, pelas duas metodologias já descritas: através dos dados do BH Maps e através da aplicação do modelo InVest. Também foram elencadas as categorias de cada parque, bem como suas bacias e sub bacias hidrográficas.

Tabela 19: Parques estudados, seus respectivos graus de proteção, contexto hidrográfico e coeficientes de escoamento superficial e de infiltração.

Parque	Categoria	Sub bacia	Bacia	Coeficiente de escoamento superficial (BH Maps)	Coeficiente de infiltração (InVest)
Parque das Mangabeiras	Referência	Córrego da Serra	Ribeirão Arrudas	0,29	0,68
Parque do Rola Moça	Referência	Córrego Tabões	Ribeirão Arrudas	0,25	0,79

Parque	Categoria	Sub bacia	Bacia	Coefficiente de escoamento superficial (BH Maps)	Coefficiente de infiltração (InVest)
Parque Municipal Roberto Burle Marx	Referência	Ribeirão Barreiro	Ribeirão Arrudas	0,32	0,57
Parque Municipal Aggeio Pio Sobrinho	Moderado	Córrego do Cercadinho	Ribeirão Arrudas	0,56	0,30
Parque Municipal Jacques Cousteau	Moderado	Ribeirão Bonsucesso	Ribeirão Arrudas	0,56	0,21
Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado	Moderado	Córrego do Nado	Ribeirão do Onça	0,65	0,17
Parque Municipal Primeiro de Maio	Reabilitado	Ribeirão Pampulha	Ribeirão do Onça	0,76	0,13
Parque Municipal Nossa Senhora da Piedade	Reabilitado	Ribeirão do Onça	Ribeirão do Onça	0,72	0,15
Parque Municipal José Lopes dos Reis (Balears)	Reabilitado	Córrego Vilarinho	Ribeirão do Onça	0,69	0,16

Fonte: a autora

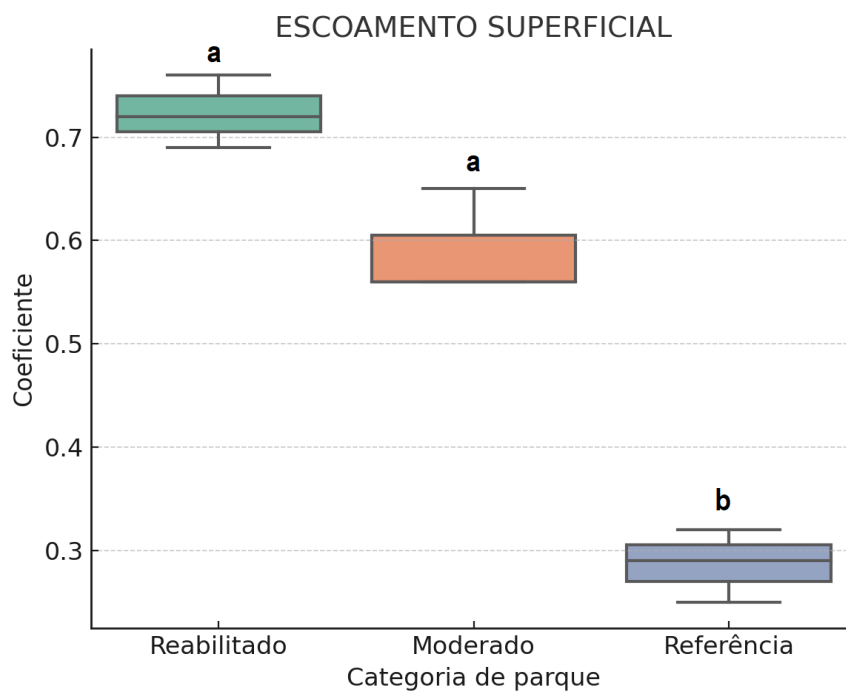
Os dados indicam que os parques reabilitados no geral são os que apresentam menor capacidade de mitigação de cheias quando comparados às demais categorias de parques. O baixo coeficiente de infiltração nesses parques é pontualmente explicado não pela dinâmica ambiental dos parques lineares propriamente ditos, mas sim, pelas pressões ambientais sofridas à montante dos parques, em suas bacias de contribuição, uma vez que o uso e ocupação à montante desses parques apresentam o predomínio de asfalto e telhado.

Ademais, os parques reabilitados, por serem lineares, tendem a apresentar baixos índices de infiltração por estarem rodeados de áreas de superfícies impermeáveis, ausência de vegetação adequada e sistema urbano que prioriza o escoamento rápido da água (Zhu et al., 2020). Todavia, os parques moderados, apresentam um cenário bastante similar. Ainda que não tenham sofrido com histórico de degradação, também são parques inseridos em sítios de urbanização intensa, com problemas semelhantes em suas bacias de contribuição e em seus arredores.

Diante disso, os dados foram tratados estatisticamente, no intuito de se averiguar uma possível semelhança entre os parques reabilitados e moderados, onde pode-se perceber que os coeficientes de escoamento superficial (e consequentemente de infiltração) de ambos os

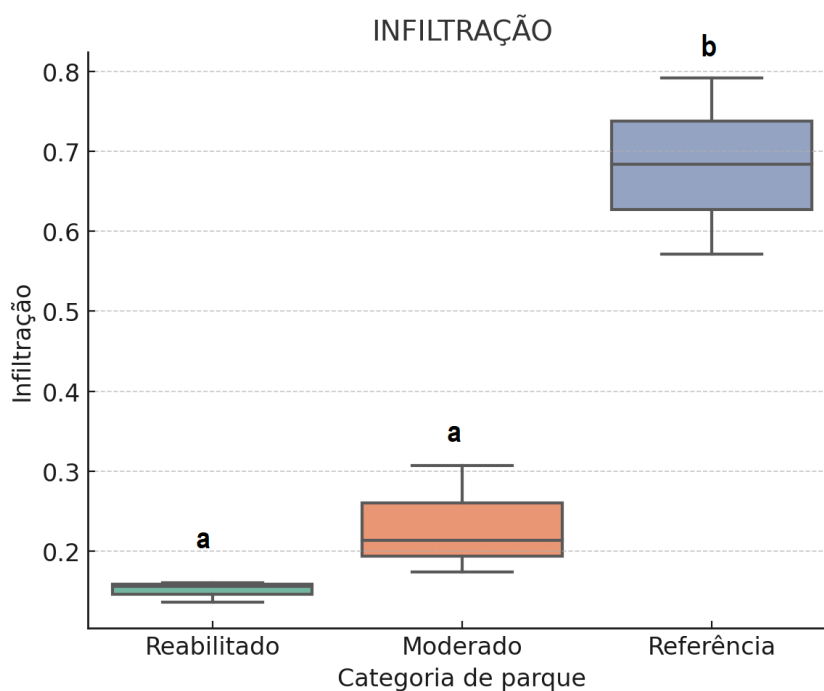
parques em questão não apresentaram diferenças significativas conforme é constatado nos Gráfico 7, Gráfico 8 e na Tabela 20.

Gráfico 7: Coeficiente de escoamento superficial na bacia de cada categoria de parque.



Fonte: a autora.

Gráfico 8: Infiltração na bacia de cada categoria de parque.



Fonte: a autora.

Tabela 20: Resultados dos testes ANOVA e Tukey para os dados de escoamento superficial e infiltração

P ANOVA (Coeficiente de escoamento)	0,000037
Grupos	P tukey
Referência x moderado	0.007
Referência x reabilitado	0.001
Moderado x reabilitado	0.260
P ANOVA (Infiltração - Invest)	0,000269
Grupos	P tukey
Referência x moderado	0.0008
Referência x reabilitado	0.0003
Moderado x reabilitado	0.43

Fonte: a autora

O teste de Tukey para o escoamento superficial indicou que o grupo Referência difere significativamente dos grupos Moderado ($p = 0,007$) e Reabilitado ($p = 0,001$). No entanto, não houve diferença significativa entre os grupos Moderado e Reabilitado ($p = 0,260$). Ou seja, os parques Moderados e Reabilitados possuem, estatisticamente, capacidades semelhantes de atenuar as cheias, dados seus coeficientes de escoamento superficial. A mesma interpretação é plausível para o teste referente à infiltração. Os parques reabilitados também se diferem consideravelmente dos de referência e se aproximam dos moderados.

Entretanto, a semelhança estatística entre parques Moderados e Reabilitados não deve ser interpretada como evidência direta de pleno êxito do DRENURBS na atenuação de cheias, mas sim como reflexo das condições altamente urbanizadas e impermeabilizadas em que ambos se inserem, conforme já elucidado. Assim, este cenário, naturalmente, limita drasticamente a capacidade de infiltração e amplifica o escoamento superficial, independentemente da categoria dos grupos em análise. Assim, a aproximação entre os coeficientes de escoamento e infiltração não decorre necessariamente de equivalência ambiental entre os parques, mas de um contexto hidrológico urbano comum, que condiciona fortemente o comportamento dos fluxos hídricos. Ainda assim, não se deve negligenciar os avanços promovidos pelo programa: estudos como Macedo et al. (2010); Macedo e Magalhães Jr (2011) já haviam apontado melhorias locais na dissipação de picos de cheia e na estabilização dos trechos reabilitados, indicando que o DRENURBS contribuiu positivamente para o manejo das águas pluviais, mesmo que tais benefícios permaneçam limitados pelo grau de urbanização das bacias em que os parques estão inseridos.

Os cursos d'água reabilitados ainda estão distantes das condições de referência, corroborando a ideia de que o retorno a um estado natural (ou seja, restaurado) em uma área urbanizada é um objetivo irrealista (Macedo e Magalhães, 2020). Todavia, ainda segundo os autores, a reabilitação de cursos d'água é eficaz em retirar cursos d'água de um estado degradado, melhorando a estrutura e o funcionamento do ecossistema e, no caso desta pesquisa, corroborando na atenuação das cheias, da mesma forma que os parques moderados também colaboram.

5.1.5 Clorofila na água

Conforme explicado na metodologia, os dados de clorofila foram adquiridos na campanha chuvosa. A Tabela 21 aponta os valores de clorofila e o método utilizado para sua análise.

Tabela 21: Dados de clorofila nas estações seca e chuvosa e seus respectivos métodos de análise

Parque	Clorofila Estação Chuvosa µg/L	Método
Baleares	14,9	Filtragem de amostras
Nossa Senhora da Piedade	3,1	Filtragem de amostras
Primeiro de Maio	10,7	Filtragem de amostras
Lagoa do Nado	3,0	Filtragem de amostras
Jacques Cousteau	2,0	Filtragem de amostras
Aggeo Pio	0,1	Filtragem de amostras
Mangabeiras	1,3	Filtragem de amostras
Burle Marx	0	Filtragem de amostras
Taboões	2,6	Filtragem de amostras

Fonte: a autora.

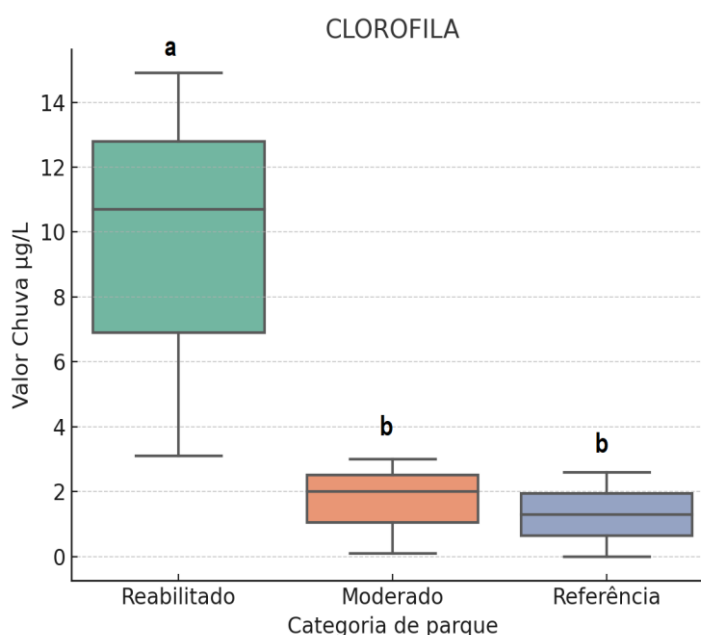
Os resultados obtidos nas análises dos cursos d'água situados nos parques reabilitados revelaram um padrão recorrente, dadas as altas concentrações de carbono orgânico dissolvido já observadas, justamente nesses riachos, acompanhadas também por maiores teores de clorofila. Tal combinação não apenas aponta para uma maior carga de matéria orgânica presente na água, mas sugere, de forma mais contundente, a existência de produção primária ativa local, especialmente nos trechos mais lentos, com presença de biofilmes e vegetação marginal (Battin et al. 2008; Tonin et al., 2022).

Além disso, as altas taxas de clorofila detectadas nesses cursos d'água funcionam como um indicador biológico adicional da atividade autotrófica local, sugerindo que a presença de luz, nutrientes e substratos favorece o crescimento de fitoplâncton e algas perifíticas (Tonin et al., 2022). Esses organismos não apenas sintetizam clorofila para realizar fotossíntese, como também contribuem para a geração de carbono dissolvido (Battin et al. 2008). Portanto, os dados aqui apresentados sugerem que, embora reabilitados em estrutura física, os três parques ainda carregam traços químicos e biológicos. Isso ocorre pela presença já atestada de nutrientes (como nitrogênio e fósforo) em excesso, oriundos de resíduos urbanos, estimulando o crescimento das algas, aumentando clorofila e, por consequência, o carbono dissolvido derivado da biomassa microbiana (Cunha & Calijuri, 2010; Esteves, 2011; Suhett et al. 2014).

Já em ambientes mais íntegros (como os parques de referência), nota-se que a produção é mais sutil, autorregulada, com menos nutrientes disponíveis. Já nos reabilitados, a produção parece ser uma resposta adaptativa a um excesso: os organismos crescem mais, mas em um contexto de perturbação.

Contudo, deve-se ressaltar que tais informações foram pautadas analisando os dados brutos, um a um. Quando se verifica estatisticamente o quão significativas são suas diferenças, os testes de Tukey apontam que não há diferenças entre os grupos avaliados.

Gráfico 9: Clorofila na água de cada categoria de parque.



Fonte: a autora.

Tabela 22: Resultados dos testes ANOVA e Tukey para os dados de Clorofila

P ANOVA	0,0540
Grupos	P tukey
Referência x moderado	0.99
Referência x reabilitado	0.07
Moderado x reabilitado	0.08

Fonte: a autora.

5.2 UsAs

A seguir serão apresentados, para cada curso d'água (e seu respectivo parque), a construção do protocolo UsAs, desde o respectivo valor convertido em porcentagem de cada indicador, até sua pontuação final propriamente dita.

5.2.1 APE Taboões

Tabela 23: Normalização dos valores dos indicadores de SE para a APE Taboões

APE TABOÕES								
Indicador	Serviço	Seção	100%	75%	50%	25%	0%	Valor convertido em %
PAR	Disponibilidade de habitats	Funções Ecosistêmicas	>80	61-80	41-60	21-40	0-20	100%
CLOROFILA	Produção primária	Funções Ecosistêmicas	<10		11-30		31-60	100%
INFILTRAÇÃO	Recarga de aquífero	Provisão	>0,76	0,66-0,75	0,51-0,65	0,26-0,50	≤0,25	100%
ESCOAMENTO SUPERFICIAL	Mitigação de cheias	Regulação	≤0,25	0,26-0,50	0,51-0,65	0,66-0,75	>0,76	100%
IQA	Qualidade de hidrossistemas	Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	75%
PAAN		Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	0%
SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO	Sequestro de carbono	Regulação	>12		4-12		<4	100%
SEQUESTRO DE CARBONO NA ÁGUA		Regulação	<10				>10	100%

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

Tabela 24: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores da APE Taboões

APE TABOÕES					
Pontuação máxima por indicador	Pontuação final do indicador	Pontuação máxima por serviço	Pontuação final do serviço	Score	Final score
6	6	6	6	12	12
6	6	6	6		
12	12	12	12	12	12
4	4	4	4	12	9,5
2	1,5	4	1,5		
2	0				
2	2	4	4		
2	2				
					33,5

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

5.2.2 UsAs Burle Marx

Tabela 25: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Burle Marx

BURLE MARX								
Indicador	Serviço	Seção	100%	75%	50%	25%	0%	Valor convertido em %
PAR	Disponibilidade de habitats	Funções Ecosistêmicas	>80	61-80	41-60	21-40	0-20	100%
CLOROFILA	Produção primária	Funções Ecosistêmicas	<10		11-30		31-60	100%
INFILTRAÇÃO	Recarga de aquífero	Provisão	>0,76	0,66-0,75	0,51-0,65	0,26-0,50	≤0,25	50%
ESCOAMENTO SUPERFICIAL	Mitigação de cheias	Regulação	≤0,25	0,26-0,50	0,51-0,65	0,66-0,75	>0,76	75%
IQA	Qualidade de hidrossistemas	Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	75%
SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO	Sequestro de carbono	Regulação	>12		4-12		<4	100%
SEQUESTRO DE CARBONO NA ÁGUA		Regulação	<10				>10	100%

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

Tabela 26: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Burle Marx

BURLE MARX					
Pontuação máxima por indicador	Pontuação final do indicador	Pontuação máxima por serviço	Pontuação final do serviço	Score	Final score
6	6	6	6	12	12
6	6	6	6		
12	6	12	6	12	6
4	3	4	3	12	10
4	3	4	3		
2	2	4	4		
2	2				
Total					28,0

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

5.2.3 UsAs Mangabeiras

Tabela 27: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Mangabeiras

MANGABEIRAS								
Indicador	Serviço	Seção	100%	75%	50%	25%	0%	Valor convertido em %
PAR	Disponibilidade de habitats	Funções Ecosistêmicas	>80	61-80	41-60	21-40	0-20	100%
CLOROFILA	Produção primária	Funções Ecosistêmicas	<10		11-30		31-60	100%
INFILTRAÇÃO	Recarga de aquífero	Provisão	>0,76	0,66-0,75	0,51-0,65	0,26-0,50	≤0,25	75%
ESCOAMENTO SUPERFICIAL	Mitigação de cheias	Regulação	≤0,25	0,26-0,50	0,51-0,65	0,66-0,75	>0,76	75%
IQA	Qualidade de hidrossistemas	Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	75%
SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO	Sequestro de carbono	Regulação	>12		4-12		<4	100%
SEQUESTRO DE CARBONO NA ÁGUA		Regulação	<10				>10	100%

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

Tabela 28: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Mangabeiras

MANGABEIRAS					
Pontuação máxima por indicador	Pontuação final do indicador	Pontuação máxima por serviço	Pontuação final do serviço	Score	Final score
6	6	6	6	12	12
6	6	6	6		
12	9	12	9	12	9
4	3	4	3	12	10
4	3	4	3		
2	2	4	4		
2	2				
					31,0

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

5.2.4 UsAs Aggeo Pio Sobrinho

Tabela 29: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Aggeo Pio Sobrinho

AGGEO PIO SOBRINHO								
Indicador	Serviço	Seção	100%	75%	50%	25%	0%	Valor convertido em %
PAR	Disponibilidade de habitats	Funções Ecosistêmicas	>80	61-80	41-60	21-40	0-20	75%
CLOROFILA	Produção primária	Funções Ecosistêmicas	<10		11-30		31-60	100%
INFILTRAÇÃO	Recarga de aquífero	Provisão	>0,76	0,66-0,75	0,51-0,65	0,26-0,50	≤0,25	25%
ESCOAMENTO SUPERFICIAL	Mitigação de cheias	Regulação	≤0,25	0,26-0,50	0,51-0,65	0,66-0,75	>0,76	50%
IQA	Qualidade de hidrossistemas	Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	75%
SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO	Sequestro de carbono	Regulação	>12		4-12		<4	100%
SEQUESTRO DE CARBONO NA ÁGUA		Regulação	<10				>10	100%

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

Tabela 30: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Aggeo Pio Sobrinho

AGGEO PIO SOBRINHO					
Pontuação máxima por indicador	Pontuação final do indicador	Pontuação máxima por serviço	Pontuação final do serviço	Score	Final score
6	4,5	6	4,5	12	10,5
6	6	6	6		
12	3	12	3	12	3
4	2	4	2	12	9
4	3	4	3		
2	2	4	4		
2	2				
					22,5

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

5.2.5 UsAs Jacques Cousteau

Tabela 31: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Jacques Cousteau

JACQUES COUSTEAU								
Indicador	Serviço	Seção	100%	75%	50%	25%	0%	Valor convertido em %
PAR	Disponibilidade de habitats	Funções Ecosistêmicas	>80	61-80	41-60	21-40	0-20	75%
CLOROFILA	Produção primária	Funções Ecosistêmicas	<10		11-30		31-60	100%
INFILTRAÇÃO	Recarga de aquífero	Provisão	>0,76	0,66-0,75	0,51-0,65	0,26-0,50	≤0,25	0%
ESCOAMENTO SUPERFICIAL	Mitigação de cheias	Regulação	≤0,25	0,26-0,50	0,51-0,65	0,66-0,75	>0,76	50%
IQA	Qualidade de hidrossistemas	Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	50%
SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO	Sequestro de carbono	Regulação	>12		4-12		<4	100%
SEQUESTRO DE CARBONO NA ÁGUA		Regulação	<10				>10	100%

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

Tabela 32: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Jacques Cousteau

JACQUES COUSTEAU					
Pontuação máxima por indicador	Pontuação final do indicador	Pontuação máxima por serviço	Pontuação final do serviço	Score	Final score
6	4,5	6	4,5	12	10,5
6	6	6	6		
12	0	12	0	12	0
4	2	4	2	12	8
4	2	4	2		
2	2	4	4		
2	2				
					18,5

