



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"

Programa Interunidades



Doutorado

Engenharia Civil e Ambiental

KRISTIANE RAMOS PRIMO

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE TRECHOS URBANOS DE CÓRREGOS
DE LEITO CONCRETADO APÓS INTERVENÇÕES *ONE-OFF*
VISANDO A REVITALIZAÇÃO**

Sorocaba
2020



KRISTIANE RAMOS PRIMO

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE TRECHOS URBANOS DE CÓRREGOS
DE LEITO CONCRETADO APÓS INTERVENÇÕES *ONE-OFF*
VISANDO A REVITALIZAÇÃO**

Tese apresentada ao PPG Engenharia Civil e Ambiental como parte dos requisitos apresentados para obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil e Ambiental. Área de Concentração: Saneamento.

Orientador: Professor Associado Alexandre Marco da Silva.

Sorocaba
2020



P953a

Primo, Kristiane Ramos

Avaliação ambiental de trechos urbanos de córregos de leito
concretado após intervenções one-off visando a revitalização /
Kristiane Ramos Primo. -- Sorocaba, 2020

162 f. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba

Orientador: Alexandre Marco da Silva

1. Saneamento. 2. Desenvolvimento de recursos hídricos. 3. River
restoration. 4. Sucessão ecológica. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de
Ciência e Tecnologia, Sorocaba. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA TESE DE DOUTORADO DE KRISTIANE RAMOS PRIMO, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 07 dias do mês de fevereiro do ano de 2020, às 08:30 horas, no(a) ICT - Sorocaba, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. ALEXANDRE MARCO DA SILVA - Orientador(a) do(a) Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp - Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, Prof. Dr. FERNANDO SHINJI KAWAKUBO do(a) Departamento de Geografia / Universidade de São Paulo / USP, Prof. Dr. MAURÍCIO CETRA do(a) Departamento de Ciências Ambientais / Universidade Federal de São Carlos - UFSCar, Profª. Drª. ANA PAULA MONI SILVA do(a) Instituto de Recursos Naturais - IRN / Universidade Federal de Itajubá - UNIFEI, Prof. Dr. WELBER SENTEIO SMITH do(a) Instituto de Ciências da Saúde - ICS / Universidade Paulista - UNIP, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da TESE DE DOUTORADO de KRISTIANE RAMOS PRIMO, intitulada **AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE TRECHOS URBANOS DE CÓRREGOS DE LEITO CONCRETADO APÓS INTERVENÇÕES ONE-OFF VISANDO A REVITALIZAÇÃO**. Após a exposição, a discente foi arguida oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: APROVADA _____. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Prof. Dr. ALEXANDRE MARCO DA SILVA

Alexandre Marco da Silva

Prof. Dr. FERNANDO SHINJI KAWAKUBO

Fernando Shinji Kawakubo

Prof. Dr. MAURÍCIO CETRA

Maurício Cetra

1/ Profª. Drª. ANA PAULA MONI SILVA

Alexandre Marco da Silva

Prof. Dr. WELBER SENTEIO SMITH

Welber Senteio Smith

Para o meu filho Matheus, razão da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer aos meus pais pelo incentivo incondicional para minha formação e meus estudos. Maior demonstração de amor não há.

Ao meu filho querido Matheus, meu muito obrigada pelas horas de paciência em que este projeto foi prioridade na minha vida.

Agradeço aos meus amigos e familiares que também, de uma forma ou de outra, contribuíram para que eu nunca desistisse deste meu sonho.

Agradeço em especial ao Prof. Dr. Alexandre Marco da Silva pelo exemplo de mestre que pretendo seguir. Humildade, bondade, respeito e dedicação são qualidades que ultrapassam os conhecimentos científicos e, de maneira abençoada, as encontrei no meu orientador.

Aos professores do curso de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, que contribuíram para minha formação e amadurecimento necessário para a elaboração de uma obra como esta.

Agradeço ao Prof. Nobel Penteado de Freitas da Universidade de Sorocaba que, gentilmente, me ajudou na identificação de algumas espécies vegetais. Ao técnico Alexandre Germano do laboratório de geoprocessamento da UNIFEI que, de maneira solícita, apresentou ao *Software Global Mapper*, o qual utilizei para confecção dos mapas. Às técnicas dos laboratórios da UNESP de biologia e química, Sandra Gavetti e Letícia Boschini Fraga Gonçalves, pela permissão de uso dos laboratórios e auxílio prestado gentilmente durante a realização dos ensaios.

Aos professores Maria Lucia Pereira Antunes e Sandro Donnini Mancini pela permissão do uso compartilhado do laboratório de pesquisas do grupo NATEL.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) (Projeto 2015/20560-6) pelo financiamento do projeto que permitiu a aquisição de alguns equipamentos e materiais usados neste projeto.

Ao SAAE (Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Sorocaba) pela concessão de uso dos córregos para execução do projeto.

Por fim, gostaria de agradecer à minha equipe de pesquisa do projeto que, me acolheu e me ajudou em todos os aspectos: Rosiane Argenton, Gabriela Bassi e Beatriz Capello. Agradeço imensamente a amizade e conhecimentos adquiridos com vocês.

Título: Avaliação ambiental de trechos urbanos de córregos de leito concretado após intervenções *one-off* visando a revitalização.

Candidata: Engenheira MSc Kristiane Ramos Primo.

Orientador: Professor Associado Alexandre Marco da Silva.

Resumo – Os trechos urbanos de córregos muitas vezes apresentam uma baixa qualidade de água e, somado a este problema, a população enfrenta crescente preocupação com a escassez dos recursos hídricos. Diante da alteração antrópica de trechos urbanos de córregos por meio da retificação e concretagem, surge a preocupação por parte dos cientistas, da modificação do habitat aquático e consequente danos ao ecossistema em geral. Medidas intervencionistas de caráter mitigador destes danos são sugeridas na bibliografia com o intuito de atenuar os prejuízos ecológicos do meio ambiente modificado. O principal objetivo deste trabalho portanto, foi verificar o comportamento dos fatores biológicos e orgânicos, da água e do sedimento, após a implementação de medidas de intervenção *one-off*, com o uso de técnicas biofilicas em trechos urbanos de três córregos de leito concretado, localizados em Sorocaba, SP. Foram realizadas medições e/ou coletas dos parâmetros necessários para o julgamento da conformidade dos métodos de remediação adotados em dois pontos diferentes: na intervenção e à montante da intervenção, sempre em triplicata. Para isto, visitas a campo foram realizadas, durante todo o ano de 2017, com o objetivo de identificar e catalogar, entre outros organismos, a fauna de invertebrados e a comunidade de espécies vegetais. Como resultado do trabalho, observou-se que houve a regeneração espontânea em um dos córregos, porém, a utilização da intervenção no melhoramento dos parâmetros de qualidade da água não se mostrou muito eficaz. Foi utilizado a análise estatística para os dados quantitativos e o método AHP como uma análise multicriterial dos atributos considerados importantes para o sucesso de um projeto desta natureza. Não foi objeto do trabalho a comparação entre as três diferentes técnicas de bioengenharia empregadas, por terem sido empregadas em diferentes córregos com características físicas e dinâmicas hidrológicas diferenciadas. Porém, foi verificado, dentre as obras implementadas, a que apresentou melhor progresso na intervenção ecológica.. Como produto final deste projeto, foi utilizado a análise SWOT, em conjunto com o método AHP, sendo criada uma matriz TOWS com propostas de técnicas para projetos futuros. Recomenda-se, portanto, técnicas de intervenção de córregos urbanos, como ferramenta de auxílio à gestão dos recursos hídricos, para melhorar o ecossistema de uma determinada bacia hidrográfica, por meio de intervenções de baixo custo e fácil