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

5.2.6 UsAs Lagoa do Nado

Tabela 33: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Lagoa do Nado

LAGOA DO NADO								
Indicador	Serviço	Seção	100%	75%	50%	25%	0%	Valor convertido em %
PAR	Disponibilidade de habitats	Funções Ecológicas	>80	61-80	41-60	21-40	0-20	75%
CLOROFILA	Produção primária	Funções Ecológicas	<10		11-30		31-60	100%
INFILTRAÇÃO	Recarga de aquífero	Provisão	>0,76	0,66-0,75	0,51-0,65	0,26-0,50	≤0,25	0%
ESCOAMENTO SUPERFICIAL	Mitigação de cheias	Regulação	≤0,25	0,26-0,50	0,51-0,65	0,66-0,75	>0,76	50%
IQA	Qualidade de hidrossistemas	Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	50%
PAAN		Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	25%
SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO	Sequestro de carbono	Regulação	>12		4-12		<4	100%
SEQUESTRO DE CARBONO NA ÁGUA		Regulação	<10				>10	100%

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

Tabela 34: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Lagoa do Nado

LAGOA DO NADO					
Pontuação máxima por indicador	Pontuação final do indicador	Pontuação máxima por serviço	Pontuação final do serviço	Score	Final score
6	4,5	6	4,5	12	10,5
6	6	6	6		
12	0	12	0	12	0
4	2	4	2	12	7,5
2	1	4	1,5		
2	0,5				
2	2	4	4		
2	2				
					18,0

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

5.2.7 UsAs Baleares

Tabela 35: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Baleares

BALEARES								
Indicador	Serviço	Seção	100%	75%	50%	25%	0%	Valor convertido em %
PAR	Disponibilidade de habitats	Funções Ecosistêmicas	>80	61-80	41-60	21-40	0-20	50%
CLOROFILA	Produção primária	Funções Ecosistêmicas	<10		11-30		31-60	50%
INFILTRAÇÃO	Recarga de aquífero	Provisão	>0,76	0,66-0,75	0,51-0,65	0,26-0,50	≤0,25	0%
ESCOAMENTO SUPERFICIAL	Mitigação de cheias	Regulação	≤0,25	0,26-0,50	0,51-0,65	0,66-0,75	>0,76	25%
IQA	Qualidade de hidrossistemas	Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	50%
PAAN		Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	0%
SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO	Sequestro de carbono	Regulação	>12		4-12		<4	100%
SEQUESTRO DE CARBONO NA ÁGUA		Regulação	<10				>10	0%

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

Tabela 36: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Baleares

BALEARES					
Pontuação máxima por indicador	Pontuação final do indicador	Pontuação máxima por serviço	Pontuação final do serviço	Score	Final score
6	3	6	3	12	6
6	3	6	3		
12	0	12	0	12	0
4	1	4	4	12	7
2	1	4	1		
2	0				
2	2	4	2		
2	0				
					13,0

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

5.2.8 UsAs Primeiro de Maio

Tabela 37: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Primeiro de Maio

PRIMEIRO DE MAIO								
Indicador	Serviço	Seção	100%	75%	50%	25%	0%	Valor convertido em %
PAR	Disponibilidade de habitats	Funções Ecosistêmicas	>80	61-80	41-60	21-40	0-20	75%
CLOROFILA	Produção primária	Funções Ecosistêmicas	<10		11-30		31-60	50%
INFILTRAÇÃO	Recarga de aquífero	Provisão	>0,76	0,66-0,75	0,51-0,65	0,26-0,50	≤0,25	0%
ESCOAMENTO SUPERFICIAL	Mitigação de cheias	Regulação	≤0,25	0,26-0,50	0,51-0,65	0,66-0,75	>0,76	25%
IQA	Qualidade de hidrossistemas	Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	50%
PAAN		Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	0%
SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO	Sequestro de carbono	Regulação	>12		4-12		<4	100%
SEQUESTRO DE CARBONO NA ÁGUA		Regulação	<10				>10	0%

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

Tabela 38: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores do Primeiro de Maio

PRIMEIRO DE MAIO					
Pontuação máxima por indicador	Pontuação final do indicador	Pontuação máxima por serviço	Pontuação final do serviço	Score	Final score
6	4,5	6	4,5	12	7,5
6	3	6	3		
12	0	12	0	12	0
4	1	4	1	12	4
2	1	4	1		
2	0				
2	2	4	2		
2	0				
					11,5

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

5.2.9 UsAs Nossa Senhora da Piedade

Tabela 39: Normalização dos valores dos indicadores de SE para o Nossa Senhora da Piedade

NOSSA SENHORA DA PIEDADE								
Indicador	Serviço	Seção	100%	75%	50%	25%	0%	Valor convertido em %
PAR	Disponibilidade de habitats	Funções Ecosistêmicas	>80	61-80	41-60	21-40	0-20	50%
CLOROFILA	Produção primária	Funções Ecosistêmicas	<10		11-30		31-60	100%
INFILTRAÇÃO	Recarga de aquífero	Provisão	>0,76	0,66-0,75	0,51-0,65	0,26-0,50	≤0,25	0%
ESCOAMENTO SUPERFICIAL	Mitigação de cheias	Regulação	≤0,25	0,26-0,50	0,51-0,65	0,66-0,75	>0,76	25%
IQA	Qualidade de hidrossistemas	Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	50%
PAAN		Regulação	91-100	71-90	51-70	26-50	0-25	25%
SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO	Sequestro de carbono	Regulação	>12		4-12		<4	100%
SEQUESTRO DE CARBONO NA ÁGUA		Regulação	<10				>10	0%

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

Tabela 40: Aplicação da porcentagem obtida para as pontuações máximas de cada indicador e serviço, para obter as pontuações dos indicadores de Nossa Senhora da Piedade

NOSSA SENHORA DA PIEDADE					
Pontuação máxima por indicador	Pontuação final do indicador	Pontuação máxima por serviço	Pontuação final do serviço	Score	Final score
6	3	6	3	12	9
6	6	6	6		
12	0	12	0	12	0
4	1	4	1	12	4,5
2	1	4	1,5		
2	0,5				
2	2	4	2		
2	0				
					13,5

Fonte: a autora, adaptado de Ranta et al (2021).

5.2.10 Final Assessment – UsAs

A Tabela 41 elenca as pontuações obtidas na aplicação do protocolo UsAs, já apresentadas anteriormente, assim como suas pontuações normalizadas, adaptadas de Ranta et al (2020). Assim, foi possível de classificar os cursos d'água estudados de acordo com a sua capacidade de provisão de SE.

Tabela 41: Pontuação final de cada curso d'água, as médias das pontuações por categoria e sua respectiva classificação

Parque	Pontuação Original	Pontuação Normalizada (%)	Categoria do curso d'água	Pontuação média normalizada por categoria	Classificação (Ranta et al, 2021)
Taboões	33.5	93.06	Referência	85,65	Alto
Burle Marx	28.0	77.78	Referência		Bom
Mangabeiras	31.0	86.11	Referência		Alto
Aggeo Pio	22.5	62.5	Moderado	53,63	Bom
Jacques Cousteau	18.5	51.39	Moderado		Moderado
Lagoa do Nado	18.0	50.0	Moderado		Moderado
Baleares	16.0	44.44	Reabilitado	40,74	Moderado
Primeiro de Maio	14.5	40.28	Reabilitado		Moderado
Nossa Senhora da Piedade	13.5	37.5	Reabilitado		Pobre

Fonte: a autora.

Conforme esperado, os cursos d'água de referência demonstraram os maiores percentuais de capacidade de provisão, especialmente o inserido no Taboões e no Mangabeiras. Cabe o destaque para o curso d'água inserido no parque Aggeo Pio, que mesmo se tratando de um parque moderado, conseguiu uma classificação semelhante a um dos parques de referência (“bom”), ainda que sua pontuação normalizada se aproxime mais da média dos moderados.

O restante dos cursos d'água localizados nos parques moderados, permaneceram na classificação moderados, juntamente com dois parques reabilitados, o que demonstra, em um primeiro momento, uma aparente similaridade na capacidade de provisão de SE de rios de

parques moderados e reabilitados. A fim de atestar estatisticamente esta similaridade, a Tabela 42 aponta os resultados dos testes ANOVA e Tukey.

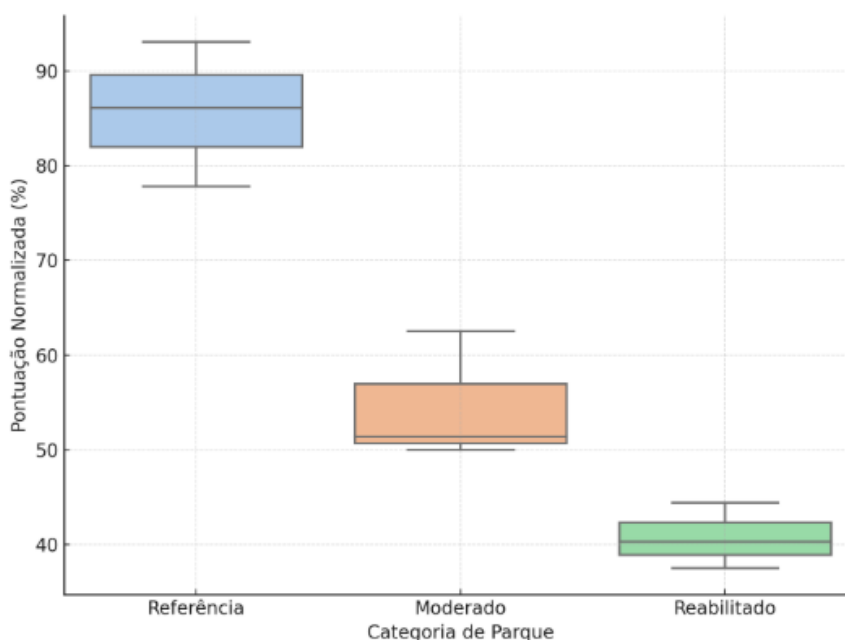
Tabela 42: Valores de p para os testes ANOVA e Tukey

Resultado ANOVA : $p = 0,0003$	
Resultado Tukey	
Grupos	Valores de p
Moderado - Reabilitado	0,0776
Moderado – Referência	0,0022
Reabilitado – Referência	0,0003

Fonte: a autora.

Já o Gráfico 10 ilustra a variabilidade interna dos grupos (referência, moderado e reabilitado), baseando-se nos valores de suas médias ponderadas (já apresentadas na Tabela 42), além de permitir uma observação direta sobre possíveis convergências ou distanciamentos entre eles.

Gráfico 10: Pontuação normalizada dos cursos d'água agrupados por categoria.



Fonte: a autora.

Embora o teste de Tukey para as categorias de parque tenha retornado um valor de $p = 0,0776$, sugerindo ausência de diferença estatisticamente significativa entre parques moderados e reabilitados, essa interpretação deve ser tratada com cautela. A interpretação visual dos

boxplots demonstra que os grupos não são homogêneos: apenas parte dos valores dos parques Reabilitados se aproxima do padrão dos Moderados, enquanto o conjunto geral das distribuições permanece destoante e assimétrico, configurando mais um gradiente de aproximação parcial do que uma equivalência ecológica plena. Isso caracteriza um cenário típico de tendência estatística, em que o valor de p se aproxima do limiar de significância sem, contudo, representar similaridade real entre as populações — uma espécie de *pseudo-overlap* entre distribuições, que pode produzir falsos negativos ou falsos positivos de interpretação ecológica, a depender do rigor analítico empregado.

Essa ambiguidade é reforçada pelo fato de que o protocolo UsAs (Ranta et al, 2021) opera com valores normalizados e categorias discretas, cujos intervalos relativamente amplos tendem a mascarar diferenças ambientais importantes, especialmente em sistemas urbanos heterogêneos. Dessa forma, parques reabilitados acabam, muitas vezes, sendo encaixados nas mesmas categorias dos parques moderados, não porque apresentem condições ambientais equivalentes, mas porque a estrutura categorial do método suaviza variações reais.

As análises apresentadas nas seções anteriores reforçam essa interpretação ao observar indicadores independentes da normalização, como o IQA consistentemente mais baixo, estoques elevados de carbono na água, clorofila aumentada e a menor capacidade de infiltração e maior escoamento superficial, evidenciando que a realidade ecológica dos parques reabilitados permanece distinta, apesar da proximidade estatística sugerida por alguns testes.

Além disso, é imprescindível considerar o forte papel modulador do uso e ocupação da bacia de contribuição dos pontos de coleta, assim como das áreas aos arredores dos parques. Como já ressaltado, tanto parques moderados quanto reabilitados estão inseridos em contextos urbanos densamente impermeabilizados, com ocupações consolidadas e rede viária intensa, o que homogeneiza artificialmente seus padrões hidrológicos e ambientais, reduzindo contraste entre os grupos independentemente do manejo interno dos parques.

Assim, a aparente semelhança estatística deve ser interpretada como resultado de uma combinação entre efeitos hidrológicos na escala local, limitações inerentes à categorização do protocolo UsAs, e sobreposição parcial dos dados, indicando que os grupos avaliados compartilham alguns valores próximos, mas mantêm padrões ambientais amplamente distintos. Essa interseção parcial reduz o poder discriminativo dos testes estatísticos, produzindo um valor de p intermediário e mascarando diferenças que se tornam claras quando analisadas a variabilidade interna dos grupos, os boxplots e os indicadores físico-químicos independentes.

Nesta conjuntura, atestamos a hipótese desta tese, onde através dos resultados da avaliação hidrogeomorfológica da qualidade ambiental (PAR), estoque de carbono no solo e

qualidade ambiental de nascentes (PAAN) mostramos que os hidrossistemas reabilitados são potencialmente capazes de fornecer SE assim como os moderados. Ademais, ainda atestamos quais aspectos ambientais ainda impossibilitam que esse fornecimento seja de forma igual, sendo eles a qualidade da água (IQA), carbono e clorofila na água e capacidade e mitigação de cheias (índices de infiltração e escoamento superficial).

Diante disso, entendemos que as melhorias nesses hidrossistemas oriundas do projeto DRENURBS promoveu avanços importantes, refletidos na aproximação parcial com os parques moderados em alguns indicadores; contudo, as diferenças ainda persistentes mostram que há um longo caminho a seguir, especialmente no fortalecimento de soluções baseadas na natureza e de abordagens socioecológicas capazes de elevar a qualidade e a resiliência desses sistemas.

5.3 Avaliação da multifuncionalidade ambiental: regulação ou provisão?

Com a normalização dos dados (de 0 a 100%), com base nos escores individuais dos parâmetros que compõem os serviços de provisão e regulação e suas respectivas médias (Tabela 43), obteve-se uma média geral de 68,52% para os serviços de provisão e 64,03% para os serviços de regulação. Essa diferença indica, em um primeiro momento e em termos descritivos, uma ligeira preponderância dos serviços de provisão nos cursos d'água urbanos estudados.

Tabela 43: Normalização dos valores de cada indicador e suas médias finais para cada tipo de serviço (provisão e regulação)

Parque	PAR	Clorofila	Infiltração	Escoamento Superficial	IQA	PAAN	Carbono Solo	Carbono Água	Média Provisão	Média Regulação
Taboões	100.0	100.0	100.0	100.0	75.0	0.0	100.0	100.0	100.0	75.0
Burle Marx	100.0	100.0	50.0	75.0	75.0	-	100.0	100.0	83.3	87.5
Mangabeiras	100.0	100.0	75.0	75.0	75.0	-	100.0	100.0	91.7	87.5
Aggeio Pio	75.0	100.0	25.0	50.0	75.0	-	100.0	100.0	66.7	81.2
Jacques Cousteau	75.0	100.0	0.0	50.0	50.0	-	100.0	100.0	58.3	70,0
Lagoa do Nado	75.0	100.0	0.0	50.0	50.0	25.0	100.0	100.0	58.3	65,0
Baleares	50.0	50.0	0.0	25.0	50.0	0.0	100.0	0.0	50.0	35,0
Primeiro de Maio	75.0	50.0	0.0	25.0	50.0	0.0	100.0	0.0	58.3	35,0
Nossa Senhora da Piedade	50.0	100.0	0.0	25.0	50.0	25.0	100.0	0.0	50.0	40,0

Fonte: a autora.

Contudo, com o objetivo de avaliar, de uma maneira mais robusta, se os serviços ecossistêmicos de provisão e regulação apresentavam desempenhos significativamente distintos nos parques urbanos estudados, foram aplicados dois testes estatísticos diferentes, considerando abordagens complementares.

O primeiro deles, comparando as médias gerais dos dois grupos de serviço — ou seja, a média de todas as pontuações normalizadas de provisão *versus* a média de todas as pontuações de regulação, sem considerar a estrutura de pareamento por parque. O resultado desse teste indicou um valor de $p = 0,376$, o que revela que não há diferença estatisticamente significativa entre os grupos ($p > 0,05$). Ou seja, quando analisados de forma agregada, os serviços de provisão e regulação apresentam desempenhos semelhantes.

Entretanto, para uma abordagem mais sensível ao contexto da pesquisa, também foi aplicado o teste *t* pareado, que leva em consideração as pontuações dentro de cada parque, comparando diretamente o desempenho de provisão e regulação par a par. Nesse caso, o resultado obtido foi $p = 0,446$, reafirmando a inexistência de diferença estatisticamente significativa entre os dois grupos ($p > 0,05$). Esse teste é mais apropriado ao desenho da pesquisa, pois reconhece que cada parque oferece simultaneamente os dois tipos de serviço e permite uma análise mais refinada da diferença entre eles.

Ambos os testes, portanto, sustentam a conclusão de que não há superioridade estatística de um tipo de serviço em relação ao outro nos parques analisados. Ainda que a média da provisão (68,52%) tenha sido numericamente superior à média da regulação (64,03%), essa diferença não se mostra significativa do ponto de vista estatístico. Essa conclusão é reforçada pelo cálculo do Cohen's *d*, cuja magnitude do efeito foi classificada como pequena ($d = -0,31$), indicando que, mesmo onde há alguma diferença, ela é sutil e não representa um predomínio expressivo.

Porém, uma vez que a média aritmética dos serviços de provisão demonstra uma sutil preponderância em relação aos de regulação, supomos que seja por conta os altos valores dos parques de referência, que elevaram a média. Isso nos remete à hipótese desta tese, que comprova que os hidrossistemas inseridos nos parques reabilitados, possuem capacidade similar de provisão de SE aos moderados, mas não dos de referência. Portanto, para confirmar esta prerrogativa, de que são os hidrossistemas de referência que elevaram as médias de provisão, dando a entender em um primeiro momento que este serviço é superior ao de regulação, mas que na verdade eles são similares, efetuamos os testes ANOVA e Tukey nos valores dos serviços de provisão entre as categorias de parque.

A análise de variância indicou que há uma diferença estatisticamente significativa entre os grupos ($p = 0,012$), indicando que a categoria do parque exerce influência sobre os níveis médios de provisão. O teste de comparações múltiplas de Tukey mostrou os resultados expostos na Tabela 44.

Tabela 44: Teste de Tukey nos valores dos serviços de provisão entre as categorias de parque.

Grupos	p-valor
Referência x Moderado	0.039
Referência x Reabilitado	0.017
Moderado x Reabilitado	0.860

Fonte: a autora.

Conforme esperado, os grupos moderado e reabilitado não apresentam diferença estatística significativa entre si, evidenciando que são os hidrossistemas de referência que elevaram a média dos serviços de provisão. Isso reforça que, embora os reabilitados estejam se recuperando, os parques com melhor conservação ainda oferecem mais intensamente os serviços de provisão.

Aplicamos os testes ANOVA e Tukey também nos serviços de regulação, a título de informação complementar. A análise de variância mostra que há diferença estatisticamente significativa ($p = 0.000112$). Já os resultados do teste de Tukey (Tabela 45) nos ajudam a identificar quais categorias diferem entre si

Tabela 45: Teste de Tukey nos valores dos serviços de regulação entre as categorias de parque

Grupos	p-valor
Referência x Moderado	0.027
Referência x Reabilitado	0.0001
Moderado x Reabilitado	0.002

Fonte: a autora.

No caso dos serviços de regulação, todas as categorias de parque diferem entre si, indicando que os indicadores dos parques reabilitados tiveram os menores valores, não sendo estatisticamente similares aos moderados, sugerindo que os serviços ecossistêmicos de regulação desta categoria, ainda estão em processo de recuperação mais lento.

Portanto, ainda que um dos objetivos específicos desta tese tenha sido avaliar dentre os SE estudados, qual deles é o mais preponderante e termos concluído que não há, estatisticamente, uma dominância funcional entre eles, ainda fomos além.

Ao analisar as médias dos serviços ecossistêmicos por categoria de parque, observa-se um padrão claro de gradação: os parques de referência apresentam os maiores valores tanto para provisão (91,66%) quanto para regulação (91,66%), refletindo sua condição preservada e funcional. Já os parques moderados apresentam uma redução considerável, com média de 49,99% para provisão e 63,05% para regulação, indicando impactos antrópicos intermediários que ainda permitem o funcionamento parcial de suas funções ecossistêmicas.

Por sua vez, os parques reabilitados exibem os menores valores médios: 41,66% para provisão e 43,05% para regulação, revelando que, embora esforços de reabilitação estejam em curso, estes ambientes ainda enfrentam limitações estruturais e funcionais herdadas de sua degradação anterior. Essa diferença foi estatisticamente confirmada por meio dos testes de ANOVA e Tukey, cujos resultados indicam que os grupos diferem significativamente entre si ($p < 0,05$).

Em suma, os resultados equilibrados entre os SE de regulação *versus* provisão, à primeira vista, poderia ser interpretado de forma positiva no contexto de áreas urbanas. No entanto, deve-se interpretar esses achados à luz das necessidades reais e históricas da cidade de Belo Horizonte.