execução aliado ao envolvimento da população e órgãos públicos. Para um alcance melhor dos resultados é sugerido o estudo prévio da dinâmica de sedimentos do córrego, verificação do uso e ocupação do solo e do regime de vazão com o intuito de uma melhor escolha das técnicas biofílicas, bem como, melhor posicionamento e arranjo das mesmas no leito do córrego.

Palavras-chave: saneamento, desenvolvimento de recursos hídricos, restauração de rios, sucessão ecológica.

Title: Environmental assessment of urban stretches of concrete bed streams following one-off interventions aimed at revitalization.

Candidate: Engineer MSc Kristiane Ramos Primo.

Advisor: Associate Professor Alexandre Marco da Silva.

Abstract – Urban stretches of streams often have low water quality and, added to this problem, the population concern about the scarcity of water resources is growing. Faced with the anthropic alteration of urban stretches of streams through rectification with concrete, there is a concern on the part of scientists, about the modification of the aquatic habitat and consequent damage to the ecosystem in general. Interventionist measures to mitigate these damages are suggested in the bibliography in order to mitigate the ecological damage of the modified environment. The main objective of this work, therefore, was to verify the behavior of biological and organic factors, water and sediment, after the implementation of one-off intervention measures, with the use of biophilic techniques in urban stretches of three concrete bed streams, located in Sorocaba, SP. Measurements and / or collections of the necessary parameters were carried out to judge the conformity of the remediation methods adopted at two different points: in the intervention and upstream of the intervention, always in triplicate. For this, field visits were carried out, throughout the year 2017, to identify and catalog, among other organisms, the invertebrate fauna and the plant species community. As a result of the work, it was observed that there was spontaneous regeneration in one of the streams, however, the use of the intervention in improving water quality parameters was not very effective. Statistical analysis was used for quantitative data and the AHP method as a multicriterial analysis of the attributes considered important for the success of a project of this nature. The comparison between the three different bioengineering techniques employed was not the object of the work, as they were used in different streams with different physical characteristics and hydrological dynamics. However, it was verified, among the implemented works, which presented the best progress in the ecological intervention. As the final product of this project, the SWOT analysis was used, together with the AHP method, creating a TOWS matrix with technical proposals for projects in the future. Therefore, techniques for the intervention of urban streams are recommended, as a tool to aid the management of water resources, to improve the ecosystem of a given hydrographic basin, through low-cost and easy-to-execute interventions coupled with the involvement of the population and bodies public. For a better reach of the results, it is suggested the

previous study of the stream sediment dynamics, verification of the use and occupation of the soil and the flow regime with the intention of a better choice of the biophilic techniques, as well as, better positioning and arrangement of the same in the stream bed.

Keywords: sanitation, water resources development, river restoration, ecological succession.

Índice de Figuras

Figura 1 – Espelho d’água de um córrego urbano (Bairro Vila Sabiá em Sorocaba- SP)...	10
Figura 2 – Bairro Vila Sabiá, Sorocaba – SP, localizado à montante de espelho d’água (córrego abordado posteriormente no trabalho como R1).....	11
Figura 3 - Distribuição natural de troncos de madeira no canal do córrego.....	16
Figura 4 - Sistema de retroalimentação de identificação de opções de modelos de restauração ecológica.....	19
Figura 5 - Obras de revitalização do rio Cheonggyecheon concluídas.	21
Figura 6 - Categorização das respostas obtidas a partir da pergunta: “Qual sua opinião sobre a atividade?”.....	22
Figura 7 – Representações gráficas do modelo teórico do processo natural de autodepuração em rios.....	26
Figura 8 - Variação da solubilidade do oxigênio na água.	27
Figura 9 - Diferentes formas de interação do carbono (C) em ambiente aquático.....	31
Figura 10 – Impacto das espécies de macrófitas nas outras comunidades em ambientes aquáticos.	33
Figura 11 - Localização natural de <i>Callitriche platycarpa</i> no rio Zwarte Nete (Bélgica). .	34
Figura 12- Fotos ilustrativas de representantes da família Chironomidae.	38
Figura 13 – Comportamento do hidrograma de uma bacia rural e urbanizada após um evento de chuva.	40
Figura 14 - Distribuição temporal da chuva média mensal e temperatura média mensal na Bacia do rio Sorocaba (período de 2006 a 2012).	41
Figura 15 – Hidrograma dos dados do posto fluviométrico 4E-001 (2006 a 2012) da Bacia do rio Sorocaba.....	42
Figura 16 – Exemplo de estruturação do método AHP para tomada de decisão.	43
Figura 17 – Fluxograma da metodologia do trabalho.....	51
Figura 18 - Bacia do rio Sorocaba e médio Tietê (UGRHI).....	53
Figura 19 – Localização dos córregos escolhidos (córregos R1, R2 e R3) na zona periférica da cidade de Sorocaba-SP.	54
Figura 20 - Córregos urbanos escolhidos para pesquisa localizados na cidade de Sorocaba-SP (vista de montante para jusante).....	55

Figura 21 - Localização do ponto de intervenção do Córrego 1.	56
Figura 22 - Localização do ponto de intervenção do Córrego 2.	57
Figura 23 – Detalhe da mineração localizada na região de nascente do córrego R2 (à montante do ponto de intervenção).	58
Figura 24 - Localização do ponto de intervenção do Córrego 3.	59
Figura 25 – Mapeamento do uso do solo da sub-bacia do córrego R1. Projeção: UTM – Zona 23 S - SIRGAS 2000..	61
Figura 26 - Mapeamento do uso do solo da sub-bacia do córrego R2. Projeção: UTM – Zona 23 S - SIRGAS 2000.	61
Figura 27 - Mapeamento do uso do solo da sub-bacia do córrego R3. Projeção: UTM – Zona 23 S - SIRGAS 2000..	62
Figura 28 – Formas das Sub-bacias hidrográficas dos córregos R1, R2 e R3.....	63
Figura 29 – Elevação do terreno da região das sub-bacias hidrográficas dos córregos R1, R2 e R3.	64
Figura 30 – Confecção dos aparatos utilizados nos córregos pelas alunas pesquisadoras..	68
Figura 31 – Ilustração da instalação dos aparatos no córrego R1 com ajuda do Prof. Orientador Alexandre Marco da Silva.....	69
Figura 32 - Intervenções realizadas no córrego 1 (R1).	70
Figura 33 – Detalhe das obras biofílicas implementadas no córrego R1.	70
Figura 34 - Intervenções feitas no córrego 2 (R2).....	71
Figura 35 - Detalhe das obras biofílicas implementadas no córrego R2.	72
Figura 36 - Intervenção realizada no córrego 3 (R3).....	73
Figura 37 - Detalhe das intervenções do tipo “salsicha” no córrego 3 (R3).	74
Figura 38 - Detalhe das obras biofílicas implementadas no córrego R3.	74
Figura 39 – Definição da descarga líquida.	76
Figura 40 – Seção transversal de um rio (larguras e profundidades).	76
Figura 41 – Seção longitudinal escolhida para determinação da velocidade do percurso pré-determinado.	77
Figura 42 – Corante utilizado para determinação da velocidade do fluxo d’água.	77
Figura 43 – Coleta de amostras de água no córrego R1 pela autora.	79
Figura 44 - Exemplo de amostras de sedimentos em cadinhos apropriados para estufa.....	80
Figura 45 - Coletor do tipo <i>surber</i>	81
Figura 46 - Exemplos de armazenamento de espécies invertebradas em solução apropriada: (i) no local de coleta e (ii) no laboratório.	81