Como já discutido, a capital mineira enfrenta, frequentemente, problemas crônicos de inundações e alagamentos, o que reflete um histórico de ocupação desordenada, canalização de córregos, impermeabilização acelerada e negligência com os sistemas hídricos urbanos (Santos, 2014; Fonseca et al., 2019). Nesse contexto, seria desejável que os serviços de regulação apresentassem desempenho superior, dada sua importância direta na mitigação de cheias (via controle do escoamento superficial) e na qualidade da água, aspectos críticos para a resiliência hídrica e ambiental da cidade.

Contudo, entendemos que essa expectativa não se concretiza. A ausência de superioridade nos serviços de regulação revela, na verdade, um limite estrutural dos parques urbanos estudados, os quais, apesar de proverem SE relevantes, estão inseridos em uma matriz urbana fortemente impermeabilizada e ecologicamente fragmentada. Esse cenário é especialmente notável nos parques reabilitados, que são lineares, acompanhando leitos de rios e córregos em áreas densamente ocupadas. Mesmo com intervenções voltadas à recuperação de vegetação ciliar e controle de cheias, esses parques continuam expostos à influência direta dos

usos e ocupações do solo em seu entorno, o que limita sua capacidade de oferecer serviços de regulação comparáveis aos parques de referência.

O contraste entre as categorias reforça a hipótese de que a condição ecológica passada influencia diretamente a capacidade atual de provisão e regulação de serviços ecossistêmicos. A análise permite inferir que os parques reabilitados ainda não alcançaram um patamar funcional semelhante ao dos de referência. Entendemos que promover a restauração plena dos hidrossistemas reabilitados é utópico, mas visando corroborar com as ferramentas de planejamento e gestão, norteando novas trajetórias para a continuidade das ações de recuperação, esta tese teve como seu último objetivo específico elencar os fatores limitantes que impedem os hidrossistemas reabilitados a atingirem a mesma categoria dos de referência, que serão apresentados a seguir.

5.4 Limitações ecológicas dos hidrossistemas reabilitados

A interpretação das análises das pontuações normalizadas de cada parâmetro de cada hidrossistema avaliado, evidencia que os reabilitados, embora tenham avançado significativamente no fornecimento de SE, ainda enfrentam entraves expressivos que limitam seu pleno desempenho ecológico. Ao compará-los com os de referência, nota-se que os reabilitados apresentam desempenho inferior em todos os parâmetros exceto Carbono no solo e Clorofila na água (de forma pontual).

O escoamento superficial nos parques reabilitados permanece bastante elevado, quando comparado aos parques de referência, evidenciando a predominância de áreas impermeáveis ou compactadas, dificultando a infiltração da água no solo. Este fator está diretamente relacionado à regulação hidrológica, uma função essencial em áreas urbanas para controle de enchentes e reposição dos aquíferos (Tucci e Bentoni, 2003). Isso já era esperado, uma vez que, ainda que todos os parques aqui estudados sejam urbanos, os reabilitados foram o que demonstraram menos taxas de algum tipo de vegetação ao seu redor e em suas bacias de contribuição, corroborando com seu baixo desempenho na capacidade de prover os SE relacionados à mitigação de cheias e recarga de aquífero.

O IQA dos parques reabilitados também apresenta valores baixos, quando comparados aos do de referência, sugerindo que, embora haja esforços de recuperação, ainda há cargas poluidoras residuais, possivelmente associadas a esgotos, deposição de resíduos sólidos ou contaminações difusas. Estes dois indicadores estão entre os principais responsáveis pela

resposta biótica limitada dos sistemas aquáticos, comprometendo a capacidade dos cursos d'água de manter comunidades aquáticas saudáveis.

Além disso, corroborando com os baixos valores de IQA, os valores de carbono na água mostraram-se bem mais elevados nos parques reabilitados. Os parâmetros de IQA que mais corroboraram com a queda nas pontuações deste índice nos parques reabilitados, foram os parâmetros de DBO, Coliformes fecais, Nitrogênio e Fósforo. Isso indica fortemente que a contínua entrada de Nitrogênio e Fósforo, além de uma alta DBO nesses ambientes influencia diretamente na produção de carbono nesses hidrossistemas, fato esse comprovado pelos valores mais altos de clorofila nos reabilitados.

Contudo, como já mencionado anteriormente, a clorofila na água não é um fator limitante para os parques reabilitados, ou seja, ainda que elas demonstraram valores mais elevados nesses ambientes, não foi suficiente para extrapolar os limites estipulados na adaptação do UsAs. Ademais, além da clorofila, o carbono no solo aparece como um ponto positivo nos reabilitados, igualando-se aos parques de referência, o que evidencia que as intervenções em áreas terrestres dos parques foram eficazes ao menos no que se refere ao restabelecimento da cobertura vegetal e ao acúmulo de matéria orgânica no solo.

Já no que diz respeito ao PAR, ainda que as pontuações dos hidrossistemas reabilitados tenha ficado abaixo das dos de referência, a diferença entre os limites das pontuações observadas em cada uma das categorias foram mais discretas, o que indica que a qualidade ambiental/ecológica dos cursos d'água reabilitados pode ser mais eficiente de ser melhorada, uma vez que não leva em conta apenas a qualidade da água propriamente dita, mas fatores como vegetação ripária, presença de habitats, estabilidade das margens, alterações antrópicas, dentre outros.

No intuito de validar as observações supracitadas, foi aplicado o teste ANOVA buscando identificar quais dos indicadores seriam estatisticamente limitantes para os hidrossistemas reabilitados. Para tal, foram consideradas as médias de cada parâmetro, nos seis parques avaliados, divididos nas duas categorias. A Tabela 46 mostra as médias dos parâmetros por categoria de parque, assim como seus resultados estatísticos.

Tabela 46: Valores médios dos parâmetros analisados separados por categorias de parque e seus respectivos resultados estatísticos.

Indicador	Média Referência	Média Reabilitado	p ANOVA
Infiltração	75,0	0,0	0,0058
Escoamento superficial	83,33	25,0	0,0001
IQA	75,0	50,0	0,0001
Sequestro de carbono na água	100,0	0,0	0,0001
PAR	100,0	58,33	0,051
Clorofila	100,0	100,0	0,493
Sequestro de carbono no solo	100,0	100,0	0,493

Fonte: a autora.

A Tabela 46 acima confirma que, realmente, os parâmetros que mais limitam os parques reabilitados a atingirem o mesmo grau de preservação dos de referência são Infiltração, Escoamento, IQA e Sequestro de Carbono na água. Os testes também demonstram que o PAR, ainda que superior nos parques de referência, apresenta sua diferença estatística limítrofe. Ressalta-se que o PAAN não entrou nesta análise pois foram encontradas nascentes apenas em um dos parques de referência (Taboões), não sendo um parâmetro representativo para a realidade dos parques de referência.

Por fim, conclui-se que os principais fatores limitantes à plena recuperação dos cursos d'água reabilitados estão ligados à qualidade da água e ao funcionamento hidrológico. Tais entraves evidenciam a necessidade de ações integradas, que ultrapassem a simples revegetação e avancem para soluções como infraestrutura verde urbana, controle rigoroso de fontes poluidoras e manejo do escoamento urbano.

5.5 O Programa DRENURBS: melhorias, limitações e perspectivas futuras

Conforme já apresentado, o Programa de Recuperação Ambiental de Belo Horizonte (DRENURBS) foi concebido no início dos anos 2000 como uma das primeiras iniciativas sistemáticas de reabilitação de cursos d'água urbanos no Brasil, voltada à recuperação e saneamento de fundos de vale em áreas densamente urbanizadas. Estudos pioneiros como os de Macedo (2009), e Medeiros (2009) evidenciam a relevância do programa como ruptura parcial com o paradigma de canalização rígida, ao priorizar a manutenção de trechos em leito natural,

através da implantação de parques lineares e a articulação entre drenagem urbana e recuperação ambiental.

Nesta conjuntura, avaliações de médio a longo prazo, atestadas por Medeiros (2009), Thebit (2018), Macedo, et al (2010), Macedo e Magalhães Jr (2020) e Macedo, et al (2022) mostram melhorias na qualidade da água e na redução de focos de erosão e inundações nas sub bacias dos córregos Baleares, Primeiro de Maio e Nossa Senhora da Piedade. Mas, também é atestada nesta tese, em consonância com os resultados aqui apresentados, a persistência de problemas, nessas mesmas sub bacias, como lançamento de esgoto, presença de lixo nas margens, baixa infiltração da área de entorno, baixos indicadores de Resposta nas nascentes e vulnerabilidade das populações do entorno.

A literatura internacional oferece exemplos paradigmáticos de recuperação de rios urbanos que ajudam a contextualizar criticamente os resultados observados no DRENURBS. Embora cada projeto responda a contextos espaciais e sociopolíticos distintos, todos compartilham o esforço de recuperar seus cursos d'água, além de integrar drenagem, ecologia e justiça socioambiental em escalas urbanas densamente ocupadas. Os casos do rio Sokołówka (Polônia), Cheonggyecheon (Seul), Anacostia (EUA) e Alamar (México) constituem referências relevantes para compreender as possibilidades, limites e graus de profundidade que a recuperação de cursos d'água pode alcançar.

No caso do rio Sokołówka, o plano de reabilitação combinou infraestrutura verde, reservatórios em cascata e um sistema multicompartimental de sedimentação e biofiltração para mitigar picos de cheias e melhorar a qualidade da água em contexto de forte urbanização. Estudos como os de Langie e Rybak-Niedziółka (2021) demonstram avanços na retenção hídrica, na qualidade ecológica do vale e na consolidação de um parque linear multifuncional. Esses resultados ilustram uma abordagem integradora entre drenagem e renaturalização, com monitoramento hidrológico consistente, contrastando com intervenções brasileiras centradas predominantemente no paradigma hidráulico, ou seja, mais na obra de engenharia e menos no processo ecológico de longo prazo.

A experiência de Seul, com a abertura do rio Cheonggyecheon, representa um salto ainda mais radical: a demolição de uma via expressa elevada e o destamponamento de quase seis quilômetros de curso d'água no coração da metrópole. Avaliações de desempenho urbano e ambiental (Landscape Performance Series, 2014–2020; Kim, 2023) indicam ganhos expressivos em biodiversidade, ventilação urbana e redução de ilhas de calor, configurando o rio como infraestrutura verde estruturante. Ao mesmo tempo, análises críticas ressaltam tensões

socioespaciais, tratando-se de uma intervenção com amplitude transformadora, no âmbito físico e ecológico.

Já nos Estados Unidos, o rio Anacostia, em Washington D.C., apresenta um modelo distinto, baseado em décadas de remediação ambiental, restauração de zonas úmidas, reconexão de habitats e enfrentamento de um passivo tóxico extenso. Relatórios do US Army Corps of Engineers (2018) e do Department of Energy & Environment (DOEE, 2019–2022) registram progressos graduais na redução de poluentes e na recuperação ecológica, embora a reabilitação siga marcada pela lentidão característica de ambientes severamente contaminados. Aqui, a eficácia está vinculada à persistência institucional e ao monitoramento contínuo, evidenciando que restauração de rios urbanos, quando comprometida com justiça ambiental, exige mais que intervenções pontuais.

Por fim, o caso do Arroyo/Rio Alamar, ressalta a dimensão política da recuperação fluvial. Avaliações conduzidas por Prado (2021; 2025) e análises de movimentos socioambientais apontam que as propostas oficiais de canalização rígida se mostraram hidrologicamente frágeis e socialmente injustas, enquanto alternativas baseadas em renaturalização, mapeamento comunitário (PPGIS) e proteção do corredor ripário apresentaram maior potencial de mitigação de riscos e de promoção de serviços ecossistêmicos. Contudo, sua implementação esbarrou em disputas institucionais e interesses privados, revelando que a eficácia da restauração depende, sobretudo, de alianças políticas e comunitárias, não apenas de soluções técnicas.

A literatura recente sobre restauração de rios no Brasil reforça essa leitura crítica, uma vez que revisões sistemáticas apontam que muitos projetos de recuperação fluvial permanecem centrados em intervenções de engenharia, com baixa integração com o planejamento territorial, pouca participação social e monitoramento limitado de serviços ecossistêmicos (Wantzen, et al 2019; Hordones, et al, 2025).

À luz dessas experiências internacionais, torna-se evidente que o DRENURBS permanece situado em um patamar funcional e incremental, distante da radicalidade ecológica e urbanística observada em projetos internacionais supracitados. Embora o programa tenha promovido avanços importantes como a melhoria da drenagem, a criação de parques lineares e a estabilização de margens por meio de gabiões, suas intervenções não constituíram processos de restauração plena. Nos trechos avaliados nesta tese, não houve recuperação completa da mata ciliar, recriação plena de planícies de inundação, remoção de concreto ou reintrodução de sinuosidade fluvial; o que se consolidou foi um arranjo típico de engenharia com paisagismo, ou seja, drenagem funcional revestida por tratamento estético e áreas verdes periféricas (citar).

Ademais, a qualidade da água, ainda que tenha demonstrado melhora antes do programa, ainda é baixa, quando comparado às outras categorias de parque, além dos estoques de carbono na água com valores elevados, sinalizando processos biogeoquímicos ainda desregulados no sistema fluvial. Soma-se a isso o fato de que o entorno permanece altamente impermeabilizado, o que se reflete nos baixos coeficientes de infiltração e no alto escoamento superficial, reduzindo a capacidade das intervenções de melhorar a regulação hidrológica. Questões de manutenção também persistem: mesmo com presença de funcionários cuidadores nos parques, observou-se acúmulo de lixo em diversos trechos, um problema já discutido por Macedo et al. (2011) como recorrente após obras de reabilitação em Belo Horizonte.

Além disso, embora tenha havido participação comunitária pontual, a literatura indica que o DRENURBS foi marcado por baixa incorporação sistemática da população no planejamento e monitoramento das intervenções, o que contrasta com casos como o Alamar, cuja eficácia está intimamente ligada ao protagonismo comunitário. Assim, diferentemente dos exemplos internacionais em que a reabilitação modificou estruturalmente a relação entre cidade e rio, o DRENURBS produziu melhorias localizadas, relevantes, mas insuficientes para desencadear uma transformação ecológica e socioterritorial de maior profundidade.

Os resultados desta tese (especialmente os indicadores de qualidade da água, capacidade de atenuação de cheias e os padrões de carbono) reforçam essa interpretação: o programa indubitavelmente avançou, tendo em vista os indicadores de melhoria ambiental, como sinais de recuperação parcial de serviços ecossistêmicos ligados à regulação hidrológica e dinâmica hidrogeomorfológica, mas esses ganhos são modestos frente ao potencial esperado para sistemas fluviais urbanos, permanecendo ainda aquém das possibilidades contemporâneas de reabilitação fluvial urbana.

Nesse sentido, no âmbito das perspectivas futuras, o debate sobre uma segunda etapa do DRENURBS e sobre as futuras intervenções nos córregos de Belo Horizonte deve se afastar da celebração acrítica do pioneirismo do paradigma hidráulico e se aproximar de uma agenda de aprimoramento. Isso implica incorporar estratégias de renaturalização mais profundas, como a recuperação de planícies de inundação, ampliação de áreas permeáveis, reforço do monitoramento de longo prazo incluindo indicadores físicos, biogeoquímicos e de serviços ecossistêmicos e consolidação de mecanismos de participação social na governança que permitam às populações ribeirinhas influenciarem o desenho e a gestão dessas intervenções.

Assim, destaca-se que a segunda etapa do Programa de Recuperação Ambiental de Belo Horizonte, denominada DRENURBS 2, foi estruturada como uma ampliação e “atualização” das fases anteriores, com financiamento do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID)

e foco declarado nas áreas urbanas mais vulneráveis da cidade, em especial bacias da Região Norte, consideradas críticas do ponto de vista socioambiental (PBH, 2025). De acordo com os documentos socioambientais oficiais como o Plano de Gestão Ambiental e Social, o Marco de Gestão Ambiental e Social e o Plano de Reassentamento Involuntário, o DRENURBS 2 tem como missão “transformar áreas urbanas vulneráveis por meio de intervenções integradas em saneamento, infraestrutura urbana e resiliência climática”, articulando despoluição e recuperação de cursos d’água, melhoria das condições sanitárias e de habitação (com recorte de gênero e diversidade), qualificação de espaços públicos e fortalecimento da capacidade institucional da prefeitura para gestão de riscos de inundações (PBH, 2025).

A nova etapa também incorpora, ao menos em termos programáticos, instrumentos mais robustos de gestão socioambiental – avaliação de impacto ambiental e social, planos de engajamento de partes interessadas, matriz devolutiva das consultas públicas e diretrizes para reassentamento involuntário –, concebidos para mitigar os efeitos das obras sobre a população atingida e aumentar a transparência do processo (PBH, 2025).

Desta forma, o DRENURBS 2 entende a necessidade de incorporar tecnologias e práticas mais recentes como, infraestrutura verde/grau de permeabilidade urbana, restauração ecológica de margens, bancos de sedimentos, captura de carbono, biodiversidade urbana, participação cidadã plena, manutenção pós-obra, monitoramento de serviços ecossistêmicos, transparência e ampla participação social. Além disso, também coloca na agenda a urgência à adaptação climática, frente os eventos extremos de chuvas cada vez mais frequentes.

Ou seja, o DRENURBS 2 se aproxima de uma tendência internacional que, na última década, tem redesenhado profundamente o campo da reabilitação de rios urbanos, onde intervenções estritamente hidráulicas vêm sendo substituídas por estratégias socioecológicas integradas (Wantzen et al. 2019). Do mesmo modo, Zerega et al. (2021) destacam o avanço de modelos contemporâneos como renaturalização, *daylighting*, retrofit ecológico e reconexão funcional de margens como respostas urbanas mais inteligentes e resilientes. Essa transição também se manifesta na consolidação das Soluções Baseadas na Natureza, identificada por Frantzeskaki (2019) como o novo paradigma da restauração ecológica urbana. Ao incorporar elementos inspirados nesse repertório recente o DRENURBS 2 demonstra sintonia com esse movimento global de atualização metodológica, sugerindo um avanço significativo em relação ao escopo original do programa e apontando para intervenções que articulam ecologia, clima, governança e justiça ambiental.

As limitações já observadas e os resultados alcançados nesta tese podem subsidiar futuras melhorias, especialmente nos indicadores de SE aqui avaliados, especialmente os que

dizem respeito à mitigação de cheias e qualidade da água. Nesta conjuntura, o DRENURBS 2 se apresenta como uma tentativa de reposicionamento do programa frente às exigências contemporâneas de adaptação climática e justiça socioambiental, ainda que a efetividade concreta dessa “nova geração” de intervenções permaneça em construção e dependa, em larga medida, da forma como tais diretrizes se materializarão nos territórios selecionados.

Por fim, à luz desse conjunto de análises, o DRENURBS 2 surge como um desdobramento promissor, especialmente por incorporar diretrizes contemporâneas de integração entre saneamento, drenagem, habitação, adaptação climática e gestão socioambiental. Contudo, diante das limitações ainda presentes nos sistemas fluviais reabilitados em Belo Horizonte e considerando as lições internacionais sobre restauração ecológica, infraestrutura verde e justiça ambiental torna-se imprescindível reforçar a pergunta fundamental: para quem essas transformações estão sendo produzidas? Projetos de reabilitação de rios só alcançam eficácia plena quando articulam melhorias ambientais à redistribuição de benefícios, ao fortalecimento do pertencimento territorial e à participação contínua das comunidades diretamente afetadas.

Assim, o DRENURBS 2 pode, de fato, representar uma nova etapa na relação entre cidade e rios, mas seu êxito dependerá da capacidade de garantir que tais intervenções não permaneçam tecnocráticas ou esteticamente orientadas, e sim que se afirmem como políticas públicas enraizadas na governança participativa, na transparência decisória e na promoção ativa de justiça ambiental para os grupos historicamente mais expostos aos riscos e às desigualdades urbanas.

6 CONCLUSÃO

Nesta tese, avaliamos a capacidade de provisão de SE em nove cursos d'água urbanos de Belo Horizonte e seus respectivos hidrossistemas associados — nascentes, áreas úmidas e vertentes. Esses hidrossistemas foram classificados em três categorias distintas de proteção ambiental: referência, moderado e reabilitado.

Para mensurar essa capacidade de provisão, foi adaptado o protocolo UsAs, contemplando nove parâmetros representativos dos SE ligados à mitigação de cheias, recarga de aquíferos, sequestro de carbono, qualidade dos hidrossistemas, disponibilidade de habitats e produção primária. Tais parâmetros foram organizados em dois grandes grupos: os que expressam serviços de provisão e os que representam serviços de regulação.

Adicionalmente, cabe destacar algumas considerações sobre a aplicação do UsAs, cuja metodologia demonstrou-se altamente adaptável à realidade brasileira e, em especial, ao contexto específico desta pesquisa. Sua estrutura flexível permitiu adequações tanto em relação às condições espaciais e logísticas da área de estudo quanto à disponibilidade metodológica para a mensuração dos parâmetros ambientais. Tal versatilidade amplia significativamente o potencial de replicabilidade do protocolo, inclusive em outros recortes urbanos e em diferentes escalas de análise. Outro ponto positivo refere-se à clareza dos resultados gerados pelo UsAs, os quais são expressos em porcentagens e possibilitam interpretações diretas, favorecendo discussões mais assertivas e embasadas sobre a provisão de serviços ecossistêmicos — um diferencial importante para análises integradas e interdisciplinares.

Contudo, reconhecemos que o potencial do UsAs poderia ter sido ainda mais aproveitado, se tivéssemos incorporado também a categoria de SE culturais. Tal inclusão teria possibilitado uma abordagem mais holística, contemplando as dimensões simbólicas, afetivas e sociais que os cursos d'água e os parques urbanos exercem sobre seus usuários. Esta lacuna, por sua vez, configura-se como uma sugestão interessante para futuras pesquisas que desejem aprofundar a compreensão dos múltiplos vínculos entre sociedade e hidrossistemas urbanos.

Ademais, também foi possível perceber que os próprios pressupostos metodológicos UsAs, proporcionaram algumas limitações que precisam ser reconhecidas, a citar: a necessidade de normalização dos valores brutos, mediante sua transformação em intervalos e categorias predefinidas pelos autores, tendeu a atenuar diferenças reais entre as categorias de hidrossistemas estudados, produzindo uma homogeneização que nem sempre corresponde à complexidade do campo. Assim, o processo de categorização do UsAs pode levar realidades ambientais distintas a ocuparem uma mesma classe de avaliação. Isso não invalida o protocolo, mas evidencia uma sensibilidade limitada para captar nuances ecológicas e hidrossociais,

especialmente em sistemas urbanos altamente heterogêneos. Portanto, os resultados obtidos por meio do UsAs devem ser interpretados com cautela, sempre complementados por análises qualitativas, observações de campo e parâmetros físico-químicos não normalizados, a fim de evitar que a ferramenta metodológica masque complexidades essenciais do fenômeno estudado.

Os resultados evidenciaram que, como era esperado, os hidrossistemas de referência apresentaram a maior capacidade de prover SE. No entanto, o achado mais significativo desta pesquisa, corroborando com a hipótese dessa pesquisa, foi a constatação de que os hidrossistemas classificados como moderados e reabilitados exibiram desempenhos similares entre si quanto à provisão de SE em alguns aspectos específicos (sequestro de carbono no solo, qualidade ambiental das nascentes e avaliação hidrogeomorfológica) mas demonstraram desempenhos consideravelmente distintos, quando comparamos outros aspectos, especialmente os relacionados à qualidade da água e mitigação de cheias. Dessa forma, embora alguns resultados indiquem melhorias efetivas decorrentes do DRENURBS, as discrepâncias ainda evidentes entre os parques demonstram que essas ações foram apenas um primeiro passo. Persistem ainda desafios que exigem continuidade de investimentos e a adoção crescente de estratégias contemporâneas, sobretudo aquelas ancoradas em soluções baseadas na natureza, para que a reabilitação dos hidrossistemas urbanos avance de forma mais profunda e duradoura. Assim, embora o DRENURBS tenha promovido melhorias importantes nos parques reabilitados, sua eficácia ficou aquém do esperado quando confrontada com a realidade ambiental observada a partir dos dados coletados em campo e posteriormente tratados.

Em muitos indicadores (especialmente qualidade da água, atenuação de cheias, carbono e clorofila na água) os parques reabilitados apresentaram condições mais críticas do que alguns parques moderados. Assim, mesmo que determinados testes estatísticos tenham indicado ausência de diferença significativa entre as categorias (valores de p elevados), esses resultados não devem ser interpretados como equivalência ecológica ou funcional entre esses ambientes.

A estatística aponta apenas para a impossibilidade de rejeitar a hipótese nula, não para a inexistência de contrastes substantivos. Na prática, as diferenças qualitativas, os processos hidrossociais e as dinâmicas ambientais identificadas ao longo da pesquisa revelam que os parques reabilitados ainda não atingiram o nível de desempenho ecossistêmico almejado pelo programa original. Esses resultados reforçam a necessidade de revisão crítica das estratégias empregadas na primeira fase do DRENURBS e justificam o esforço de atualização metodológica presente no DRENURBS 2, que busca integrar abordagens contemporâneas de reabilitação fluvial, participação social efetiva e adaptação climática.

Outro ponto relevante deste estudo foi a constatação da ausência de preponderância entre os serviços de regulação e de provisão, o que indica que ambos possuem o mesmo peso na dinâmica ecossistêmica dos cursos d'água urbanos estudados — nenhum se sobressai em detrimento do outro, o que reforça a complexidade e a complementaridade desses serviços.

A partir da análise integrada dos dados, também foi possível identificar que os principais fatores que ainda limitam os hidrossistemas rehabilitados de alcançarem os níveis de qualidade dos hidrossistemas de referência, são serviços ligados à qualidade da água e funcionamento hidrológico. Inclusive, no que diz respeito à qualidade da água, os parâmetros de clorofila, DBO, carbono na água, nitrogênio e fósforo dialogam fluidamente entre si demonstrando que os cursos d'água rehabilitados ainda carregam indícios de degradação, mesmo após as intervenções do DREBURBS. Já em relação aos parâmetros hidrológicos, os mapeamentos de uso e ocupação das bacias de contribuição dos pontos de coleta de água elucidam os baixos valores de infiltração.

No que diz respeito aos demais hidrossistemas estudados – nascentes e AU's- este estudo trouxe contribuições que fomentam as discussões acerca de áreas úmidas de fundos de vale, que ainda não atingiram um grau de plenitude no que tange a evolução do sistema, sendo, portanto, hidrossistemas que ainda não demonstram processos de hidromorfismo. Já em relação as nascentes, o PAAN ressalta a importância dos parques urbanos, independentemente do seu grau de proteção ambiental, uma vez que apontou resultados positivos para os indicadores de estado e pressão. Todavia, ainda há um longo percurso a se percorrer no quesito governança, usos da água, educação ambiental e propostas de proteção e recuperação de nascentes, dado os valores baixíssimos do indicador de resposta.

Por fim, esta pesquisa reafirma a importância geoecológica da reabilitação de cursos d'água em áreas urbanas, demonstrando que, quando bem conduzida, ela pode promover melhorias reais e duradouras na provisão de SE. O caso de Belo Horizonte serve, portanto, como exemplo exitoso de metrópole sul-global e também como inspiração para políticas públicas voltadas à gestão integrada e ao planejamento sustentável de ambientes urbanos.

REFERÊNCIAS

- AHERN, J. Greenways as a planning strategy. **Landscape and Urban Planning**. v. 33, p. 131-155, 1995.
- ALCAMO, J.; BENNETT, E. M. Millennium Ecosystem Assessment (Program) **Ecosystems and human well-being: a framework for assessment**. Washington, D. C.: Island Press. 245 p., 2003.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. 2. ed. Dordrecht: **Springer**, 2007.
- ALVES, F. G. S.; MAIA, C. O.; LAZARO, G. L. V.; COTA, G. E. M.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. A proteção de mananciais na Região Metropolitana de Belo Horizonte (MG): os desafios de compatibilização entre usos da terra e da água na Área de Proteção Especial (APE) Taboões. **Revista Geografias**, v. 15, n. 1, p. 8-25, 2022.
- APHA **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** 23. ed. American Public Health Association, 2017.
- ALEXANDER, L. C.; FRITZ, K. M.; SCHOFIELD, K. A.; AUTREY, B. C.; DEMEESTER, J. E.; GOLDEN, H. E.; GOODRICH, D. C.; KEPNER, W. G.; KIPERWAS, H. R.; LANE, C. R.; LEDUC, S. D.; LEIBOWITZ, S. G.; MCMANUS, M. G.; POLLARD, A. I.; RIDLEY, C. E.; VANDERHOOF, M. K.; WIGINGTON Jr, P. J. Featured collection introduction: connectivity of streams and wetlands to downstream waters. **JAWRA: Journal of the American Water Resources Association**, v. 54, n. 2, p. 287-297, 2018.
- ALVES, M. C.; SEMINOTTI, N. O pequeno grupo e o paradigma da complexidade em Edgar Morin. **Psicologia USP**, v. 17, n. 2, p. 113-133, 2006.
- BALLEN, C. L. A. An Approach to the Urban Wetland Landscape of Bogotá in the Context of the City's Main Ecological Structure. Cuad. Geogr. **Rev. Colomb. Geogr.** [online]. v. 27, n. 1, p. 118-130, 2018.
- BALMFORD, A.; BRUNNER, A.; COOPER, P.; COSTANZA, R.; FARBER, S.; GREEN, R. E.; JENKINS, M.; JEFFERISS, P.; JASSAMY, V.; MADDEN, J.; MUNRO, K.; MYERS, N.; NAEEM, S.; PAAVOLA, J.; RAYMENT, M.; ROSENDO, S.; ROUGHGARDEN, J.; TRUMPER, K.; TURNER, R. L. Economic Reasons for Conserving Wild Nature. **Science**, v. 297, p. 950-953, 2002.
- BARBOSA, F. A. R. Medidas de Proteção e Controle de Inundações Urbanas na Bacia do Rio Mamanguape/PB. 116 p. **Dissertação (Mestrado)** - Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2006.
- BARBOSA, L. C. Potencialidades dos Parques Lineares na recuperação de áreas de fundo de vale. 150 p. **Dissertação de mestrado em Engenharia Urbana**, Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2010.
- BARROS, R. R.; FELIPPE, M. F. Alterações em hidrossistemas periurbanos em Juiz de Fora - MG: interpretações geoecológicas. **Revista Pantaneira**, Campus de Aquiduana/UFMS v. 24, 2024.

BARROS, R. R.; GOMES, L. R.; FELIPPE, M. F. Articulações topográficas e conectividade dos hidrossistemas no Jardim Botânico da UFJF. **Revista Brasileira De Geomorfologia**, v. 24, n. 3, 2023.

BASTIAN, O.; HAASE, D.; GRUNEWALD, K. Ecosystem properties, potentials and services - The EPPS conceptual framework and an urban application example, **Ecological Indicators**, v. 21, 2012.

BARQUÍN, J.; SCARSBROOK, M. Management and conservation strategies for coldwater springs. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, n. 5, p. 580-591, 2008.

BATTIN, T. J. et al. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. **Nature Geoscience**, [S.l.], v. 1, n. 2, p. 95-100, 2008.

BEATO, D. A. C. (coord). Estudo Hidrogeológico da Bacia da Pampulha: **relatório final**. Belo Horizonte: CPRM/PBH, 2001.

BENNETT, E. M.; PETERSON, G. D.; GORDON, L. J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. **Ecol Lett.**, v. 12, p. 1394-404, 2009.

BRIERLEY, G. J.; FRYIRS, K. River futures: An Integrative Scientific Approach to River Repair. Washington, D. C. (EUA): **Island Press**, 305 p., 2008.

BRINSON, M. M. (Ed.). A Hydrogeomorphic Classification for Wetlands. Washington: U.s. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1993. (**Wetlands Research Program Technical Report**).

BERNHARDI, E. S.; PALMER, M. A.; ALLAN, J. D.; ALEXANDER, G.; BARNAS, K.; BROOKS, S.; CARR, J.; CLAYTON, S.; DAHM, C.; FOLLASTAD-SHAH, J.; GALAT, D.; GLOSS, S.; GOODWIN, P.; HART, D.; HASSETT, B.; JENKINSON, R.; KATZ, S.; KONDOLF, G. M.; LAKE, P. S.; LAVE, R.; MEYER, J. L.; O'DONNELL, T. K.; DAGANO, L.; POWELL, B.; SUDDUTH, E. B. Synthesizing U. S. **River Restoration Efforts. Science**, [Nova Iorque], v. 308, n. 5722, p. 636-637, 2005.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, v. 63, n. 2-3, p. 616-626, 2007.

BOYER, T.; POLASKY, S. Valuing urban wetlands: A review of non-market valuation studies. **Wetlands**, v. 24, p. 744-755, 2004.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002**. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 66, p. 94-95, 9 abr. 2002.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes

ambientais para o seu enquadramento. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63, 18 mar. 2005.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regula o uso da água e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, p. 470-474, 9 jan. 1997.

BRILL, G.; ANDERSON, P., O'FARRELL, P. Methodological and empirical considerations when assessing freshwater ecosystem service provision in a developing city context: Making the best of what we have, **Ecological Indicators**, v. 76, p. 256-274, 2017.

CADOL, D.; WINE, M. L. **Geomorphology** as a first order control on the connectivity of riparian ecohydrology. *Geomorphology*, v. 277, p. 154-170, 2017.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia** 14(1): 91-98., 2002.

CARMO, L. G. FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P. Áreas de preservação permanente no entorno de nascentes: conflitos, lacunas e alternativas da legislação ambiental brasileira. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 34, n. 2, p. 275-293, 2014.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CARPENTER, S. R.; MOONEY, H. A.; AGARD, J.; CAPISTRANO, D.; DEFRIES, R. S.; DIAZ, S. Science for managing ecosystem services: beyond the millennium ecosystem assessment. **Proc.Natl Acad. Sci. USA**, v. 106, p. 1305-1312, 2009.

CETEC - FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. **Diagnóstico ambiental do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: CETEC, 158 p. Relatório, 1983.

CETESB. **Companhia de tecnologia de saneamento ambiental**. Apêndice D: Índices de Qualidade das Águas, Critérios de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos e Indicador de Controle de Fontes. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo, 2022.

CHARLTON, R. **Fundamentals of fluvial geomorphology**. London: Routledge, 2008.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Blucher, 1999.

COLEMAN, J. M.; HUH, O. K.; BRAUD JR, D. Wetland Loss in World Deltas. **Journal of Coastal Research**. v. 24, n. 1a, p. 1-14, 2008.

COSTANZA, R., D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S., O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.

COSTA, R. C. Pagamento por serviços ambientais: limites e oportunidades para o desenvolvimento sustentável da agricultura familiar na Amazônia Brasileira. (**Tese de**

doutorado) Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, 246 p., 2008.

COSTA, H. S.M.; MONTE-MÓR, R. L.M. Urbanization and Environment: trends and patterns in contemporary Brazil. In: Hogan, D. Berquó, E. & Costa, H. (orgs.) **Population and environment in Brazil: Rio + 10** (p. 127-146). Campinas, SP: CNPD, ABEP & NEPO, 2002.

COSTA, W. D. Caracterização das condições de uso e preservação das águas subterrâneas do município de Belo Horizonte - MG. 2002. 1v. (**Tese - Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia**) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

CRAIG, L. S.; PALMER, M. A.; RICHARDSON, D. C.; FILOSO, S.; BERNHARDT, E. S.; BUDY, P.; DOYLE, M. W.; GROFFMAN, P. M.; HASSAN, M. A.; LAKE, P. S.; LANGHANS, S. D.; NAGEL, D.; RUIZ-JAEN, M. C.; SLATER, B.; TROWBRIDGE, W. B.; WOO, K. H. Stream restoration strategies for reducing river nitrogen loads. **Urban Ecosystems**, Dordrecht, v. 17, n. 4, p. 1029-1045, 2014.

CROSSMAN, N. D.; BURKHARD, B.; NEDKOV, S. Quantifying and mapping ecosystem services, International Journal of Biodiversity Science. **Ecosystem Services & Management**, v.ume 8 (1), 2012.

COWARDIN et al. Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States. Washington D. C: Department of Interior. U. S. **Fish and Wildlife Service**, 131 p., 1979.

CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T.F.; JUNK, WJ. Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats. Cuiabá: **EdUFMT**, 165 p., 2015.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Variabilidade espaço-temporal de variáveis limnológicas em função do uso e ocupação do solo em um sistema fluvial urbano tropical. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 22, n. 1, p. 38-48, 2010.

DALE, V. H.; POLASKY, S. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 64, p. 286-296, 2007.

DATRY, T.; ANDREW, J.; BOULTON, N. B.; BONADA, N.; FRITZ, K.; LEIGH, C.; SAUQUET, E.; TOCKNER, K.; HUGUENY, B.; DAHM, C. N. Flow intermittence and ecosystem services in rivers of the Anthropocene. **Journal of Applied Ecology**.v. 55 p. 353-364, 2018.

DAILY, G. C. Introduction: what are ecosystem services. In: DAILY, G. C. (Ed.), **Nature's Services**. Island Press, Washington DC, p. 1-10, 1997.

DAILY, G. C.; SODERQVIST, T.; ANYAR, S.; ARROW, K.; DASGUPTA, P.; EHRLICH, P. R.; FOLKE, C.; JANSSON, A.; JANSSON, B.; KAUTSKY, N.; LEVIN, S.; LUBCHENCO, J. MALER, K. G.; SIMPSON, D.; STARRETT, D.; TILMAN, D.;

WALKER, B. Ecology - the value of nature and the nature of value. **Science**, v. 289, n. 5478, p. 395-396, 2000.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M.J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**. v. 41 (3), 393-408. ISSN 0921-8009, 2002.

DERISIO, José Carlos. **Introdução ao Controle de Poluição Ambiental**. 4. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

DÍAZ, S.; SETTELE, J.; BRONDÍZIO, E. S.; NGO, H. T.; AGARD, J.; ARNETH, A.; BALVANERA, P.; BRAUMAN, K. A.; BUTCHART, S. H.M.; CHAN, K. M.A.;

- GARIBALDI, L. A.; ICHII, K.; LIU, J.; SUBRAMANIAN, S. M.; MIDGLEY, G. F.; MILOSLAVICH, P.; MOLNÁR, Z.; OBURA, D.; PFAFF, A.; POLASKY, S.; PURVIS, A.; RAZZQUE, J.; REYERS, B.; CHOWHURY, R. R.; SHIN, Y.-J.; VISSEREN-HAMAKERS, I.; WILLIS, K. J.; ZAYAS, C. N. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. **Science**. v. 366, 2019.
- DIEP, L.; JONES, E.; MCGREGOR, D. Marginalised rivers and marginalised communities: justice issues in urban riverfront redevelopment. **Sustainability**, Basel, v. 14, n. 5, p. 1-18, 2022.
- DUFOUR, S.; PIEGAY, H. From the Myth of Lost Paradise to Targeted River Restoration: Forget Natural References and Focus on Human Benefits. **River Research and Applications**, v. 25, n. 5, p. 568-581, 2009.
- DUNNE, T. Formation and controls of channel networks. **Prog. Phys. Geogr.**, v. 4, p. 211-239, 1980.
- DVORETT, D.; BIDWELL, J.; DAVIS, C.; DUBOIS, C. Developing a hydrogeomorphic wetland inventory: reclassifying national wetlands inventory polygons in geographic information systems. **Wetlands**, v. 32, n. 1, p. 83-93, 2012.
- EGOH, B.; ROUGET, M.; REYERS, B.; KNIGHT, A. T.; COWLING, R. M.; JAARSVELD, A. S.V.; WELZ, A. Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. **Ecological Economics**, v. 63, p. 714-721, 2008.
- ELMQVIST, T.; SETÄLÄ, H.; HANDEL, S. N.; PLOEG, S. V.; ARONSON, J.; BLIGNAUT, J. N.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; NOWAK, D. J.; KRONENBERG, J.; GROOT, R. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. **Current Opinion in Environmental Sustainability**. v. 14, 2015. p. 101-108.
- EHRENFELD, J. G. Evaluating wetlands within an urban context. **Urban Ecosystems**, Nova York, v. 1, n. 4, p. 69-85, 2000.
- EHRlich, P. R.; EHRlich, A. H. Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. **Random House**, New York, 1981.
- EHRlich, P. R.; MOONEY, H. A. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. **BioScience**, 33(4): 248-254, 1983.
- ESTEVEs, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 826 p., 2011.
- EVERARD, M.; MOGGRIDGE, H. L. Rediscovering the value of urban rivers. **Urban Ecosyst.** v. 15, p. 293-314, 2012.
- FAGHIHINIA M.; XU Y.; LIU D.; WU, N. Freshwater biodiversity at different habitats: research hotspots with persistent and emerging themes. **Ecological Indicators**. v. 129, 2021.
- FARBER, S. C.; COSTANZA, R.; WILSON, M. A. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 375-392, 2002.
- FARIA, A. P. A dinâmica de nascentes e a influência sobre os fluxos nos canais. **A Água em Revista**, Rio de Janeiro, v. 8, p. 74-80, 1997.
- FEIO, M. J.; ALVES, T.; BOAVIDA, M. MEDEIROS, A.; GRAÇA, M. A. S. Functional indicators of stream health: a river-basin approach. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 1050-1065, 2010.

- FEIO, M. J.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M.; NICHOLS, S. J.; ODUME, O. N.; QUINTELLA, B. R.; ALONSO-EGUÍALIS, P. The Biological Assessment and Rehabilitation of the World's Rivers: An Overview. **Water**, v. 13, n. 371, 2021.
- FELIPPE, M. F. Caracterização e tipologia de nascentes em unidades de conservação de Belo Horizonte MG: com base em variáveis geomorfológicas, hidrológicas e ambientais. **(Dissertação - Mestrado em Geografia)** - Instituto de Geociências. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.
- FELIPPE, M. F. Gênese e dinâmica de nascentes: contribuições a partir da investigação hidrogeomorfológica em região tropical. **Doutorado (tese do Programa de Pós Graduação em Geografia - área de concentração: Análise Ambiental)**. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2013, 254p.
- FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. Conflitos conceituais sobre nascentes de cursos d'água e propostas de especialistas. **Revista Geografias**, [S. l.], p. 70-81, 2013.
- FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES JR, A. P. Consequências da ocupação urbana na dinâmica das nascentes em Belo Horizonte-MG. **Encontro Nacional Sobre Migrações**, VI, p. 1-19, 2009.
- FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P. Desenvolvimento de uma tipologia Hidrogeomorfológica de nascentes baseada em Estatística Nebulosa Multivariada. **Revista Brasileira De Geomorfologia**, v. 15, n. 3, 2014.
- FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES JR., A. P. Impactos ambientais macroscópicos e qualidade das águas em nascentes de parques municipais em Belo Horizonte-MG. **Geografias (UFMG)**, v. 15, p. 8-23, 2012.
- FELIPPE, M. F.; MAGALHAES JR., A. P.; PESCIOTTI, H.; COELI, L. Nascentes Antropogênicas: processos tecnogênicos e consequências hidrogeomorfológicas em meio urbano. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 14, p. 279-286, 2013.
- FELTON, A. J., et al. The ecological value of urban green infrastructure for freshwater biodiversity: A global synthesis. **Ecology Letters**, v. 23, n. 4, p. 538-553, 2020.
- FERREIRA, L. L.B. Tipologia de áreas úmidas urbanas em parques municipais de Belo Horizonte/MG. **Dissertação (Mestrado em Geografia)**, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2020.
- FERREIRA, L. L. B.; MAGALHÃES JR, A. P. Inventário das áreas úmidas urbanas em parques municipais de Belo Horizonte / MG. **Caderno de Geografia**, Belo Horizonte, v. 28, n. 54, p. 702-730, 2018.
- FIDALGO, E. C.C.; BENITES, V. M.; MACHADO, P. L.O. A.; MADARI, B. E.; COELHO, M. R.; MOURA, I. B.; LIMA, C. X. **Estoque de carbono nos solos do Brasil - Dados eletrônicos**. - Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2007.
- FIGUEIREDO, V. L. Situação ambiental dos mananciais de abastecimento doméstico da RMBH localizados na porção oeste da APA-SUL (Quadrilátero Ferrífero-MG). **Dissertação (mestrado)** - Universidade Federal de Minas Gerais, 2004.