Figura 47 – Escala contínua para elaboração da matriz de comparação pareada.....	83
Figura 48 – Situação das obras biofílicas no período pós-intervenção no córrego R1.	90
Figura 49 – Situação das obras biofílicas no período pós-intervenção no córrego R2.	91
Figura 50 – Situação das obras biofílicas no período pós-intervenção no córrego R3.	91
Figura 51 - Espécie <i>H. reniformis</i> (Ruiz & Pav.) presente no córrego R1.....	101
Figura 52 - Espécie <i>P. acuminatum</i> (Kunth) encontrada no córrego R1.....	102
Figura 53 - <i>L. grandiflora</i> (Michx).....	103
Figura 54 – Espécie <i>R. crispus</i> (L.) presente no córrego R1.....	104
Figura 55 – Análise de sobrevivência de macroinvertebrados do teste Log-Rank para os córregos R1 e R2.	106
Figura 56 – Teor de carbono orgânico no sedimento dos córregos R1, R2 e R3 para as amostras bimestrais realizadas no ano de 2017.....	107
Figura 57 – Comparação dos dados obtidos de carbono orgânico total para o sedimento do córrego R1: montante da intervenção e na intervenção.....	108
Figura 58 – Comparação dos dados obtidos de carbono orgânico total para o sedimento do córrego R2: montante da intervenção e na intervenção.....	108
Figura 59 – Comparação dos dados obtidos de carbono orgânico total para o sedimento do córrego R3: montante da intervenção e na intervenção.....	109
Figura 60- Histograma de erros do modelo de correlação entre carbono orgânico e o oxigênio dissolvido do córrego R1.....	110
Figura 61 – Regressão logarítmica entre as variáveis carbono orgânico do sedimento e teor de oxigênio dissolvido na água do córrego R1 (intervenção).	111
Figura 62 – Comportamento do teor de oxigênio na água em relação a temperatura da água no ponto de intervenção para os três córregos.....	112
Figura 63 – Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) dos córregos R1, R2 e R3 para as amostras bimestrais realizadas no ano de 2017.....	112
Figura 64 – Comparação dos dados obtidos de DBO do córrego R1: montante da intervenção e na intervenção.	113
Figura 65 – Comparação dos dados obtidos de DBO do córrego R2: montante da intervenção e na intervenção.	114
Figura 66 – Comparação dos dados obtidos de DBO do córrego R3: montante da intervenção e na intervenção.	114
Figura 67 – Dados de vazão medidos nos córregos R1, R2 e R3.....	116
Figura 68 – Fluxograma de adaptação do método AHP à natureza desta pesquisa.	118

Figura 69 - Prioridades para os critérios analisados no projeto de intervenção dos córregos.	120
Figura 70 – Resultado da análise de prioridades para os critérios considerados.....	121
Figura 71 – Prioridades gerais (%) para as alternativas ou córregos R1, R2 e R3.....	122
Figura 72 –Prioridades totais dos fatores SWOT dentro da análise global.	127
Figura 73 – Resultado do método A’WOT para o projeto de intervenção.....	128

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Limites, dependendo do caso, para algumas variáveis em ambientes aquáticos de água doce de Classes 1, 2, 3 ou 4.....	25
Tabela 2 – Classificação da qualidade da água de rios em relação a DBO.....	29
Tabela 3 – Características físicas das sub-bacias dos córregos R1, R2 e R3 considerando da nascente até o ponto de exutório (local de intervenção).....	62
Tabela 4 – Coeficientes a, b, c e d, que dependem da duração de chuva.....	65
Tabela 5 - Valores de c (coeficiente de escoamento superficial - adimensional).....	66
Tabela 6 – Vazão de projeto para os córregos R1, R2 e R3 no exutório (ponto de interesse).	66
Tabela 7 – Índice randômico que varia de acordo com a ordem “n” da matriz.	85
Tabela 8 –Características e resultados principais dos três córregos estudados.	89
Tabela 9 – Resultado da matriz de correlação Pearson para o córrego R1.	115
Tabela 10 – Matriz de correlação das variáveis climatológica dos três córregos analisados.	117
Tabela 11 – Análise de consistência das matrizes do método AHP.....	123
Tabela 12 – Prioridades e índice de consistência dos grupos da análise SWOT e dos fatores dentro do grupo e de maneira global.	126

Índice de Quadros

Quadro 1 – Principais categorias de uso da água.	8
Quadro 2 – Estrutura da análise SWOT.	46
Quadro 3 - Análise de uma matriz TOWS.	47
Quadro 4 - Representação da matriz TOWS.	87
Quadro 5 – Evolução do crescimento das espécies vegetais nos córregos R1, R2 e R3.....	93
Quadro 6 - Espécies de organismos identificadas.	105
Quadro 7 – Análise SWOT baseada nas obras de intervenção do córrego R1.....	124
Quadro 8 – Matriz TOWS do projeto de revitalização de trechos urbanos de córregos. ...	128