FINDLAY, S. J.; TAYLOR, M. P. Why Rehabilitate Urban River Systems? **Area**, v. 38, n. 3, p. 312-325, 2006.

FISHER, B. R.K.; TURNER, P. Morling Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, p. 643-653, 2009.

FISRWG. **Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices**. Federal agencies of the US government, 1998.

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

FRIEDRICH, D. O parque linear como instrumento de planejamento e gestão das áreas de fundo de vale urbanas. 2007. 273 f. **Dissertação de Mestrado em Geografia**, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre (RS), 2007.

FRISCHENBRUDER, M. T. M.; PELLEGRINO, P. Using greenways to reclaim nature in Brazilian cities. **Landscape and Urban Planning**, n. 76, p. 67-78, Elsevier, 2006.

GATTO, A. Estoques de carbono no solo e na biomassa de plantações de eucalipto na região Centro-Leste do Estado de Minas Gerais. 2005. 73 f. **Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)** - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2005.

GIORDANO, L. C. Análise de um conjunto de procedimentos metodológicos para a delimitação de corredores verdes (greenways) ao longo de cursos fluviais. 134 f. **Tese de Doutorado em Geociências**, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro (SP), 2004.

GOMES, C. S. Áreas Úmidas (AUs): Bases teórico-conceituais e proposta de classificação hidrogeomorfológica de áreas úmidas para Minas Gerais. **(Dissertação - Mestrado em Geografia)** - Instituto de Geociências. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

GOMES, C. S.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P. Aparato conceitual sobre áreas úmidas (wetlands) no Brasil: Desafios e opiniões de especialistas. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 37, Nº. 3, págs. 484-508, 2017.

GOMES, C. S.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P. Classes Hidrogeomorfológicas de Áreas Úmidas em Minas Gerais. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 2, 2020.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R.; LOMAS, P. L.; MONTES C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, v. 69, p. 1209-1218, 2010.

GORSKI, M. C.B. **Rios e Cidades: Ruptura e Reconciliação**; Universidade Presbiteriana Mackenzie: São Paulo, Brazil, 2008.

GRAYSON, J. E.; CHAPMAN, M. G.; UNDERWOOD, A. J. The assessment of restoration of habitat in urban wetlands, **Landscape and Urban Planning**, v. 43 (4), p. 227-236, 1999.

GREGORY, K. J. The Human Role in Changing River Channels. **Geomorphology**, v. 79, n. 3-4, p. 172-191, 2006.

GRIFFITH, J. J.; DIAS, L. E.; MARCO JÚNIOR, P. A recuperação ambiental. **Rev. Ação Ambiental**, v. 2, n. 10., p. 8-11, 2000.

GRIMM, N. B.; FAETH, S. H.; GOLUBIEWSKI, N. E., et al. Global change and the ecology of cities. **Science**, v. 319, n. 5864, p. 756-760, 2008.

GRIZZETTI, B.; LIQUETE, C.; PISTOCCHI, A.; VIGIAK, O.; ZULIAN, G.; BOURAOUI, F.; DE ROO, A.; CARDOSO, A. C. Relationship between ecological condition and ecosystem services in European rivers, lakes and coastal waters. **Science of The Total Environment**. v. 671, p. 452-465, 2019.

GUIMARÃES, E. A. Parques Lineares como agenciadores de paisagem: Realidades e possibilidades do Rio Tubarão no contexto urbano de Tubarão, SC. **Dissertação de mestrado em Urbanismo, História e Arquitetura da Cidade**, Universidade Federal de Santa Catarina, 2011.

GUIMARÃES, I. P. M. B.; FELIPPE, M. F. Abordagem hidrogeográfica da ocorrência e formação de áreas úmidas no domínio dos “Mares de Morro”. **Espaço & Geografia**, v. 24, n. 1, p. 109-131, 2021.

GUIMARÃES, I. P.M. B.; FELIPPE, M. F. Ocorrência de áreas úmidas no domínio dos Mares de Morro: uma abordagem hidrogeomorfológica. **Espaço & Geografia**, v. 28, p. 168-196, 2025.

HETTIARACHCHI, M.; MORRISON, T. H.; MCALPINE, C. Forty-three years of Ramsar and urban wetlands, **Global Environmental Change**, v.ume 32, p. 57-66, 2015.

HIRT, C. Environmental Social Activism in the San Diego-Tijuana Transborder Region. 2015 **Undergraduate Honors Theses**. University of San Diego.

HOPWOOD, B.; MELLOR, M., O'BRIEN, G. Sustainable development: mapping different approaches. **Sustainable Development**, 13(1): 38-52, 2005.

HORDONES, A.; WANTZEN, K. O.; CALLISTO, M.; POMPEU, P. S.; RODRIGUES, L. R.; JUAN, L. Toward effective river restoration in Brazil: a systematic review. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 33, n. 1, e14053, 2025.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação**. Brasília: IBAMA, 96 p. 1990.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2022, **Cidades e Estados**. Disponível em: cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/belo-horizonte. Acesso em: maio 2024.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Clima**. 2002. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/climatologia/15817-clima.html>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Geologia**. 2006. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/geologia/levantamento_geologico/mapas/escala_250_mil/.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pedologia**. 2001. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/mapas/escala_250_mil/.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Vegetação**. 2004. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/22453-cartas-1-250-000.html?edicao=22454&t=acesso-ao-produto>.

INAU. Instituto Nacional De Ciência E Tecnologia Em Áreas Úmidas. Definição e classificação das áreas úmidas (AUs) brasileiras: base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável. Cuiabá: **INCT-INAU**, 2013. 67 p.

INMET. Instituto Nacional De Meteorologia. **Dados meteorológicos mensais - Estação Cercadinho (Belo Horizonte, MG): acumulados de precipitação de maio de 2022 a abril de 2023**. Brasília, DF: INMET, 2024. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/>.

INMET. Instituto Nacional De Meteorologia. **Dados meteorológicos mensais - Estação Pampulha (Belo Horizonte, MG): acumulados de precipitação de maio de 2022 a abril de 2023**. Brasília, DF: INMET, 2024. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/>.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.F.; LOURIVAL, R. WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A.; NÓBREGA, R. L.B. Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. Centro de Pesquisa do Pantanal. Cuiabá: **INAU - Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas**, 67 p., 2013.

KAIL, J.; BRABEC, K.; POPPE, M.; JANUSCHKE, K. The Effect of River Restoration on Fish, Macroinvertebrates and Aquatic Macrophytes: A Meta-Analysis. **Ecological Indicators**, v. 58, p. 311-321, 2015.

KIM, Y.; YANG, H. J. Rethinking Cheonggye Stream Restoration Project: Is urban greening strategy socially inclusive? **Land Use Policy**, v.ume 131, 2023.

KNIGHTON, D. **Fluvial forms and processes**. London: 1984.

LANDSCAPE PERFORMANCE SERIES. **Cheonggyecheon Restoration Case Study Brief**. 2014.

LANGIE, K.; RYBAK-NIEDZIÓŁKA, K. Renaturalisation of local rivers in city landscape, based on Sokołówka Valley Trail design (Łódź, Poland). **Desalination and Water Treatment**, London, v. 232, p. 387-403, 2021.

LARA, E. G. Radônio nos gases do solo: distribuições e correlações com litologias e pedologias da RMBH - Região Metropolitana de Belo Horizonte. **Dissertação de mestrado (Programa de Pósgraduação em Ciências e Técnicas Nucleares)**. Belo Horizonte, 2013.

LEAL, C. G.; LENNOX, G. D.; FERRAZ, S. F.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A.; THOMSON, J. R.; BARLOW, J. Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species. **Science**, v. 370, n. 6512, p. 117-121, 2020.

LEFOR, M. W.; KENNARD, W. C. Inland Wetland Definitions. **Connecticut Institute of Water Resource**, Report n 28, nov. 1977.

LITTLE, C. E. **Greenways of América**. The John Hopkins University Press, Baltimore, 1990.

LUO, Y.; ZHOU, X. **Soil respiration and the environment**. Amsterdam: Elsevier, 2006.

MAGALHÃES JR, A. P.; BARROS, L. F. P. **Hidrogeomorfologia: Formas, processos e registros sedimentares fluviais**. Editora Bertrand Brasil, 2020.

MACEDO, D. R. A Avaliação de Projeto de Restauração de Curso d'água em Área Urbanizada: estudo de caso no Programa Drenurbs em Belo Horizonte. **Dissertação (Mestrado em Geografia)**, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2009.

MACEDO, D. R. CALLISTO, M.; MAGALHÃES JR, A. P. Restauração de cursos d'água em áreas urbanizadas: perspectivas para a realidade brasileira. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 3, p. 127-139, 2011.

MACEDO, D.; CALLISTO, M.; LINARES, M.; HUGHES, R.; ROMANO, B.; ROTHE-NEVES, M.; SILVEIRA, J. Urban stream rehabilitation in a densely populated Brazilian metropolis. **Front. Environ. Sci.** 2022, v. 10, p. 921-934.

MACEDO, D. R.; MAGALHÃES JR, A. P. **Restauração e Reabilitação de Cursos d'Água**. In: Hidrogeomorfologia, Formas, Processos e Registros Sedimentares Fluviais; Magalhães, JR, Barros, LF, Eds., p. 17-28, 2020.

MADUREIRA, K. H. et al. Rehabilitation of tropical urban streams improves their structure and functioning. **Science of Total Environment**, 926, 2024.

MAHAN, B. L.; POLASKY, S.; & ADAMS, R. M. Valuing Urban Wetlands: A Property Price Approach. **Land Economics**, v. 76, n. 1, p. 100-113, 2000.

MARICATO, E. **Brasil, cidades. Alternativas para a crise urbana**. Petrópolis, RJ: Vozes, p. 125-128 2001.

MCDONOUGH, K.; HUTCHINSON, S.; MOORE, T.; HUTCHINSON, J. M.S. Analysis of publication trends in ecosystem services research. **Ecosystem Services**, v. 25, p. 82-88, 2017.

MEDEIROS, I. H. PROGRAMA DRENURBS/NASCENTES E FUNDOS DE VALE: potencialidades e desafios da gestão sócio-ambiental do território de Belo Horizonte a partir de suas águas. **Dissertação (Mestrado em Geografia)**, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2009.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: McGraw Hill Brasil, 2016.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). Ecosystems and human well-being: Biodiversity Synthesis. **World Resources Institute**, Washington, DC. Island Press, 31 p., 2005.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. 4. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc., 582 p., 2007.

MORANDI, B.; PIÉGAY, H.; LAMOUREUX, N.; VAUDOR, L. How is Success or Failure in River Restoration Projects Evaluated? Feedback from French Restoration Projects. **Journal of Environmental Management**, v. 137, p. 178-188, 2014.

MORIN, E. **Introdução ao pensamento complexo**. Lisboa, 5. ed. Porto Alegre: Sulina, 2015^a.

MOURA, M. N.; Qualidade Ambiental das Nascentes: Proposta Metodológica. **Dissertação (Mestrado em Geografia)** - Departamento de Geociências, Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora, 2020.

MOURA, M. N.; FELIPPE, M. F. Avaliação de nascentes para a gestão ambiental integrada: Insuficiências e proposições apontadas por um painel de especialistas. **Ateliê Geográfico - Goiânia-GO**, v. 16, n. 3, p. 215-241, 2022.

MOURA, M. N. FELIPPE, M. F. Comparação de chaves de classificação de nascentes: casos de Juiz de Fora - MG. **Anais do XIII SINAGEO - Geomorfologia: Complexidade e interescalaridade da paisagem**. Juiz de Fora, Minas Gerais p. 734-748, 2021.

MOURA, M. N.; FELIPPE, M. F. Desenvolvimento e Aplicação de um Protocolo de Avaliação Ambiental de Nascentes. **Espaço Aberto**, Rio de Janeiro, Brasil, v. 14, n. 1, p. 131-156, 2024.

MOURA, M. N.; FELIPPE, M. F. **Hydrogeomorphology of Brazilian Springs: Between Diversity and Lack of Knowledge**. In: Geomorphology of Brazil: Complexity, Interscale and Landscape: XIII SINAGEO (National Symposium of Geomorphology). Cham: Springer International Publishing, p. 99-118, 2022.

MOURA, M. N. et al. Avaliação das condições hidrogeomorfológicas de rios urbanos sobre um gradiente de pressões antrópicas em Belo Horizonte. **Anais do 14º SINAGEO - Simpósio Nacional de Geomorfologia**. Corumbá: Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2023.

MOURÃO M. A. Caracterização Hidrogeológica do Aquífero Cauê, Quadrilátero Ferrífero, MG. **(Tese de Doutorado)**. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. 297 p., 2007.

NAGANO, W. T. A experiência paulistana na implantação dos parques lineares. Estudo do Parque Linear Itaim. **Dissertação (Mestrado em Paisagem e Ambiente)** - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: SPARKS, D. L.; PAGA, A. L.; HELMKE, P. A.; LOEPPERT, R. H.; SOLTANPOUR, P. N.; TABATABAI, M. A.; JOHNSTON, C. T.; SUMMER, M. E., eds. Methods of soil analysis: Chemical methods. Part 3. Madison, **Soil Science Society of America**, p. 961-1010, 1996.

NUVOLARI, A. **Dicionário de Saneamento Ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2013.

OJEDA, A. O. **Guía metodológica sobre buenas prácticas en restauración Auvial: Manual para gestores. Contrato de río del Matarraña, Zaragoza (Espanha)**, 2015.

OJEDA, A. O. Territorio Fluvial: diagnóstico y propuesta para la gestión ambiental y de riesgos en el Elbro y los cursos bajos de sus afluentes. Bilbao (Espanha): **Bakeaz y Fundación Nueva Cultura del Agua**, 2007.

OLIVEIRA, M. C.P.; ÁVILA, B. T. FELIPPE, M. F.; MOURA, M. N.; SILVA, B. M.; DIAS, J. S. Avaliação macroscópica da qualidade das nascentes do campus da Universidade Federal de Juiz de Fora. **Revista de Geografia (UFJF)**. v. 3 (1), 2013.

OLIVEIRA, R. P. Revitalização De Bacias Hidrográficas: a experiência de Belo Horizonte. In: **Anais XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2011.

OLLIS, D. et al. Classification System for Wetlands and other and other Aquatic Ecosystems in South Africa. **SANBI Biodiversity for Life**. Pretoria: South African National Biodiversity Institute, 122 p. Relatório, 2013.

ONU. **Intergovernmental Panel on Climate Change**. Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: reference manual. Paris: IPCC: UNEP: OECD: IEA: , 3 v. Edição conjunta: Intergovernmental Panel on Climate Change; United Nations Environment Programme; Organization for Economic Co-Operation and Development, International Energy Agency, 1997.

OWENS, P. N. et al. Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. **River Research and Applications**, [S. l.], v. 21, n. 7, p. 693-717, 2005.

PALTA, M. M., N. B. Grimm, P. M. Groffmann Accidental” urban wetlands: ecosystem functions in unexpected places **Front. Ecol. Environ.**, 15, p. 248-256, 2017.

PALMER, M.; ALLAN, J. D.; MEYER, J.; BERNHARDT, E. S. River Restoration in the Twenty First Century: Data and Experiential Knowledge to Inform Future Efforts. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 3, p. 472-481, 2007.

PASQUOTTO, G. B. Renovação, Revitalização e Reabilitação: reflexões sobre as terminologias nas intervenções urbanas. **Revista Complexus**, Ano 1, n. 2, p. 143-149, 2010.

PATRICK, C. J.; ANDERSON, K. E.; BROWN, B. L.; HAWKINS, C. P.; METCALFE, A.; SAFFARINIA, P.; YUAN, L. L. The application of metacommunity theory to the management of riverine ecosystems. **WIREs Water**, n. 1557, 2021.

PARAGUAÇU, L.; MIRANDA, V.; FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES-JÚNIOR, A. Influência da urbanização na qualidade das nascentes de Parques Municipais em Belo Horizonte -MG. IN: **VIII Simpósio Nacional De Geomorfologia**. Anais..Recife: UFPE, 2010.

PARRON, L. M.; RACHWAL, M. F.G.; MAIA, C. M.B. F. Estoques de carbono no solo como indicador de serviços ambientais. In: Parron, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B (Orgs). **Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Embrapa Brasília, DF, 2015.

PBH - Prefeitura de Belo Horizonte. **Plano diretor de Belo Horizonte: lei de uso e ocupação do solo, estudos básicos**. Belo Horizonte, [s.n]: 1995.

PBH - Prefeitura de Belo Horizonte: **Fundação de Parques Municipais e Zoobotânica**. Disponível em: <https://prefeitura.pbh.gov.br/fundacao-de-parques-e-zoobotanica>. Acesso em: junho 2024.

PBH - Prefeitura de Belo Horizonte: **Parque Aggeo Pio Sobrinho**, 2018. Disponível em: <https://prefeitura.pbh.gov.br/fundacao-de-parques-e-zoobotanica/informacoes/parques/parque-aggeo-pio-sobrinho>. Acesso em: janeiro 2023.

PBH - Prefeitura de Belo Horizonte: **Parque José Lopes dos Reis**, 2018. Disponível em: <https://prefeitura.pbh.gov.br/fundacao-de-parques-e-zoobotanica/informacoes/parques/parque-jose-lobes-dos-reis>. Acesso em: janeiro 2023.

PBH - Prefeitura de Belo Horizonte: **Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado**. 2018. Disponível em: <https://prefeitura.pbh.gov.br/fundacao-de-parques-e-zoobotanica/informacoes/parques/parque-lagoa-do-nado>. Acesso em: janeiro 2023.

PBH - Prefeitura de Belo Horizonte: **Parque Municipal Jacques Cousteau**. 2018. Disponível em: <https://prefeitura.pbh.gov.br/fundacao-de-parques-e-zoobotanica/informacoes/parques/parque-jacques-cousteau>. Acesso em: janeiro 2023.

PBH - Prefeitura de Belo Horizonte: **Parque Roberto Burle Marx**. 2018. Disponível em: <https://prefeitura.pbh.gov.br/fundacao-de-parques-e-zoobotanica/informacoes/parques/parque-roberto-burle-marx>. Acesso em: janeiro 2023.

PBH - Prefeitura de Belo Horizonte. **Plano municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2008-2011**. Belo Horizonte, online, 2010.

PBH - Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. **Relatório de viabilidade sócio-ambiental do Programa Drenurbs. Belo Horizonte, MG**: Prefeitura Municipal de Belo Horizonte, Secretaria Municipal de Política Urbana. 77 p. 2003.

PEIXOTO, A. C. Diversidade na adversidade: gestão de unidade de conservação em área urbana -Parque Estadual da Serra do Rola Moça (MG). 158 f. **Dissertação (Mestrado em Geografia)** Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2004.

PHILLIPS, J. D. Fluvial sediment storage in wetlands. **JAWRA - Journal of the American Water Resources Association**, v. 25, n. 4, p. 867-873, 1989.

PIEDADE et al. As Áreas Úmidas no âmbito do Código Florestal brasileiro. In: **Código Florestal e a Ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber**. Comitê Brasil. Brasília-DF, 28 p., 2012.

PIÉGAY, H.; SCHUMM, S. A. System Approaches in Fluvial Geomorphology. In: KONDOLF, G. M.; PIÉGAY, H. **Tools in Fluvial Geomorphology**. John Wiley & Sons: Chichester, p. 105-134, 2007.

PORTO-GONÇALVES, C. W. **A globalização da natureza e a natureza da globalização**. Rio de Janeiro: Civilização brasileira, 2006.

PRADILLA, J.; HACK, J. Nature-based solutions for integrated urban stormwater management: lessons from sponge cities. **Water**, Basel, v. 16, n. 1, p. 1-20, 2024.

PRADO, C. Border Environmental Justice PPGIS: Community-Based Mapping in Eastern Tijuana. **IJERPH**, 2021.

RACHWAL, M. F. G. Gases de efeito estufa em Organossolo natural e drenado - Paraná. 155 f. **Tese (Doutorado)** - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

RAMOS, M. L. S.; CORDEIRO, V. F.; FERNANDES, R. A. **Histórico e arcabouço hidrogeológico do Quadrilátero Ferrífero. Quadrilátero Ferrífero: Avanços do conhecimento nos últimos 50 anos.** 382-405 p., 2020.

RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT. Resolution X. 27: Wetlands and Urbanization. X Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971) - **COP10, Changwon**, 1. ed., v. 27, 4 p., 2008.

RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 6. ed. **Ramsar Convention Secretariat**, Gland, Switzerland. 2013.

RANTA, E.; VIDAL-ABARCA, M. R.; CALAPEZ, A. R.; FEIO, M. J. Urban Stream Assessment System (UsAs): An Integrative Tool to Assess Biodiversity, Ecosystem Functions and Services. **Ecol. Indic.** v. 121, 2021.

RAUFFLET, E.; BRES, L.; FILION, L. J. Desenvolvimento Sustentável e Empreendedorismo. **Revista de Empreendedorismo e Gestão de Pequenas Empresas**, 3(1): 3-32, 2014.

RAYMOND, P. A. et al. Controls on the variability of organic matter and dissolved inorganic carbon ages in northeast U. S. rivers. **Marine Chemistry**, [S.l.], v. 108, n. 1-2, p. 108-117, 2008.

RAWLS, W. J.; PACHEPSKY, Y. A.; RITCHIE, J. C.; SOBECKI, T. M.; BLOODWORT, H. Effect of soil carbon on soil water retention. **Geoderma**, Amsterdam, v. 116, n. 61-76, 2003.

REDDY, K. R.; DELAUNE, R. D. **Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications.** CRP PRESS, 800 p., 2008.

REINELT, L.; HORNER, R. Pollutant removal from stormwater runoff by palustrine wetlands based on comprehensive budgets. **Ecological Engineering**, Amsterdam v. 4, n. 2, p. 77-97, 1995.

REIS, P. A. Identificação de áreas vulneráveis a enchentes e inundações em áreas urbanas através de modelos topográficos e hidráulicos. 127 p. **Dissertação de mestrado em Engenharia Civil**, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2015.

RESCK, D. V.S.; PEREIRA, J.; SILVA, J. E. **Dinâmica da matéria orgânica dos cerrados**. Planaltina, Embrapa-CPAC, 22 p. 1991.

REYNOLDSON, T. B.; NORRIS, R. H.; RESH, V. H.; DAY, K. E. Rosenberg, D. M. The Reference Condition: A Comparison of Multimetric and Multivariate Approaches to Assess Water-Quality Impairment Using Benthic Macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society** v.ume 16, Number 4, 1997.

ROCHA, N. R. G.; TOLEDO, J. A. C.; FELIPPE, M. F. Fisiografia de nascentes em Minas Gerais: comparação entre diferentes contextos geológicos-geomorfológicos. Apresentado no **XIII SINAGEO**, Juiz de Fora, MG, 2021.

ROSSI, P. M. et al. Groundwater-surface water interaction between an esker aquifer and a drained fen. **Journal of hydrology**, v. 432, p. 52-60, 2012.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V.; CAVALCANTI, A. P. B. **Geoeecologia das Paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental**. Fortaleza: Editora UFC, p. 27-30, 2004.

RUTHERFURD, I. D. JERIE, K.; MARSH, N. A Rehabilitation Manual for Australian Streams. Melbourn: Land and Water Resources Research and Development Corporation and Cooperative Research Centre for Catchment **Hydrology**. v. 2, 2000.

SA COSTA, L.; VESCINA, L.; BARCELLOS, D. P.M. Environmental restoration of urban rivers in the metropolitan region of Rio de Janeiro, Brazil. **Urban Environ.**, v. 4, p. 13-26, 2010.

SACHS, J. D.; REID, W. V. Environment - investments toward sustainable development. **Science**, v. 312, n. 5776, p. 1002, 2006.

SEMENIUK, C. A.; SEMENIUK, V. A geomorphic approach to global classification for inland wetlands. Vegetation, **Heidelberg**, v. 118, n. 1-2, p. 103-124, 1995.

SCOTT, D. A.; JONES T. A. Classification and inventory of wetlands: A global overview. Plant **Ecology**, v. 118, n. 1-2, p 3-16, 1995.

SHAW, S.; FREDINE, C. Wetlands of the United States: Their Extent, and Their Values for Waterfowl and Other Wildlife. Circular 39. Washington: Department of Interior: U. S. **Fish and Wildlife Service**, 68 p. Relatório, 1956.

SILVA, A. B.; CARVALHO, E. T.; FANTINEL, L. M.; ROMANO, A. W.; VIANA, C. S. Estudos geológicos, hidrogeológicos, geotécnicos e geoambientais integrados no município de Belo Horizonte: projeto estudos técnicos para o levantamento da carta geológica do município de Belo Horizonte; **relatório final**. Belo Horizonte: FUNDEP/UFMG-IGC, 1995.

SILVA, A. C.A. Meio Ambiente: Análise De Atividades Programadas No Parque Nossa Senhora Da Piedade e no Propam. **(Trabalho de Conclusão de Curso de Especialização em Educação em Ciências)** Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2015.

SILVA, M. L. N.; MANSUR, K. L. NASCIMENTO, M. A. L. Serviços ecossistêmicos da natureza e sua aplicação nos estudos da geodiversidade: uma revisão. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 41, n. 2, p. 699-709, 2018.

SILVEIRA, G. L. et al. Avaliação de nascentes sob diferentes usos do solo no bioma Cerrado. **Revista Árvore**, v. 39, n. 2, p. 253-263, 2015.

SCHUMM, S. A. **The fluvial system**. New York: John Wiley, 1977. 338 p.

SOUZA, M. N. Degradação e recuperação ambiental e desenvolvimento sustentável. 2004. 371f. **Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal)** - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2004.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária da Universidade Federal de Minas Gerais. 1995.

SPRINGER, A. E.; STEVENS, L. E. Spheres of discharge of springs. **Hydrogeology Journal**, v. 17, p. 83-93, 2009.

SUHETT, A. L. et al. Environmental factors affecting bacterial metabolism in tropical coastal lagoons. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 74, n. 3, p. 606-614, 2014.

STAVI, I.; LAL, R. Agriculture and greenhouse gases, a common tragedy. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, **Les Ulis**, v. 33, n. 2, p. 275-289, 2013.

STEVENS, L. E.; et al. The Ecological Integrity of Spring Ecosystems: A Global Review. **Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences**, Elsevier, 2021.

STODDARD, J. L.; LARSEN, D. P.; HAWKINS, C. P.; JOHNSON, R. K.; NORRIS, R. H. Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of Reference Condition. **Ecological Applications** v.ume 16 (4), p. 1267-1276, 2006.

SCARPINELLA, G. D. Reflorestamento no Brasil e o Protocolo de Kyoto. (**Dissertação de mestrado**), São Paulo, Universidade de São Paulo, 182 p., 2002.

SCHUMACHER, M. V. & WITSCHORECK R. Inventário de carbono em povoamentos de Eucalyptus spp. nas propriedades fumageiras do sul do Brasil: “Um estudo de caso”. In: SANQUETTA, C. R.; BALBINOT, R.; ZILIOTTO, M. A.B., eds. **Fixação de carbono: Atualidades, projetos e pesquisas**. Curitiba, AM Impressos, p. 111-124, 2004.

SCOGGINS, M.; ANGUELOVSKI, I.; COLE, H.; CONNOLLY, J. Green gentrification and environmental justice in urban river restoration projects: a systematic review. **Urban Studies**, London, v. 59, n. 5, p. 985-1005, 2022.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009.

TINER, R. **Wetland Indicators: A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mapping**. 1. ed. Boca Raton: CRC Press LLC, 418 p., 1999.

TUCCI, C. E. M. Plano Diretor de Drenagem Urbana: Princípios e Concepção. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 2, 1997.

TUCCI, C. E. M.; BERTONI, J. C. (Org.). **Inundações Urbanas na América do Sul**. Porto Alegre. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 2003.

TURNER, M. G.; DONATO, D. C.; ROMME, W. H. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. **Landscape Ecol**, v. 28, p. 1081-1097, 2013.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Valuing the Protection of Ecological Systems and Services; a Report of the EPA Science Advisory Board. **EPASAB-09-012**, 2009.

UNITED STATES ARMY CORPS OF ENGINEERS (USACE). Anacostia Watershed Restoration: Prince George's County, Maryland - Integrated Feasibility Report and Environmental Assessment. Washington, DC: USACE, 2018.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP. **Eclet. Quím.** São Paulo, v. 22, p. 49-66, 1997.

VALENTIM, L. S. O. **Requalificação Urbana, Contaminação do Solo e Riscos à Saúde: um caso na cidade de São Paulo**. São Paulo: Annablume: Fapesp, 2007.

VAN REE, C. C.D. F.; VAN BEUKERING, P. J.H. Geosystem services: a concept in support of sustainable development of the subsurface. **Ecosystem Services**, v. 20, p. 30-36, 2016.

VASCONCELOS, F. M.; TUNDISI, J.GTUNDISI, T. M. **Avaliação da qualidade de água: Base tecnológica para a Gestão Ambiental**. 1º Edição, Belo Horizonte, MG. SMEA, 2009. VIGHI, M.; FINIZIO, A.; VILLA, S. The evolution of the environmental quality concept: From the US EPA Red Book to the European Water Framework Directive. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 13, n. 1, p. 9-14, 2006.

VIOLA, H. Gestão de águas pluviais em áreas urbanas - O estudo de caso da Cidade Do Samba. 2008. 398 f. **Dissertação (Mestrado)** - Curso de Planejamento Energético, Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

WADE, P. M.; LARGB, A. R. G.; DE WALL, L. Rehabilitation of Degraded River Habitat: An Introduction. In: DE WALL, L. C. LARGE, A. R. G.; WADE, P. (eds.). **Rehabilitation of Rives: Principles and Implemen-tation**. Chichester (Reino Unido): John Wiley & Sons, p. 1-10, 1998.

WALKLEY, A.; BLACK, A. An examination of the Degjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, Baltimore, v. 37, p. 29-38, 1934.

WALLACE, K. J. Classification of ecosystem services: problems and solutions. **Biological Conservation**, v. 139, n. 3-4, p. 235-246, 2007.

WANTZEN M. K.; ALVES, C. B.M.; BADIANE, S. D.; BALA R.; BLETTLER M.; CALLISTO M.; CAO Y.; KOLB M.; KONDOLF G. M.; LEITE MM. F.; MACEDO D. R.; MAHDI O.; NEVES M. M.; ERALTA M. E.; ROTGÉ V.; RUEDA-DELGADO G.; SCHARAGER A.; SERRA-LLOBET A.; YENGUÉ J.; ZINGRAFF-HAMED A. Urban stream and wetland restoration in the global south - A DPSIR analysis. **Sustainability**, v. 11, n. 18, 2019.

WARD, J. V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the Northern American Benthological Society**, v. 8, p. 2-8, 1989.

WARNER, B.; RUBEC, C. The Canadian Wetland Classification System. 2. ed. Waterloo: **Wetlands Research Centre**, 1997.

WATSON, R. T. (Ed.). Climate change 2001: synthesis report: third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Inglaterra: **Cambridge University**. 408 p., 2001.

WETZEL, R. G. **Limnology: Lake and River Ecosystems** 3. ed. Academic Press. 2001.
WESTMAN, W. How much are nature's services worth. **Science**, v. 197, p. 960-964, 1997.

WILSON, H. F.; XENOPOULOS, M. A. Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter. **Nature Geoscience**, [S.l.], v. 2, p. 37-41, 2009.

WOHL, E.; MAGILLIGAN, F. J.; RATHBURN, S. L. Introduction to the special issue: Connectivity in **Geomorphology**. *Geomorphology*, v. 277, p. 1-5, 2017.

WORTLEY, L.; HERO, J.-M.; HOWES, M. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 5, p. 537-543, 2013.

YAMAGUCHI, U. M.; CORTEZ, L. E. R.; OTTONI, L. C.C.; OYAMA, J. Qualidade microbiológica da água para consumo humano em instituições de ensino de Maringá- -PR. **O mundo da saúde**. v. 37, n 3, p. 312-320, 2013.

YEAKLEY, J. A.; ERVIN, D.; CHANG, H.; GRANEK, E. F.; DUJON, V.; SHANDAS, V.; BROWN, D. Ecosystem services of streams and rivers. In: GILVEAR, D. J.; GREENWOOD, M. T.; THOMS, M. C.; WOOD, P. J. (Orgs). *River Science: Research and Management for the 21st Century*. **Wiley Blackwell**, 2016.

ZEDLER, J. B.; LEACH, M. K. Managing urban wetlands for multiple use: research, restoration, and recreation. **Urban Ecosystems**, v. 2, p. 189-204, 1998.

ZEREGA, M.; SCHLÄPFER, M.; VON KÄNEL, L. Strategies for river daylighting and urban renaturalization: a framework for assessing socio-ecological outcomes. **Urban Ecosystems**, New York, v. 24, n. 5, p. 1125-1140, 2021.

ZINGRAFF-HAMED, A.; GREULICH, S.; PAULEIT, S.; WANTZEN, K. M. Urban and Rural River Restoration in France: A Typology. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 994-1004, 2017.

APÊNDICES

A - Dados brutos das análises físico-químicas dos nove parques, analisados ao longo do ano hidrológico (maio/ 2022 – abril/2023)

Estação	Data	Oxigênio Dissolvido / mg/L	Temperatura da água / °C	Altitude	Cloretos / mg/L	Coliformes Termotolerantes / 100mL	pH, in loco	Demanda Bioquímica de Oxigênio / mg/L	Nitrato / mg/L	Fósforo total / mg/L	Turbidez / NTU	Sólidos totais, 103-105°C / mg/L
BurleMarx	2022/05/04	8,3	19,7	1000	10	80	6,96	0,7	8,68	0,033	1	23,8
BurleMarx	2022/06/04	8,3	18,6	1000	10	160	8,33	2	7,39	0,329	2	21,4
BurleMarx	2022/07/04	8,4	17,4	1000	10	0	8,14	0,3	3,16	0,008	0	25,6
BurleMarx	2022/08/04	7,7	18,5	1000	10	160	8,42	0,4	0,39	0,022	1	27,1
BurleMarx	2022/09/04	7,8	17,8	1000	10	80	7,15	1,3	0	0,042	0	12,4
BurleMarx	2022/10/04	7,1	18	1000	10	240	7,36	0,3	12	0,023	3,24	33,5
BurleMarx	2022/11/04	7,6	18,3	1000	10	320	7,53	1	5,85	0	2,91	17,63
BurleMarx	2022/12/04	6,2	18,5	1000	10	240	7,43	0,2	0	0,001	2,07	19,6
BurleMarx	2023/01/04	7,1	18,5	1000	10	400	7,28	0	0	0,001	5,6	19,08
BurleMarx	2023/02/04	8,7	19	1000	10	0	7,48	1,8	0,21	0,001	1,55	50,07
BurleMarx	2023/03/04	7,3	18,9	1000	10	80	7,55	1,4	0,03	0,005	2,23	35,66
BurleMarx	2023/04/04	6,2	18,8	1000	10	0	7,84	1	0,08	0,013	1,49	9,96
Mangabeiras	2022/05/04	8,4	18,9	1139	10	160	6,31	0,7	5,68	0,162	0	43,9
Mangabeiras	2022/06/04	8,1	17,7	1139	10	320	8,39	0,2	28,24	0,004	0	41,3
Mangabeiras	2022/07/04	7,8	16,5	1139	10	240	7,05	2,3	4,32	0,011	1	47,2
Mangabeiras	2022/08/04	7,1	17,9	1139	10	400	7,95	0,2	0,7	0,025	5	54,4
Mangabeiras	2022/09/04	7,1	17,8	1139	10	240	6,95	0,3	12,01	0,022	4	30,8
Mangabeiras	2022/10/04	6,9	17,9	1139	10	240	7,55	0	0,62	0,008	0,03	32,39
Mangabeiras	2022/11/04	7,2	17,8	1139	10	160	7,4	0,6	85,39	0,004	0,39	32,5
Mangabeiras	2022/12/04	6,6	18	1139	10	80	7,29	0	0,7	0,004	17,24	38,71
Mangabeiras	2023/01/04	7,9	18	1139	10	80	7,29	0,8	0	0,001	2,87	29,58
Mangabeiras	2023/02/04	7,2	18,2	1139	10	0	7,23	0,9	0	0,001	1,58	75,66
Mangabeiras	2023/03/04	7	18,6	1139	10	160	7,41	0,4	0,3	0,005	2,2	43,54
Mangabeiras	2023/04/04	5,9	18,7	1139	10	160	7,74	0,6	0,1	0,012	0,89	33,72
JacquesCousteau	2022/05/04	7,2	21,1	943	10	80	7,72	0,4	13,15	0,005	2	45,9

Estação	Data	Oxigênio Dissolvido / mg/L	Temperatura da água / °C	Altitude	Cloretos / mg/L	Coliformes Termotolerantes / 100mL	pH, in loco	Demanda Bioquímica de Oxigênio / mg/L	Nitrato / mg/L	Fósforo total / mg/L	Turbidez / NTU	Sólidos totais, 103-105°C / mg/L
JacquesCousteau	2022/06/04	7,7	19,2	943	10	0	7,56	1,3	23,08	0,352	7	43,9
JacquesCousteau	2022/07/04	8,2	17,1	943	10	160	7,85	1	5.390	0,001	6	50,7
JacquesCousteau	2022/08/04	8,5	16,8	943	10	160	7,88	1,8	1.390	0,025	5	59,7
JacquesCousteau	2022/09/04	6,8	19,3	943	10	240	6,81	0,2	4.850	0,03	5	39,9
JacquesCousteau	2022/10/04	7	19,2	943	10	400	7,29	0,9	2.470	0,017	7,64	106,1
JacquesCousteau	2022/11/04	6,8	19,4	943	10	640	7,32	1	8,08	0,017	63,2	63,26
JacquesCousteau	2022/12/04	4,3	19,8	943	10	480	7,09	0,8	6,08	0,052	44,74	57,02
JacquesCousteau	2023/01/04	6,3	19,8	943	10	560	7,12	0	3,55	0,029	4,57	94,9
JacquesCousteau	2023/02/04	4,57	20	943	10	240	7,16	0,9	7,43	0,001	6,9	73,21
JacquesCousteau	2023/03/04	5,72	20,5	943	10	240	7,2	0,6	5,21	0,014	5,5	62,11
JacquesCousteau	2023/04/04	6,3	20,6	943	10	80	7,01	2,1	5,4	0,013	2,97	19,26
Aggeo Pio	2022/05/04	8	19,9	929	10	240	7,48	0,5	4,22	0,014	1	33,7
Aggeo Pio	2022/06/04	8,7	19	929	10	160	8,06	1	7,08	0,014	0	34,8
Aggeo Pio	2022/07/04	8,4	15,7	929	10	240	7,68	0	5,78	0,007	0	41,4
Aggeo Pio	2022/08/04	8,2	16	929	10	80	8,1	1,3	1,78	0,025	1	50,1
Aggeo Pio	2022/09/04	7,3	18,8	929	10	240	6,94	0,6	9,55	0,012	2	77,9
Aggeo Pio	2022/10/04	6,8	18,5	929	10	320	7,78	0,7	1,01	0,026	0,04	34,31
Aggeo Pio	2022/11/04	7	18,5	929	10	400	7,42	0,5	7,7	0,02	1,32	45,91
Aggeo Pio	2022/12/04	6,5	18,8	929	10	480	7,49	0	0	0,001	3,74	45,4
Aggeo Pio	2023/01/04	7	19,1	929	10	480	8,45	0,5	0,78	0,022	7,26	39,67
Aggeo Pio	2023/02/04	8,3	19,6	929	10	240	7,32	1,2	1,45	0,001	2,69	78,65
Aggeo Pio	2023/03/04	7,05	19,7	929	10	160	7,95	0,6	2,02	0,014	3,69	64,98
Aggeo Pio	2023/04/04	5,9	19,9	929	10	160	7,44	1	1,41	0,019	1,29	30,93
1M	2022/05/04	6,5	23,2	795	10	480	7,1	0,5	3,92	0,01	1	184,5
1M	2022/06/04	5,9	21	795	10	640	7,45	1	10,7	0,001	0	178,8
1M	2022/07/04	7,1	19,2	795	10	400	7,61	2	11,47	0,001	2	194,6
1M	2022/08/04	7,6	22,7	795	10	560	7,61	0,9	0,78	0,037	4	224
1M	2022/09/04	5,2	21,3	795	10	560	7,17	5,1	0,67	0,09	4	175,2

Estação	Data	Oxigênio Dissolvido / mg/L	Temperatura da água / °C	Altitude	Cloretos / mg/L	Coliformes Termotolerantes / 100mL	pH, in loco	Demanda Bioquímica de Oxigênio / mg/L	Nitrato / mg/L	Fósforo total / mg/L	Turbidez / NTU	Sólidos totais, 103-105°C / mg/L
1M	2022/10/04	5	21	795	10	480	7,38	1,9	1,85	0,07	0,84	31,97
1M	2022/11/04	6	20,8	795	10	960	7,41	0,4	34.930	0,02	2,1	169,6
1M	2022/12/04	5,2	20,7	795	10	1280	7,27	4,4	1.850	0,27	12,15	85,29
1M	2023/01/04	6,5	21,3	795	10	1760	7,28	0,5	21.080	0,001	3,33	161,2
1M	2023/02/04	7,5	21,5	795	10	640	7,47	0,9	24.768	0,001	2,8	0,37
1M	2023/03/04	7,4	21,6	795	10	480	7,43	2,3	34.878	0,042	1,8	0,33
1M	2023/04/04	5,6	21,9	795	10	640	7,28	1,4	26,9	0,05	1,22	157,3
Baleares	2022/05/04	7,8	21,2	790	10	320	7,88	0,8	3,07	0,061	0	214
Baleares	2022/06/04	8,2	18,4	790	10	400	8,03	0,5	12,39	0,495	0	215
Baleares	2022/07/04	6,5	17,9	790	10	80	8,28	0	6,47	0,057	2	200
Baleares	2022/08/04	7,4	19	790	10	400	8,29	0,8	0,32	0,078	1	533
Baleares	2022/09/04	5,9	18,7	790	10	480	7,27	1	3,39	0,11	0	204
Baleares	2022/10/04	6,6	19,1	790	10	400	7,52	0,9	78,78	0,14	0,95	32,25
Baleares	2022/11/04	7	19,4	790	10	720	7,67	0,4	31,85	0,25	0,57	182,8
Baleares	2022/12/04	5,2	20,3	790	10	1040	7,54	4,8	41,85	0,17	7,06	96,61
Baleares	2023/01/04	7,1	20,8	790	10	800	7,64	0,3	2,62	1,23	6,16	156,9
Baleares	2023/02/04	7,1	21	790	10	880	7,61	0,9	25,45	0,074	6,18	234,5
Baleares	2023/03/04	8	21,3	790	10	560	7,62	4,4	28,87	0,06	7,05	0,84
Baleares	2023/04/04	6,1	21,5	790	10	640	7,56	2	18,9	0,042	0,88	16,3
NSPiedade	2022/05/05	6,8	24,7	789	10	960	7,99	1,6	16,68	0,037	9	135,5
NSPiedade	2022/06/05	5,8	22,8	789	10	1600	7,98	1,2	11,62	0,004	4	137,8
NSPiedade	2022/07/05	6,3	21,1	789	10	2560	8,3	2,2	4,7	0,011	8	156,8
NSPiedade	2022/08/05	5,5	25,1	789	10	2560	8,15	2	13,5	0,026	6	272
NSPiedade	2022/09/05	9,3	20,5	789	10	2560	7,72	1	1,68	0,04	8	130,3
NSPiedade	2022/10/05	5,2	21	789	10	1920	7,81	3,9	41,08	0,05	3,38	34,41
NSPiedade	2022/11/05	4,7	21,2	789	10	1040	7,86	1,4	36,47	0,05	10,23	130,8
NSPiedade	2022/12/05	5,4	22,1	789	10	1360	7,58	0,4	0	0,06	8,96	99,27
NSPiedade	2023/01/05	6,3	20,9	789	10	880	7,72	2,9	6,47	0,02	8,69	104,7