Sumário

1	INTRODUÇÃO	1
2	JUSTIFICATIVA	2
3	HIPÓTESE	4
4	OBJETIVOS	5
4.1	OBJETIVO GERAL.....	5
4.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
5	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
5.1	PROBLEMÁTICA DOS RECURSOS HÍDRICOS	7
5.2	PROCESSOS DE DEGRADAÇÃO DOS CURSOS D'ÁGUA DEVIDO À URBANIZAÇÃO	9
5.3	ATIVIDADES RESTAURATIVAS.....	13
5.4	VARIÁVEIS INDICADORAS DE QUALIDADE D'ÁGUA	23
5.4.1	<i>Oxigênio Dissolvido em águas</i>	25
5.4.2	<i>Matéria Orgânica em águas</i>	28
5.4.3	<i>Matéria Orgânica em sedimentos</i>	29
5.5	ESPÉCIES TÍPICAS DE AMBIENTES AQUÁTICOS.....	32
5.5.1	<i>Espécies Vegetais</i>	32
5.5.2	<i>Espécies de macroinvertebrados aquáticos</i>	36
5.6	CARACTERÍSTICAS FISIGRÁFICAS, CLIMATOLÓGICAS E HIDROLÓGICAS DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA 38	
5.6.1	<i>Características físicas</i>	38
5.6.2	<i>Clima</i>	39
5.6.3	<i>Vazão</i>	41
5.7	MÉTODOS DE TOMADAS DE DECISÃO: MÉTODO ANALÍTICO HIERÁRQUICO – AHP, ANÁLISES SWOT E TOWS.....	42
6	MATERIAIS E MÉTODOS	49
6.1	METODOLOGIA	49
6.2	ÁREA DE ESTUDO	52
6.2.1	<i>Localização geográfica e rede hidrográfica</i>	52
6.2.2	<i>Cobertura e Uso do Solo</i>	59
6.2.3	<i>Características fisiográficas das sub-bacias</i>	62
6.2.4	<i>Precipitação e vazão de projeto das sub-bacias</i>	64
6.3	TIPOS DE TECNOLOGIAS CONSIDERADAS E HISTÓRICO DA IMPLEMENTAÇÃO DAS INTERVENÇÕES.....	66
6.3.1	<i>Córrego 1 (R1)</i>	69

6.3.2	<i>Córrego 2 (R2)</i>	71
6.3.3	<i>Córrego 3 (R3)</i>	73
6.4	PROCEDIMENTOS DE CAMPO E LABORATÓRIO EXECUTADOS NO PERÍODO PÓS-INTERVENÇÕES	75
6.4.1	<i>Dados Climatológicos dos locais de estudo</i>	75
6.4.2	<i>Medição de vazão</i>	75
6.4.3	<i>Amostras de água dos córregos</i>	78
6.4.4	<i>Sedimentos dos leitos dos córregos</i>	80
6.4.5	<i>Levantamento das Espécies de Animais Invertebrados</i>	81
6.4.6	<i>Amostras de espécies vegetais</i>	82
6.5	ANÁLISE DOS DADOS	82
6.5.1	<i>Análise estatística</i>	82
6.5.2	<i>Método AHP na identificação do córrego com melhor desempenho na intervenção</i>	82
6.5.3	<i>Aplicação do método AHP - SWOT e matriz TOWS para criação de estratégias em futuros projetos</i> 86	
7	RESULTADOS	88
7.1	ESPÉCIES VEGETAIS	90
7.2	ESPÉCIES DE ANIMAIS INVERTEBRADOS	104
7.3	TEOR DE CARBONO ORGÂNICO NO SEDIMENTO	106
7.4	OXIGÊNIO DISSOLVIDO E DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO	111
7.5	VAZÃO DOS CÓRREGOS	115
7.6	PARÂMETROS CLIMATOLÓGICOS	116
7.7	ANÁLISE MULTICRITÉRIO	117
8	DISCUSSÕES	129
9	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	135
10	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	138
	APÊNDICE A	155
	APÊNDICE B	156
	APÊNDICE C	160

1 INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com relação à falta d'água na região sudeste do Brasil, que culminou no estresse hídrico do ano de 2014, fez levantar várias questões sobre o gerenciamento dos recursos hídricos. A principal delas está ligada à gestão da quantidade disponível deste recurso em qualidade necessária, com direcionamento para o consumo humano.

Os trechos urbanos dos cursos d'água muitas vezes apresentam qualidade de água inferior aos padrões estabelecidos, resultado muitas vezes da falta de crescimento urbano e industrial planejado e uso indevido da terra na agricultura.

Gastos com tecnologias e insumos nas etapas do tratamento da água, para fornecer água potável à população, poderiam ser evitados ou, pelo menos, reduzidos com a captação de água com parâmetros físicos, químicos e biológicos mais próximos daqueles exigidos pela legislação. Em contrapartida, estes recursos financeiros poderiam ser investidos na própria área da unidade de gestão dos recursos hídricos – UGRH (Bacia Hidrográfica), através de obras de manejo hídrico, que garantiriam inúmeros benefícios à população.

O estudo de obras de bioengenharia, por meio de implementação de intervenções de baixo custo nos rios, embora muitas vezes, não pode garantir a melhoria dos recursos hídricos, permite aumentar a disseminação destas tecnologias pois visa atender aos anseios da sociedade, preservando a infraestrutura urbana e melhorando o meio ambiente por meio da estética enriquecida através de uma beleza cênica.

Daí a importância de um estudo de revitalização de trechos urbanos de córregos como um exemplo de ferramenta de auxílio ao gerenciamento dos recursos hídricos, com o objetivo de promover os usos múltiplos da água.

2 JUSTIFICATIVA

A proposta do presente trabalho está dentro do contexto sobre a engenharia da gestão dos recursos hídricos urbanos os quais sofreram alteração exógena de origem antrópica. As consequências destas modificações nos leitos naturais dos córregos podem acarretar diversos impactos, dentre eles, afetar a biodiversidade existente e contribuir para a diminuição da qualidade dos corpos d'água em questão.

Pretendeu-se com este trabalho realizar um estudo de intervenção ecológica através de técnicas biofilicas do tipo *one-off*, por meio da implantação de pequenas estruturas em trechos urbanos de três córregos de leito concretados. Concomitantemente, verificou-se a eficiência destas intervenções na melhoria da qualidade da água e no aumento da biodiversidade do habitat local. Foram levantadas em campo, parâmetros de qualidade da água e do sedimento, durante o período de fevereiro de 2017 a fevereiro de 2018.

No âmbito da engenharia e sociedade, espera-se que o trabalho possa fornecer subsídios para servir como um modelo questionador diante da implementação de obras de intervenção ecológica em outros trechos de córregos em locais de características similares, notadamente urbana. Pretende-se utilizar este modelo de intervenção como ferramenta em estudos de impactos ambientais em regiões onde existam atividades que degradam o meio ambiente, especificamente, os corpos d'água e, assim, despertar o interesse da aplicação de obras de restauração ecológicas como parte de planos de controle ambiental. Almeja-se ainda, que o trabalho contribua com a disseminação de tecnologias simples e de baixo custo para favorecer o aprimoramento da gestão dos recursos hídricos.

A principal inovação proposta pelo estudo foi a investigação das respostas dos córregos frente a intervenções ecológicas delineadas e executadas com embasamento científico, para auxiliar na decisão de conflitos atuais dos usos múltiplos da água em

períodos de escassez, uma vez que, no Brasil ainda não existem propostas e aplicações das alterações dos sistemas hídricos urbanos do tipo lóticos (ambientes aquáticos de água corrente). Os resultados obtidos, a partir das respostas do comportamento das variáveis estudadas, poderão ser usados como ferramenta na análise e, viabilidade de soluções para intervenção de trechos urbanos de córregos brasileiros de pequeno porte.