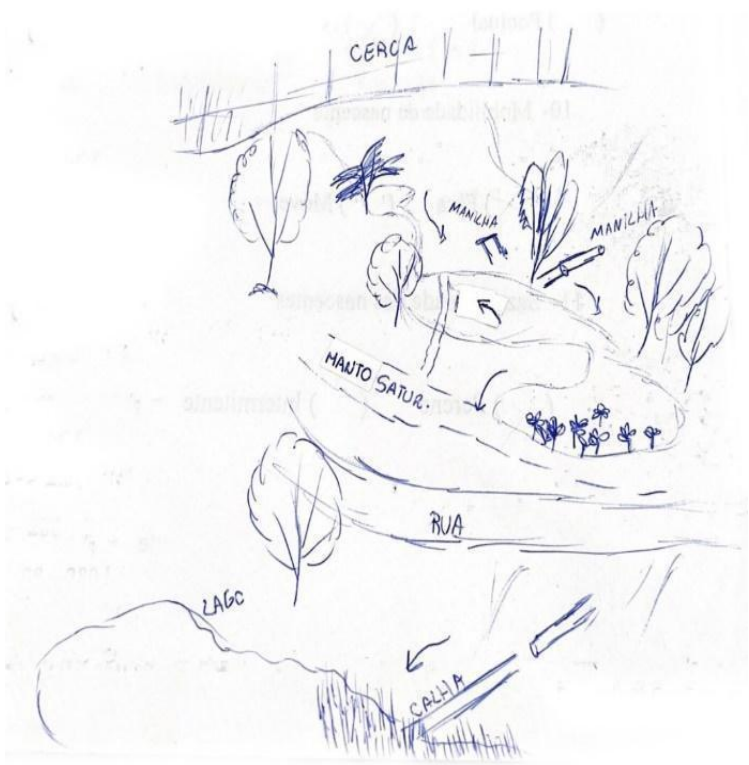
Estação	Data	Oxigênio Dissolvido / mg/L	Temperatura da água / °C	Altitude	Cloretos / mg/L	Coliformes Termotolerantes / 100mL	pH, in loco	Demanda Bioquímica de Oxigênio / mg/L	Nitrato / mg/L	Fósforo total / mg/L	Turbidez / NTU	Sólidos totais, 103-105°C / mg/L
NSPiedade	2023/02/05	5,4	22,4	789	10	1440	7,6	3,8	7,89	0,028	2,5	0,67
NSPiedade	2023/03/05	5,6	22,5	789	10	1280	7,67	4,9	10,05	0,017	5,05	0,29
NSPiedade	2023/04/05	4,4	22,7	789	10	960	7,72	2,3	8,13	0,026	5,24	81,79
LagoaNado	2022/05/05	5,5	22,4	780	10	320	7,38	1,2	0,04	0,02	5	105,6
LagoaNado	2022/06/05	6	20,8	780	10	320	7,38	0,5	1,32	0,014	3	97,6
LagoaNado	2022/07/05	6	20,1	780	10	400	8,1	1	3,74	0,011	2	200
LagoaNado	2022/08/05	5,8	21,4	780	10	240	7,72	0,8	7,26	0,054	1	125,6
LagoaNado	2022/09/05	5	20,7	780	10	160	6,86	0,5	2,69	0,035	9	82,9
LagoaNado	2022/10/05	3,7	20,5	780	10	400	6,82	1,8	1,78	0,014	1,26	35,73
LagoaNado	2022/11/05	4,5	20,7	780	10	720	7,08	0,8	8,01	0,011	2,59	76,58
LagoaNado	2022/12/05	3,8	21	780	10	640	7	2,5	0	0,025	7,78	81,58
LagoaNado	2023/01/05	6,1	21,4	780	10	880	6,93	0,2	0	0,067	27,08	48,84
LagoaNado	2023/02/05	11	21,5	780	10	400	6,8	0,51	0	0,001	2,87	198,6
LagoaNado	2023/03/05	6,5	21	780	10	320	6,93	0,6	3,88	0,022	4,18	200,5
LagoaNado	2023/04/05	3,5	20,8	780	10	320	6,76	1,6	1,3	0,024	2,64	78,74
Taboões	2022/05/05	8,1	20,5	1400	10	0	6,51	0,6	5,38	0,09	0	7,6
Taboões	2022/06/05	8,5	20,3	1400	10	0	8,46	1,1	10,78	0,384	0	5,3
Taboões	2022/07/05	7,7	20,3	1400	10	0	8,72	0,7	7,39	0,001	0	7,1
Taboões	2022/08/05	7,4	20,5	1400	10	80	8,72	0,2	1,55	0,008	0	8,5
Taboões	2022/09/05	7,1	20,5	1400	10	80	7,09	0	6,55	0,013	1	5,7
Taboões	2022/10/05	7,2	20,3	1400	10	160	6,24	0,4	0,39	0,001	0,04	0,8
Taboões	2022/11/05	9	20,5	1400	10	240	6,81	2,2	4,62	0,013	0,74	12,5
Taboões	2022/12/05	7	20,7	1400	10	240	7,11	0	0	0,001	0,77	5
Taboões	2023/01/05	8	20,6	1400	10	160	7,35	0,4	1,02	0,227	0,73	11,81
Taboões	2023/02/05	7,13	20,6	1400	10	0	7,73	0,9	0,09	0,08	0,8	18,4
Taboões	2023/03/05	6,9	20,3	1400	10	0	7,34	0,7	0	0,1	0,62	8,54
Taboões	2023/04/05	6,4	20,8	1400	10	80	7,04	0,6	0,37	0,007	0,6	6,85

B – Aplicação detalhada do PAAN (Moura, 2020)

Para demonstrar o cruzamento dos parâmetros nos quadros a seguir, para a obtenção do indicador final, apenas a título de abreviação pelo extenso nome dos parâmetros de qualidade ambiental das nascentes, esses foram substituídos por letras:

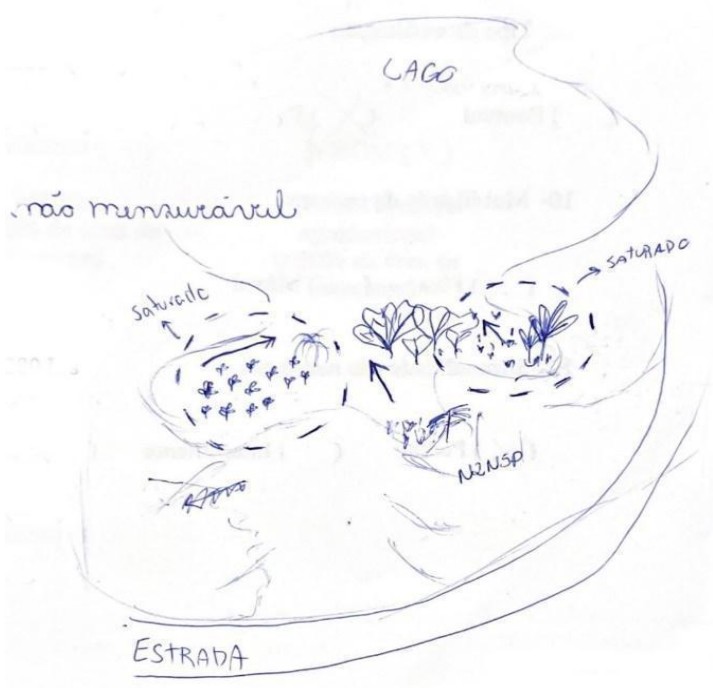
Legenda: **A**=Assoreamento na nascente; **B** = Degradação na APP da nascente; **AB** = Morfodinâmica da nascente; **C** = Acesso de pessoas, animais domésticos e criações na nascente; **D** = Intervenções diretas com modificações das características morfológicas da nascente; **CD** = Contato com a nascente; **E** = Coliformes termotolerantes na água; **F** = DBO (Oxigênio dissolvido) na água; **EF** = Poluição microbiológica na nascente; **G** = Eutrofização na água; **H** = Óleos e Graxas na água; **GH** = Poluição bioquímica da água; **I** = Existência de programas de Educação Ambiental voltados para a população que utiliza nascentes; **J** = Articulação entre população e entidades de regulação; **IJ** = Governança; **K** = Existência de projetos e/ou programas do governo para a proteção e/ou recuperação de nascentes; **L** = Combate e ou controle de processos erosivos na APP; **KL** = Recuperação ambiental das nascentes.

Quadro 14: A aplicação do PAAN na nascente N1NSP, seu indicador P-E-R e sua área de inserção

N1NSP		
Indicador de Pressão		
A x B	C x D	
3	2	
AB x CD		
4		
Indicador de Estado		
E x F	G x H	
2	3	
EF x GH		
4		
Indicador de Resposta		
I x J	H x G	
2	1	
IJ x HG		
2		
Indicador P-E-R	244	

Fonte: elaborado pela autora (2024).

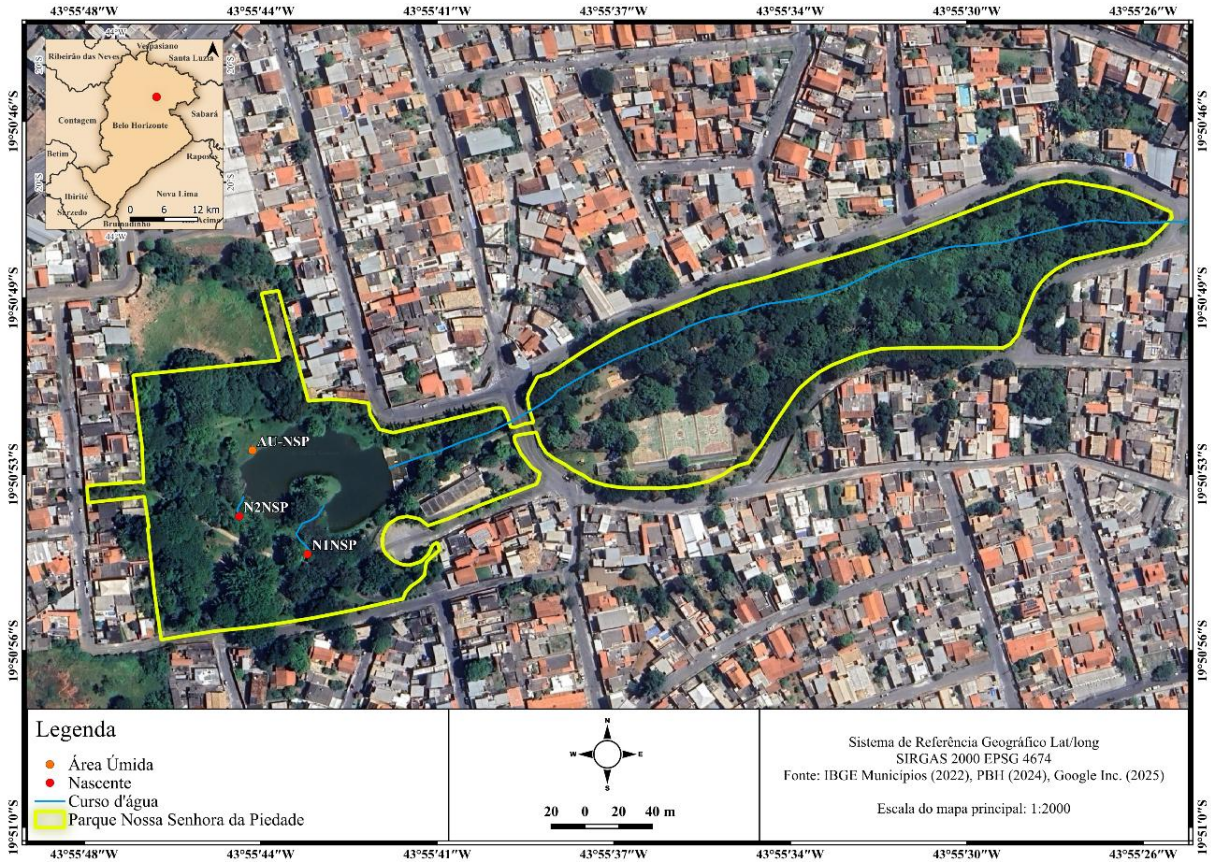
Quadro 15: A aplicação do PAAN na nascente N2NSP, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.

N2NSP		
Indicador de Pressão		
A x B	C x D	
3	2	
AB x CD		
4		
Indicador de Estado		
E x F	G x H	
2	3	
EF x GH		
4		
Indicador de Resposta		
I x J	H x G	
2	1	
IJ x HG		
2		
Indicador P-E-R	244	

Fonte: elaborado pela autora (2024).

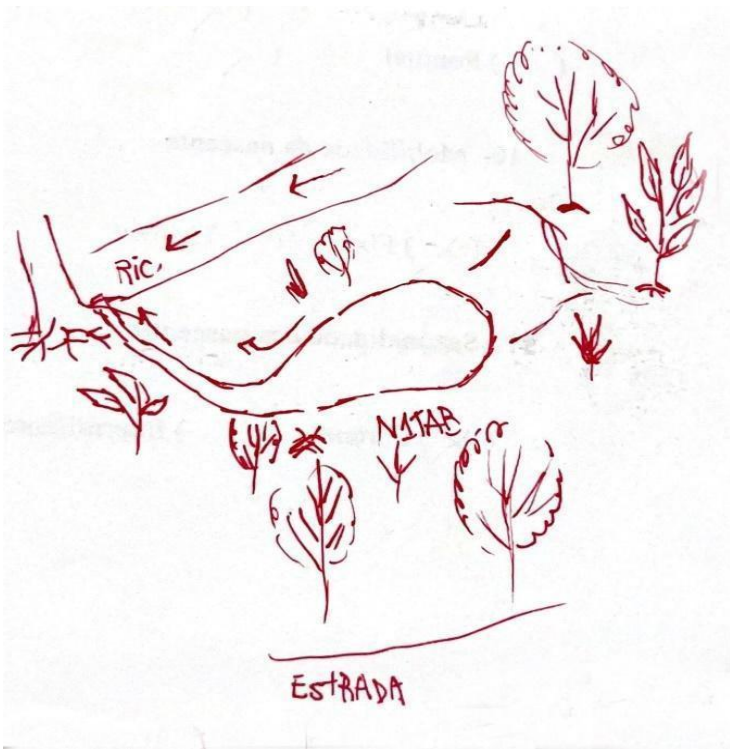
O Mapa 14 a seguir ilustra a localização não apenas das duas nascentes mapeadas no parque Nossa Senhora da Piedade, bem como a AU ali encontrada.

Mapa 14: Nascentes e Área úmida encontradas no Parque Nossa Senhora da Piedade.



Fonte: A autora.

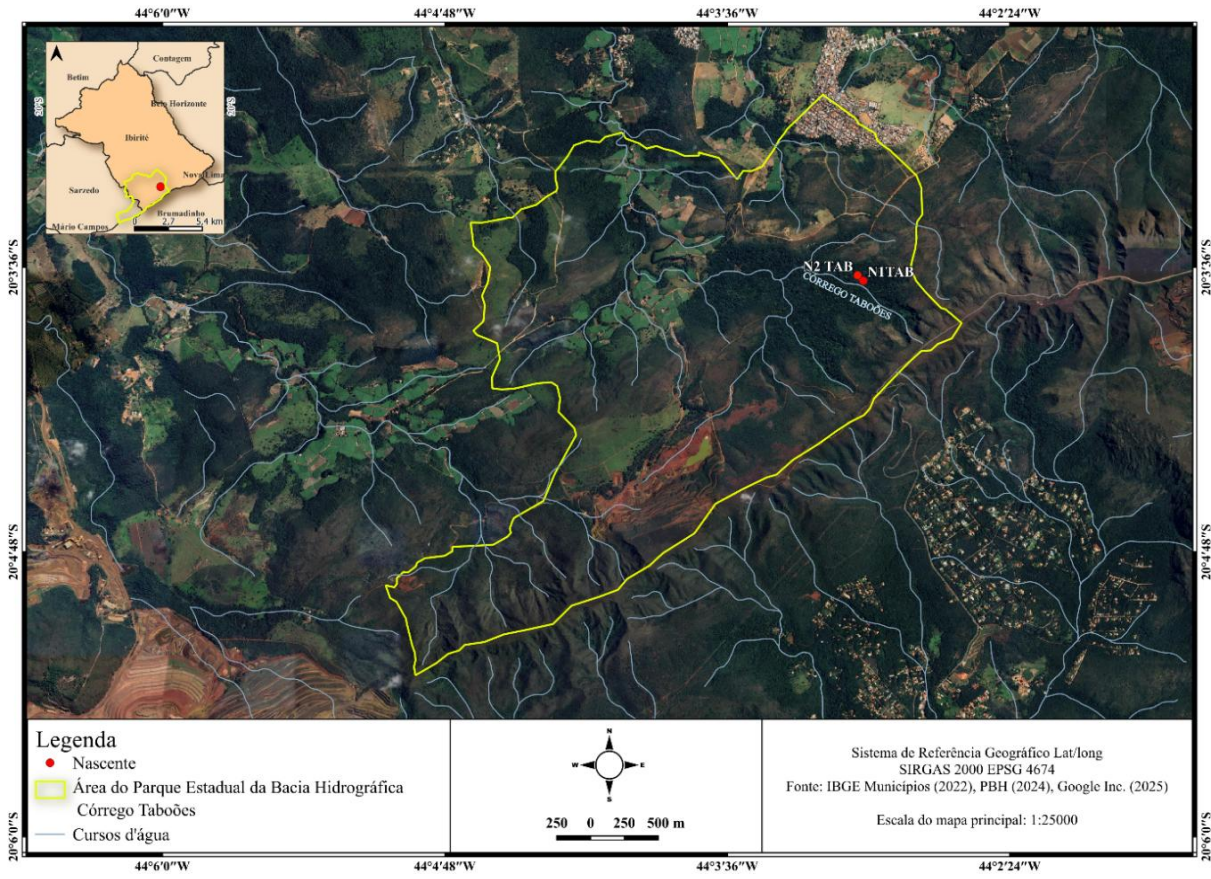
Quadro 16: Aplicação do PAAN na nascente NITAB, seu indicador P-E-R e sua área de inserção

NITAB		
Indicador de Pressão		
A x B	C x D	
3	3	
AB x CD		
5		
Indicador de Estado		
E x F	G x H	
2	3	
EF x GH		
4		
Indicador de Resposta		
I x J	H x G	
1	1	
IJ x HG		
1		
Indicador P-E-R	145	

Fonte: elaborado pela autora (2024).

O Mapa 15 a seguir ilustra a localização das duas nascentes mapeadas na APE Taboões, ainda que apenas uma tenha sido avaliada.

Mapa 15: As nascentes encontradas na APE Taboões.



Fonte: a autora.

Quadro 17: A aplicação do PAAN na nascente NILN, seu indicador P-E-R e sua área de inserção

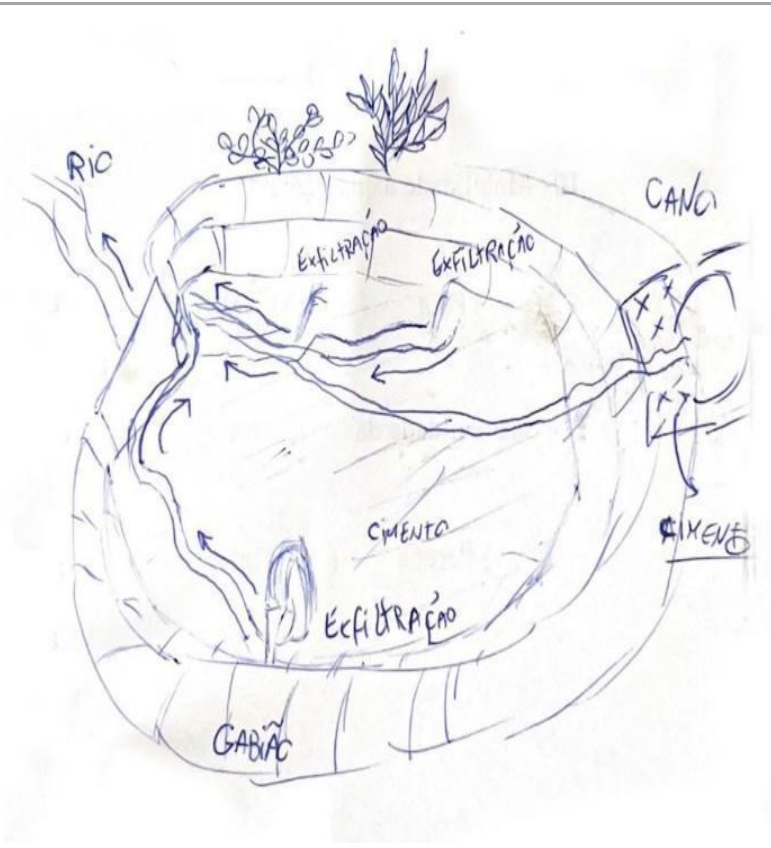
N1LN	
Indicador de Pressão	
A x B	C x D
3	3
AB x CD	
5	
Indicador de Estado	
E x F	G x H
2	3
EF x GH	
4	
Indicador de Resposta	
I x J	H x G
2	1
IJ x HG	
2	
Indicador P-E-R	245





Fonte: elaborado pela autora (2024).

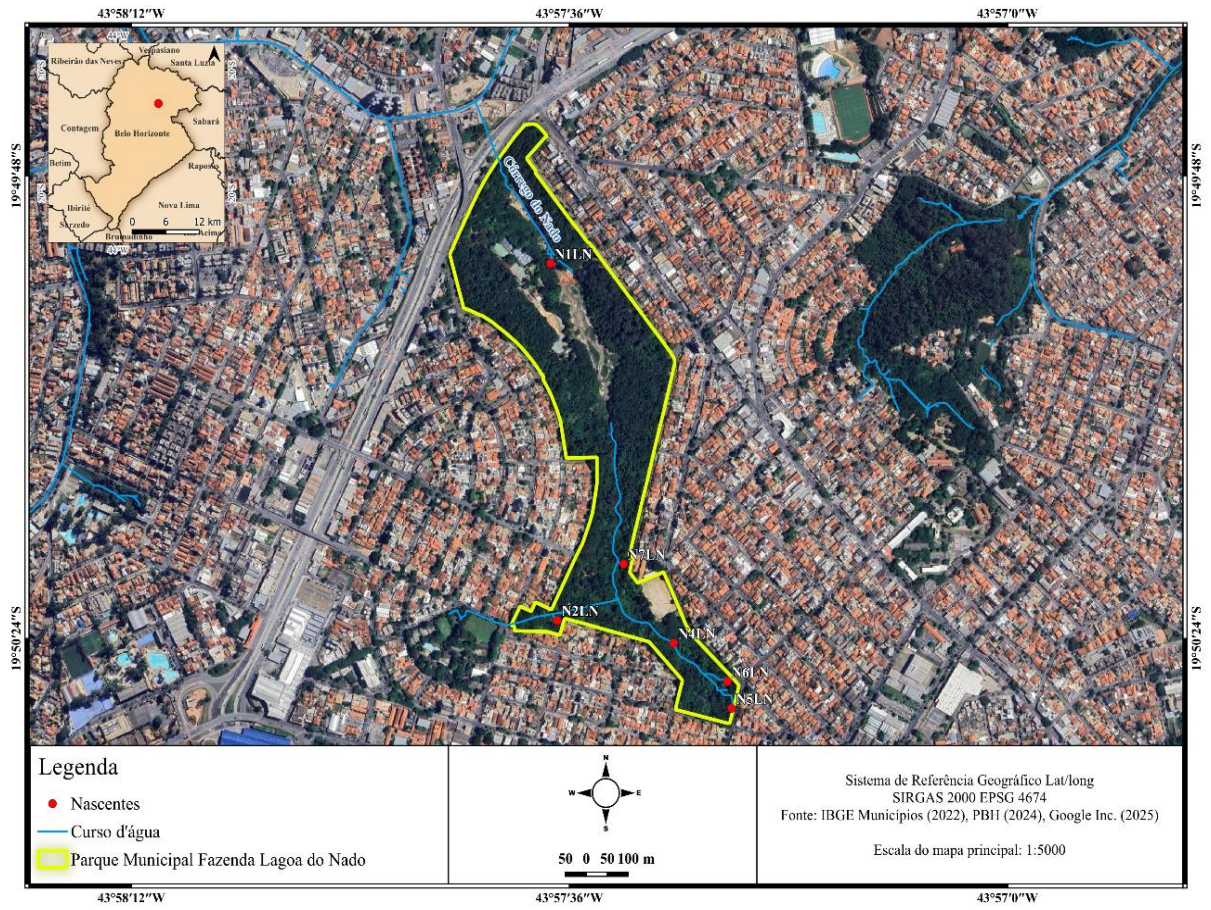
Quadro 18: A aplicação do PAAN na nascente N6LN, seu indicador P-E-R e sua área de inserção

N6LN		
Indicador de Pressão		
A x B	C x D	
2	1	
AB x CD		
2		
Indicador de Estado		
E x F	G x H	
2	2	
EF x GH		
3		
Indicador de Resposta		
I x J	H x G	
2	1	
IJ x HG		
2		
Indicador P-E-R	223	

Fonte: elaborado pela autora (2024).

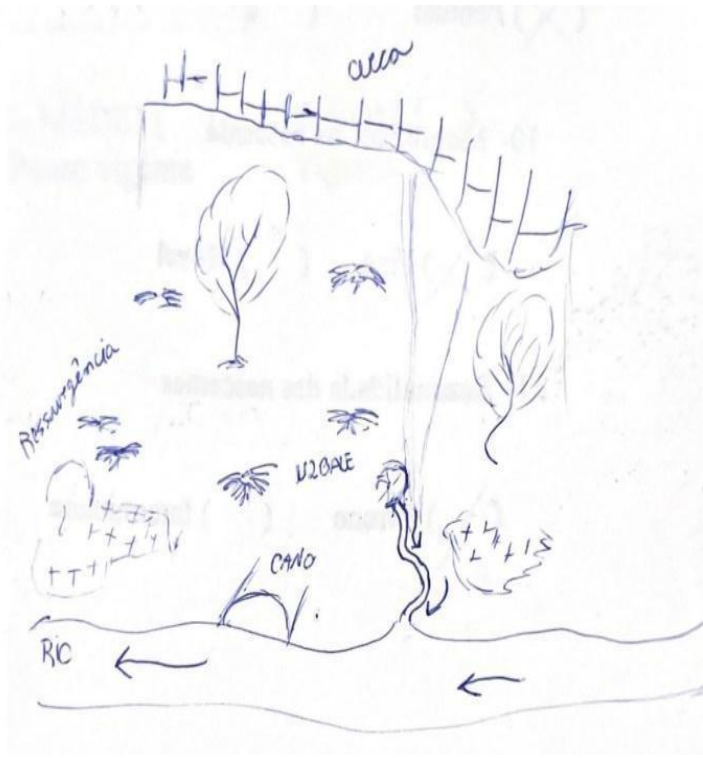
O Mapa 16 a seguir ilustra a localização de todas as nascentes mapeadas no Parque Lagoa do Nado, ainda que apenas duas tenham sido avaliadas.

Mapa 16: Nascentes mapeadas no parque Lagoa do Nado.



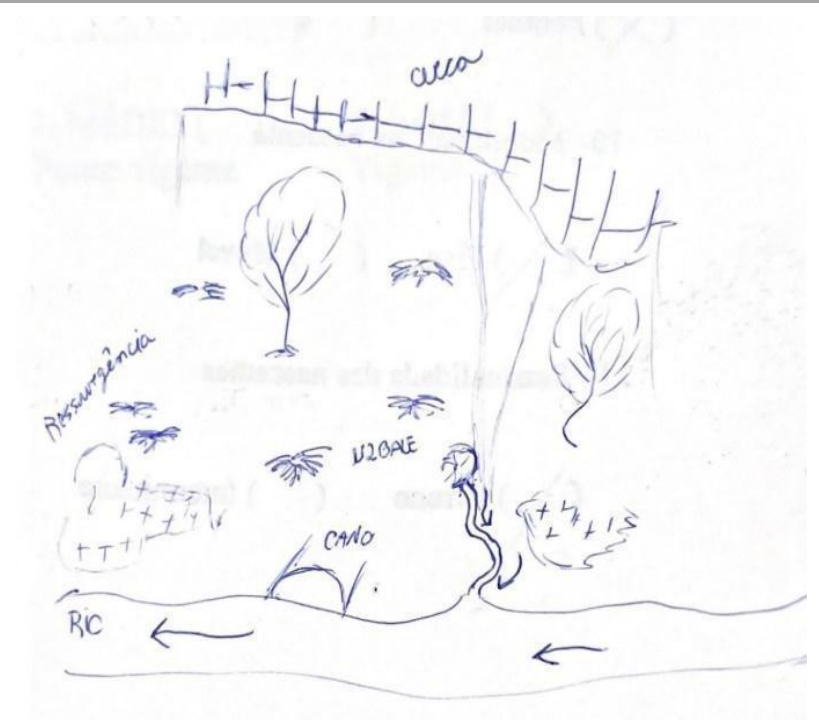
Fonte: a autora.

Quadro 19: A aplicação do PAAN na nascente N1BALEAR, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.

N1BALEAR		
Indicador de Pressão		
A x B	C x D	
3	2	
AB x CD		
4		
Indicador de Estado		
E x F	G x H	
2	2	
EF x GH		
3		
Indicador de Resposta		
I x J	H x G	
1	1	
IJ x HG		
1		
Indicador P-E-R	134	

Fonte: elaborado pela autora (2024).

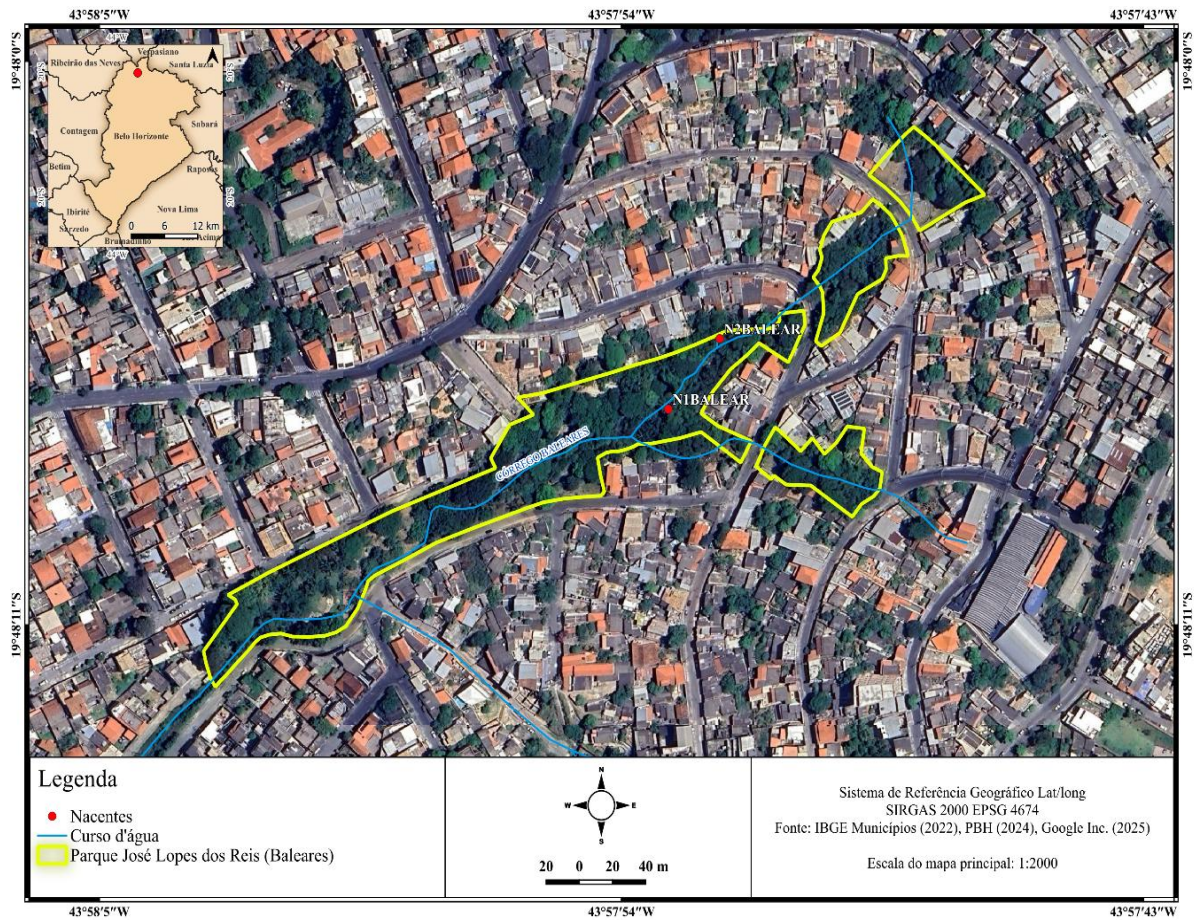
Quadro 20: A aplicação do PAAN na nascente N2BALEAR seu indicador P-E-R e sua área de inserção.

N2BALEAR		
Indicador de Pressão		
A x B	C x D	
2	2	
AB x CD		
3		
Indicador de Estado		
E x F	G x H	
2	2	
EF x GH		
3		
Indicador de Resposta		
I x J	H x G	
1	1	
IJ x HG		
1		
Indicador P-E-R	133	

Fonte: elaborado pela autora (2024).

O Mapa 17 ilustra as nascentes encontradas e avaliadas no Parque Baleares.

Mapa 17: Nascentes do Parque Baleares.



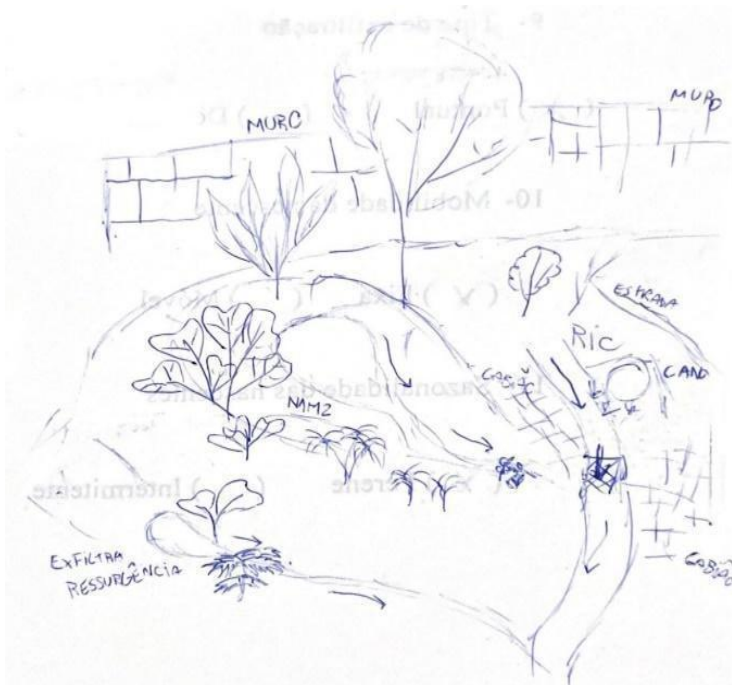
Fonte: a autora.

Quadro 21: A aplicação do PAAN na nascente N11M, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.

N11M		
Indicador de Pressão		
A x B	C x D	
2	2	
AB x CD		
3		
Indicador de Estado		
E x F	G x H	
2	2	
EF x GH		
3		
Indicador de Resposta		
I x J	H x G	
1	1	
IJ x HG		
1		
Indicador P-E-R	133	

Fonte: elaborado pela autora (2024).

Quadro 22: A aplicação do PAAN na nascente N21M, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.

N21M		
Indicador de Pressão		
A x B	C x D	
2	2	
AB x CD		
3		
Indicador de Estado		
E x F	G x H	
2	2	
EF x GH		
3		
Indicador de Resposta		
I x J	H x G	
1	1	
IJ x HG		
1		
Indicador P-E-R	133	

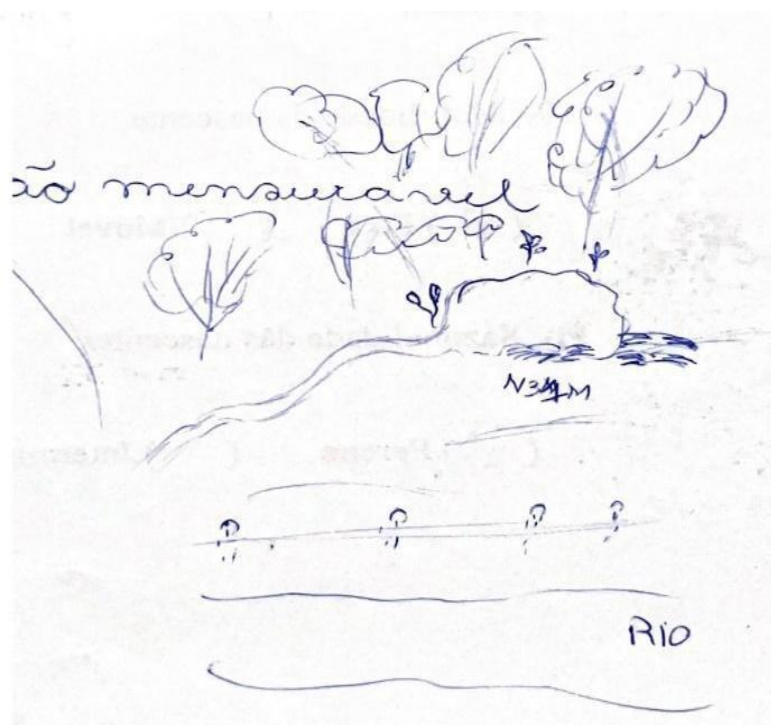
Fonte: elaborado pela autora (2024).

Quadro 23: A aplicação do PAAN na nascente N31M, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.

N31M	
Indicador de Pressão	
A x B	C x D
2	3
AB x CD	
4	
Indicador de Estado	
E x F	G x H
2	2

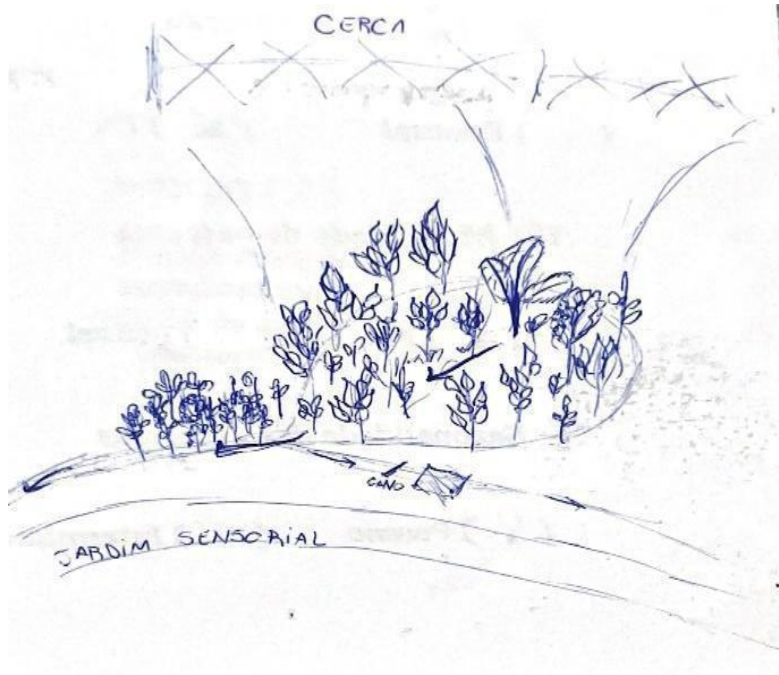


EF x GH	
3	
Indicador de Resposta	
I x J	H x G
1	1
IJ x HG	
1	
Indicador P-E-R	134



Fonte: elaborado pela autora (2024).

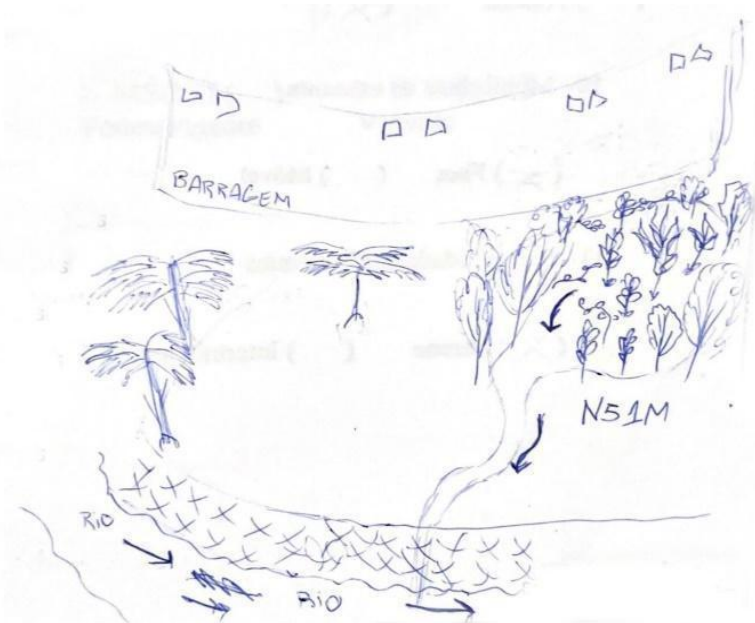
Quadro 24: A aplicação do PAAN na nascente N41M, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.

N41M		
Indicador de Pressão		
A x B	C x D	
3	2	
AB x CD		
4		
Indicador de Estado		
E x F	G x H	
2	3	
EF x GH		
4		
Indicador de Resposta		
I x J	H x G	
1	1	
IJ x HG		
1		
Indicador P-E-R	144	

Fonte: elaborado pela autora (2024).

Quadro 24: A aplicação do PAAN na nascente N51M, seu indicador P-E-R e sua área de inserção.

N51M	
Indicador de Pressão	
A x B	C x D
3	3
AB x CD	
5	
Indicador de Estado	
E x F	G x H
2	3
EF x GH	
4	
Indicador de Resposta	
I x J	H x G
1	1
IJ x HG	
1	
Indicador P-E-R	145



Fonte: elaborado pela autora (2024).

O Mapa 18 apresenta as cinco nascentes encontradas e avaliadas no parque Primeiro de Maio.

Mapa 18: As nascentes do parque Primeiro de Maio.



Fonte: a autora.