Além disso, existem dois pontos a serem ressaltados:

(1) a proposta se apresentou em plena sintonia com um projeto de pesquisa em andamento, que possui financiamento FAPESP onde o orientador indicado foi o pesquisador responsável pelo projeto (Silva, 2015a);

(2) considerando que uma tese de doutorado precisa apresentar originalidade acadêmica, a deste trabalho foi o fato de não haver ainda nenhum projeto executado, especialmente no território brasileiro e na área de revitalização ecológica de córregos urbanos concretados, principalmente com o monitoramento de indicadores ecológicos ligados a sucessão ecológica de espécies vegetais e animais. Em países do 1º mundo já há projetos com resultados de análises associadas, mas ainda é algo pouco comum na literatura técnica e científica.

3 HIPÓTESE

Este estudo pressupõe que obras de intervenção ecológica de baixo custo, em trechos urbanos de córregos de leito concretado, podem melhorar a qualidade da água, influenciando no surgimento espontâneo de espécies vegetais e consequente sucessão ecológica, assim como no surgimento de espécies de macroinvertebrados.

A hipótese deste trabalho é fundamentada, na verificação do progresso às intervenções implementadas em três córregos selecionados na cidade de Sorocaba. O estudo foi conduzido de maneira descritiva e isolada de cada conjunto de obras, não sendo, portanto, um estudo comparativo dos três cursos d'água abordados, visto que os mesmos possuem características físicas e hidrológicas diferentes.

A pergunta chave a ser colocada é: A implementação de obras de bioengenharia em leitos de córregos concretados pode modificar a dinâmica do ecossistema aquático? O desafio, portanto, é demonstrar, através do estudo de três casos selecionados, que existem progressos após a implementação das obras biofílicas, independente se tais ações proporcionaram uma mitigação dos impactos causados pelas ações antrópicas ao meio ambiente em questão.

4 OBJETIVOS

4.1 Objetivo Geral

O principal objetivo do trabalho foi analisar, através de parâmetros físicos, químicos da água, biológicos e ecológicos, a resposta eco-hidrológica de trechos urbanos e concretados de rios, que foram submetidos a intervenções de bioengenharia nos canais artificiais selecionados, de forma isolada e descritiva sem caráter comparativo.

4.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos visam fornecer subsídios para corroborar ou refutar a hipótese apresentada, além de obter resultados que podem agregar nas diversas áreas da engenharia de recursos hídricos. São eles:

- Discorrer sobre as características físicas e hidrológicas de três sub-bacias hidrográficas localizadas em Sorocaba-SP.
- Apresentar exemplos de aplicação de obras biofílicas para a intervenção em córregos localizados na cidade de Sorocaba-SP.
- Analisar os parâmetros de qualidade da água após a implementação das obras nos canais artificiais selecionados, bem como obter dados de vazão dos córregos e variáveis climatológicas.
- Estimar a dinâmica de carbono nos sedimentos coletados no fundo do leito dos córregos.

- Analisar de forma qualitativa e quantitativa, a eficiência da intervenção do tipo *one-off* na sucessão ecológica espontânea de espécies vegetativas, no surgimento de macroinvertebrados e no melhoramento da qualidade da água.
- Aplicar modelos de análise multicriterial no auxílio à tomada de decisão com o intuito de verificar a efetividade do projeto de intervenção.
- Sugerir propostas para projetos futuros de intervenção ecológica em locais com características físicas e climatológicas semelhantes.

5 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Com o intuito de uma melhor compreensão dos resultados obtidos após os processos intervencionistas, pretendeu-se abordar a temática do uso dos recursos hídricos no Brasil, ainda visto como um recurso energético e para subsistência humana. Infelizmente, pouquíssimos casos de restauração de córregos foram encontrados na literatura brasileira, o que dificultou a comparação de resultados, daí as fontes de pesquisa para fundamentação teórica do tema, majoritariamente, terem sido provenientes de casos no exterior.

5.1 Problemática dos recursos hídricos

De maneira geral, os recursos hídricos podem ser classificados, de acordo com a localização, como recursos hídricos renováveis e não renováveis. Recursos hídricos não renováveis estão localizados em aquíferos profundos e têm pouco nível de recarga. Por outro lado, os recursos do tipo renováveis são o volume de água presente no ciclo hidrológico, ou seja, aquele definido como o fluxo anual médio de rios e recarga de aquíferos gerados a partir da precipitação (FAO, 2019).

Quanto à forma de utilização dos recursos hídricos, é possível classifica-los de três maneiras (Tucci, 2009):

- Usos consuntivos: referem-se aos usos que retiram a água de sua fonte natural diminuindo suas disponibilidades, espacial e temporalmente.

- Usos não-consuntivos: referem-se aos usos que retornam à fonte de suprimento, praticamente a totalidade da água utilizada, podendo haver alguma modificação no seu padrão temporal de disponibilidade.
- Usos locais: referem-se aos usos que aproveitam a disponibilidade de água em sua fonte, sem qualquer modificação relevante, temporal ou espacial, de sua disponibilidade. O Quadro 1 ilustra e exemplifica as principais categorias dos usos da água.

Quadro 1 – Principais categorias de uso da água.

Infra-Estrutura	Agricultura e aquicultura	Indústria	Em todas as classes de uso
Dessedentação (C)	Agricultura (C)	Arrefecimento (C)	Transporte, diluição e depuração de efluente (NC)
Navegação (NC)	Psicultura (C)	Mineração (C)	
Usos domésticos (C)	Pecuária (C)	Hidroeletricidade (NC)	
Recreação (NC)	Irrigação (C)	Processamento industrial (C)	
Usos públicos (C)	Preservação de banhados (L)	Termoeletricidade (C)	
		Transporte hidráulico (C)	

Legenda: C: Consuntivo; NC: Não-consuntivo, L: Local. Fonte: Elaborado pela autora (adaptado de Tucci, 2009).

De acordo com a previsão do IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística estima-se que para o ano de 2030 a população brasileira ultrapassará 224 milhões de habitantes (IBGE, 2019). Isto mostra um aumento de cerca de 10% em relação à população atual. Aliado ao aumento significativo da população, existe um aumento na demanda de água intensificado pelo incremento no consumo específico de água por habitante por dia. Fato este evidenciado por mudanças naturais nos costumes e hábitos da população.

Alguns anos atrás era possível afirmar que o Brasil era um país dotado de recursos hídricos e que não sofreria com a falta d'água. Porém, a partir de 1997, a afirmação imposta pela Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997 (Brasil, 1997) que diz: “A água é um recurso finito e dotado de valor econômico” modificou o embasamento teórico deste recurso, do ponto de vista quantitativo.

Em geral, o abastecimento de água no Brasil é feito mediante a captação de água em mananciais do tipo poços artesianos ou reservatórios. Estes, por sua vez, são enquadrados na legislação e classificados de acordo com a Resolução CONAMA nº 357 de 2005 (BRASIL, 2005) complementada pela Resolução CONAMA nº 430 de 2011 (BRASIL, 2011a). Para as empresas de saneamento básico, esta classificação serve como embasamento na escolha do sistema de tratamento de água adequado e necessário.

As menções à qualidade da água disponível ainda se fazem pouca, pois ainda há preocupação maior, do ponto de vista ambiental, no desmatamento e poluições atmosféricas que prejudicam a qualidade do ar e são responsáveis por mudanças climáticas.

Faz-se necessário então, o levantamento de questões relacionadas com a qualidade da água nos centros urbanos, pois a maioria dos mananciais urbanos se encontram com altos níveis de poluição, dificultando o uso da água para o abastecimento público.

5.2 Processos de degradação dos cursos d'água devido à urbanização

As consequências da urbanização que mais diretamente interferem na drenagem urbana são as alterações do escoamento superficial direto, sendo que para os casos extremos, verificou-se que o pico de cheia numa bacia urbanizada pode chegar a ser 6 vezes maior do que o pico desta mesma bacia em condições naturais (Tucci, 2009). Bontempo *et al.* (2012) conseguiram explicar o quão danoso é para um rio a sua retificação e concretagem:

“A canalização dos rios como forma de gestão das águas urbanas fundamenta-se numa visão higienista, onde a ideia é afastar o lixo, o mau cheiro e a poluição para locais distantes da cidade, especialmente de suas áreas centrais. Também tem a intenção de combater as enchentes e as inundações. Entretanto, muitas vezes as canalizações podem produzir o efeito contrário, pois a retificação dos cursos d'água direciona e conduz de forma mais intensa o excesso de água a jusante, devido à redução das curvas naturais, o que aumenta a velocidade da água” (Bontempo *et al.*, 2012, p. 5-16).

Como exemplo prático do exposto acima, segue a situação de um córrego em meio urbano na cidade de Sorocaba-SP, mais precisamente na zona periférica da cidade. Na Figura 1 é possível verificar a vulnerabilidade do que seria a nascente deste córrego, devendo esta ser protegida e preservada. Aparentemente, este olho d'água está bastante poluído devido ao lançamento de efluentes urbanos de um bairro que está localizado à montante deste ponto da fotografia.



Figura 1 – Espelho d'água de um córrego urbano (Bairro Vila Sabiá em Sorocaba- SP).

Foto da autora, data: 23 fev. 2019.

Na Figura 2, pode-se verificar o ponto vermelho que seria esta nascente do corpo d'água (córrego este que será abordado adiante no presente trabalho como R1). Trata-se de um bairro com relevo bastante inclinado, o que aumenta a velocidade do *runoff* significativamente e a consequente resposta do nível d'água do rio. Porém, além da interferência na quantidade de escoamento superficial, existe o problema da qualidade da água que é carregada contendo poluição difusa resultante do lixo das ruas, metais pesados de estacionamentos e lançamento de esgoto clandestino.



Figura 2 – Bairro Vila Sabiá, Sorocaba – SP, localizado à montante de espelho d’água (córrego abordado posteriormente no trabalho como R1).

Fonte: Google Earth-Maps, consulta realizada em: 23 fev. 2019.

Este é apenas um exemplo de um curso d’água na área urbana da cidade de Sorocaba – SP. Contudo, a urbanização já é considerada como sendo a mais dramática modificação do ecossistema aquático, devido à combinação dos seguintes fatores: aumento da superfície impermeável, modificação do canal (incluindo retificação), desconexão de rios e da planície de inundação, alta demanda de água limpa e aumento de contaminantes (Everard e Moggridge, 2012).

O aumento da impermeabilização do solo em regiões de nascente pode afetar diretamente no escoamento de base e na recarga do aquífero. Devido ao alto custo das áreas urbanas, projetos de restauração ecológica nestas áreas são consequentemente mais caros e mais difíceis de serem implementadas (Bernhardt e Palmer, 2007).

Em um trabalho realizado por Urban *et al.* (2011), foi verificado um excesso de fósforo na cabeceira da sub-bacia de um dos afluentes do rio Sorocaba (córrego R3 - que será abordado neste trabalho), com teores de até $130 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ no sedimento, podendo ter influência no transporte desse nutriente para o córrego e consequente deságue no rio Sorocaba, afetando diretamente o rio até mesmo com processos de eutrofização.

Em uma pesquisa realizada na Polônia comparando regimes de vazões de um rio associada a mudanças climáticas, verificou-se que a urbanização é responsável por 54% no aumento do nível d’água de um rio (refere-se neste caso ao aumento do lançamento de

esgotos domésticos no curso d'água), enquanto 46% é devido a mudança climática (aumento da média anual de precipitação, potencial de evaporação e *runoff*) (Somorowska, 2019).

A ocupação de áreas de várzeas dos córregos por parte da população faz com que eventos de inundação considerados naturais se tornem um imenso problema por preencherem as ruas com uma lâmina d'água indesejável. A este evento denominamos enchente, ou seja, uma inundação com prejuízos à população. Além disso, infelizmente, é possível encontrar bastante lixo sendo carregado na água, fato este que poderia ser evitado se, além da destinação correta do lixo, as bocas de lobo não se encontrassem obstruídas para que o caminho das águas estivesse livre até as galerias de águas pluviais. Muitos gastos da saúde pública e prejuízos na economia do país poderiam ser evitados se existisse um melhor sistema de saneamento público urbano.

A urbanização influencia drasticamente a composição da água, desde a nascente dos rios até sua foz. Hosen *et al.* (2017) concluíram que a quantidade de área urbanizada está diretamente relacionada com a composição de determinadas comunidades de bactérias presente nos sedimentos e é mais evidente ainda em amostras de água.

Inúmeros modelos de modificação de córregos urbanos e integração deste com a paisagem e funcionalidade urbana têm sido aplicados em diversos países com bastante sucesso. Pode-se citar a França como precursora destas técnicas, com suas modificações no rio Sena em Paris e em seus canais fluviais no final do século XIX preconizadas pelo então prefeito e engenheiro Georges-Eugène Haussmann, com o objetivo de integrar o rio à paisagem urbana (Braga, 2006).

Os recursos hídricos nos anos noventa ainda eram somente utilizados como mananciais de abastecimento. Nos anos 2000, foram então redirecionados para recreação e paisagismo e, depois de 2010, para o controle de enchentes. Hoje, já existem cidades como Sorocaba, SP com projeto de uma estação de tratamento de água que irá captar água do rio que passa pela cidade, o rio Sorocaba, para fornecer água potável à população (SAAE, 2019b).

Uma abordagem ecossistêmica com planejamento do uso do solo é baseada no reconhecimento de que ecossistemas possuem limites de estresse, os quais podem ser ajustados antes que estes alcancem seus limites e se tornem irreversivelmente degradados ou destruídos (Miguez, 2016).

Recomenda-se, portanto, o uso de medidas não convencionais de baixo custo para melhor aplicabilidade da gestão dos recursos hídricos em projetos de infraestrutura urbana. Tais medidas, bem distintas de abordagens antigas, como a retificação e canalização de leitos de córregos em trechos urbanos, são por exemplo: bacias de retenção e detenção, pavimentos permeáveis, telhados verdes e obras de bioengenharia nos leitos dos rios.

5.3 Atividades restaurativas

A Sociedade de Restauração Ecológica (SER – *Society for Ecological Restoration*) define a restauração ecológica como sendo o processo de assistir à recuperação e o controle da integridade ecológica de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído. Integridade ecológica inclui uma maior variabilidade na biodiversidade, nos processos e estruturas ecológicas e no contexto histórico e regional das práticas sustentáveis (EPA, 2016).

A segunda edição das “Diretrizes para Desenvolver e Gerenciar Projetos de Restauração Ecológica” foi publicada em 2004 e traduzida para o português no ano seguinte (Clewel *et al.*, 2005). Neste texto de extrema importância na orientação dos autores de projetos deste tipo, existe a sugestão de mudança de termos como “instalação” por “implementação”, pois tais projetos não incluem somente obras físicas, podem ir além e atingir também a sociedade.

A restauração, portanto, também pode ser definida como uma implementação de uma sucessão de ações previamente planejadas que envolvem a gestão operacional para decidir onde, qual, como e quando aplicar as ações intervencionistas para restaurar ecossistemas degradados e paisagens.

O conjunto de etapas que engloba a restauração denomina-se restauração *continuum*. Trata-se de uma abordagem holística para reparar os ecossistemas e inclui uma gama de atividades e intervenções que podem melhorar a condição do meio ambiente e reverter a degradação e fragmentação da paisagem (Gann *et al.*, 2019).

Existem, portanto, uma ampla gama de atividades realizadas pela sociedade para complementar a restauração ecológica e fornecer melhores condições do ecossistema em larga escala. As atividades restaurativas em uma escala menor, podem reparar os danos

causados em um ambiente, reduzir os problemas pontuais e melhorar as funções ecossistêmicas, complementando a restauração com a melhoria dos habitats nativos (McDonald *et al.*, 2016). Mais do que restabelecer a conectividade do ecossistema local, muitas vezes é possível obter um mosaico de diferentes tipos de habitats com diferentes graus de conectividade e perturbação, como foi o caso do trabalho desenvolvido por Pander *et al.* (2018) em um estudo de restauração da planície de inundação do rio Danúbio na Alemanha.

As intervenções visando à recuperação ambiental podem ser classificadas em reativas, ativas e pró-ativas, podendo ocorrer em escala local, regional ou global. As intervenções do tipo reativas são responsáveis por manterem o atual estado do ecossistema, já as do tipo ativas, são passos positivos importantes a serem tomados com um determinado objetivo. Por fim, as intervenções pró-ativas são designadas a limitar as ações antrópicas prejudiciais ao ecossistema em questão (Hobbs *et al.*, 2011). Hobbs e Cramer (2008) ainda dividem os projetos de restauração em dois: *one-off* e *ongoing*: as do tipo *one-off* são aquelas que são implementadas no local sem previsão de alterações durante o período de estudo, enquanto os experimentos do tipo *ongoing* necessitam de um gerenciamento contínuo.

Ainda, como um refinamento na classificação dos tipos de intervenções, pode-se dividi-las em intervenções abióticas e bióticas. As intervenções abióticas têm como foco mudar os ambientes físicos e químicos e assim, deixar com que a natureza tome as suas “providências”. Para a abordagem biótica, considera-se a re-introdução de espécies consideradas raras no ecossistema a ser restaurado e ainda, manter o foco nas espécies de plantas consideradas próprias para o local (Hobbs e Cramer, 2008).

Denominada ainda como renaturalização, Silva e Pires (2007), propõem a seguinte classificação das obras em rios: I) obras gerais ou de normalização, que incluem desobstrução e limpeza, além de proteção das margens e fechamento de braços secundários; II) obras fluviais e de bioengenharia como, por exemplo, a utilização de cobertura vegetal, espigões, diques e peças pré-moldadas em concreto, caixotes em madeira, geomanta e gabiões, além de *crib-walls* (berço de madeira).

É relevante acentuar a merecida importância de projetos deste tipo para a sociedade. Martin (2017) propôs uma nova definição para a restauração ecológica

incluindo além da resposta à pergunta “*o que é?*”, a resposta à pergunta “*por que?*”, além disso, uma nova definição é proposta:

“Restauração ecológica é o processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema degradado ou destruído para surtir efeitos inerentes ao ecossistema e promover benefício e serviço que a população valoriza” (Martin, 2017).

Metodologias de restauração de rios conservadoras, como a proposta pelo *US Army* (1982), mais conhecida como *The Palmiter Techniques*, envolveram a remoção de troncos de árvores e de quaisquer objetos que pudessem obstruir o canal com a sugestão de revegetação e proteção contra a erosão das margens. Neste sentido, era considerado um rio saudável aquele sem obstruções no curso, sem crescimento excessivo de plantas no talvegue principal, e sem erosão das margens, garantindo assim, alimento abundante e habitats para a vida selvagem.

A aplicação de estruturas em leitos de córregos urbanos degradados, como meio de redução de cargas de nutrientes presentes na água e melhoria do ecossistema, foi realizada por Williams *et al.* (2016). Com a aplicação de tecnologias de baixo custo, contendo cascalho de forma arredondada (sílica do tipo *cobble*), lascas de madeira e pedras, verificou-se a eficiência na redução da erosão e na retenção de material suspenso.

Winking *et al.* (2015) estudaram a restauração de um córrego urbano e concluíram que o tempo após restauração foi o parâmetro mais importante para influenciar a eficiência do potencial ecológico de recuperação. Nos estudos de restauração de ambientes aquáticos verificados por Pereira (2011), conclui-se que as mudanças mais marcantes foram vistas somente após 5 ou 6 anos da intervenção. Neste trabalho, o autor sugere ações locais para córregos e riachos no sentido de reabilitar a comunidade de peixes, dentre elas: melhoria na velocidade da correnteza e cobertura artificial favorecendo diferentes habitats (Figura 3).

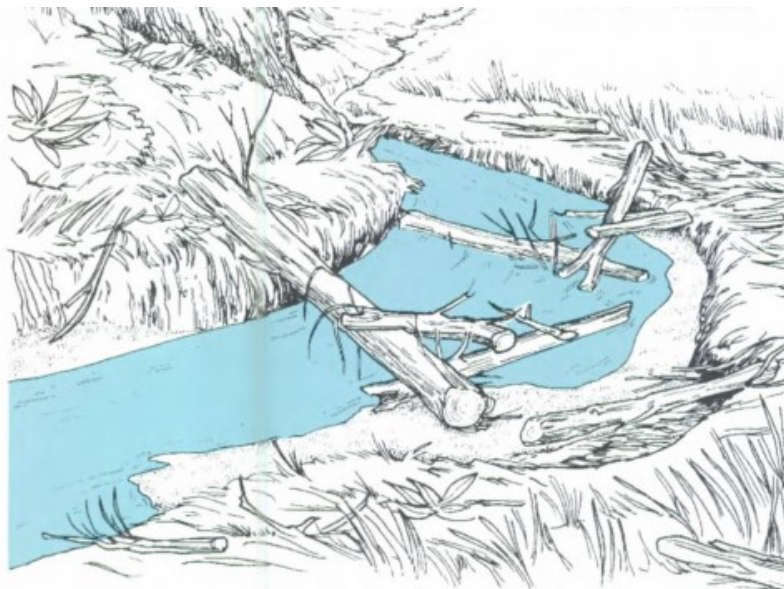


Figura 3 - Distribuição natural de troncos de madeira no canal do córrego.

Fonte: Cowx e Welcomme (1998).

Pan *et al.* (2016) sugerem em seu trabalho inúmeras técnicas de restauração ecológica em rios, dentre elas: recuperação de plantas aquáticas e inserção de obstáculos naturais. Averiguou-se neste estudo que, plantas aquáticas podem controlar níveis de eutrofização através da absorção de nitrogênio, fósforo e determinados íons de metais pesados, ainda microrganismos heterotróficos que se fixam nas plantas podem remover poluentes orgânicos através da assimilação.

Silva (2015b) elaborou uma ferramenta para auxílio na tomada de decisão do tipo chave que contém orientações sobre a elaboração de um diagnóstico do meio físico e antrópico. Neste trabalho, o uso da chave foi exemplificado e aplicado em cursos d'água no estado de São Paulo com diferentes parâmetros de qualidade da água. Verificou-se a adequação aos diagnósticos e ações recomendadas pela autora.

Evidentemente, por se tratar de uma técnica com aplicação muito particular, ainda é difícil julgar a eficiência de um projeto de restauração ecológica. Palmer *et al.* (2005) recomendam alguns critérios para julgamento da eficiência de um projeto de restauração ecológica em rios. De acordo com os autores, podemos admitir que a restauração foi bem-sucedida somente se o sistema:

- 1) ficou mais dinâmico;
- 2) apresentou uma condição ecológica melhorada;

- 3) foi auto-sustentável e resiliente;
- 4) não apresentou prejuízo ao ecossistema;
- 5) proporcionou dados para análise e publicação de resultados pré e pós restauração.

A segunda edição dos princípios e padrões para a prática de restauração ecológica (Gann *et al.*, 2019) reconhecem que muitos projetos, com boas intenções, obtiveram fraco desempenho. Por isso, para um melhor resultado, Gann *et al.* (2019) recomendam: bom planejamento e boa implementação, entendimento do contexto social, conhecimento dos riscos, bom investimento e um monitoramento adequado. England e Wilkes (2018) atribuem a falta de sucesso à falta de um monitoramento eficaz nos projetos.

Na verdade, no meio acadêmico e científico, existem controvérsias quanto ao uso do termo “sucesso” em relação a projetos de restauração ecológica, pois exige um julgamento de alta precisão com pouca subjetividade. Existem sugestões de termos mais apropriados como por exemplo, “progressos”, “em conformidade” e “alcance de objetivos” (Zedler, 2007).

Arango *et al.* (2015) verificaram a resposta de um córrego urbano de baixa vazão (em média $0,127 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) após implementação de um projeto de restauração que inclui desde escavação e criação de meandros até plantação de espécies nativas na zona ripária. Concluíram, por meio de análise estatística que, teores do consumo de nutrientes, evolução de comunidades de algas e presença de espécies de insetos aquáticos sofreram uma estagnação após cinco semanas do início do projeto, já os níveis de peixe demoraram onze meses para voltar às condições pré-restauração, sendo que não foi observado uma queda temporária nos teores de amônia e fósforo conforme os pesquisadores previram.

Neste contexto, vale ressaltar que a capacidade de restaurar rios através da redução de cargas de poluentes é ineficiente se o lançamento de cargas poluidoras permanecer inalterado, portanto, o primeiro passo para permitir a recuperação de qualquer ecossistema degradado é a remoção ou redução dos atuais impactos causados pelas atividades urbanas, como por exemplo o lançamento de efluentes domésticos (Geist e Hawkins, 2016). Fato este verificado nos estudos de restauração com o objetivo de redução do teor de nitrogênio feitos por Filoso *et al.* (2011).

Através da análise de parâmetros físicos e químicos dos córregos objeto de estudo deste trabalho, diante de nenhuma medida de intervenção, foi possível notar uma significativa degradação na ecologia dos rios estudados justificadas pela alta densidade

demográfica de onde se encontram, notadas pela redução da vegetação ripária à quase sua totalidade e, principalmente, pelo despejo de efluentes domésticos e industriais (Giorgio, 2017).

A dificuldade de implementação dos projetos de intervenção aumenta com o tamanho do rio porque quanto maior for a calha do rio, maior será a quantidade de perturbação decorrente de processos que ocorrem a montante na bacia hidrográfica (Beechie *et al.*, 2010).

Para ultrapassar as barreiras econômicas de um projeto de restauração ecológica, Bernhardt e Palmer (2007) elucidam que, se o objetivo principal for a melhoria da qualidade da água, a estratégia mais bem sucedida neste caso seria a preservação dos cursos d'água a montante ou focar o trabalho para os rios menos poluídos, ou seja, a seleção do local de implementação do projeto é de extrema importância. Com este mesmo ponto de vista, Geist (2015) afirma que na maioria dos casos, é mais fácil e eficiente dar prioridade àquelas áreas, que requerem menos ações, e conduzi-las à um estado ótimo de melhoria, do que dirigir o projeto prioritariamente aos pontos mais problemáticos que atingirão somente uma condição moderada.

Beechie *et al.* (2010) sugerem que a restauração ecológica deve ter o foco principal no controle da dinâmica do processo mais do que na ideia de criar um habitat artificial. Ademais, os autores sugerem que a restauração deve focar na causa da degradação e não no seu sintoma, ou seja, é imprescindível identificar o processo que está por trás dos danos encontrados.

Ainda, outro parâmetro que influencia bastante nos resultados dos projetos de intervenção, está ligado com as características físicas dos rios. Por exemplo, o teor de retenção de sólidos em ambientes lóticos pode ser alterado pela frequência e intensidade de chuva a montante do local de interesse (Filoso *et al.*, 2015).

Na realidade, ainda é bastante impreciso afirmar qual seria a melhor maneira de executar um projeto de restauração ecológica por se tratar de um assunto novo no meio acadêmico, data da década de 70 (Matzek *et al.*, 2017).

Entre as dúvidas que vêm surgindo no meio acadêmico, existe por exemplo, a incerteza na reinserção de espécies vegetativas já existentes ou na criação de um ecossistema novo com dinamismo para sobreviver no futuro, independente se for uma cópia do sistema original. Em outras palavras, é necessária a análise crítica de um conjunto

de variáveis para garantir uma melhor resposta de um determinado modelo de restauração ecológica (Lin *et. al*, 2007, Figura 4). Palmer *et al.* (1997) há mais de vinte anos já questionavam sobre a riqueza de espécies contidas em habitats pós-restauração ecológicas.

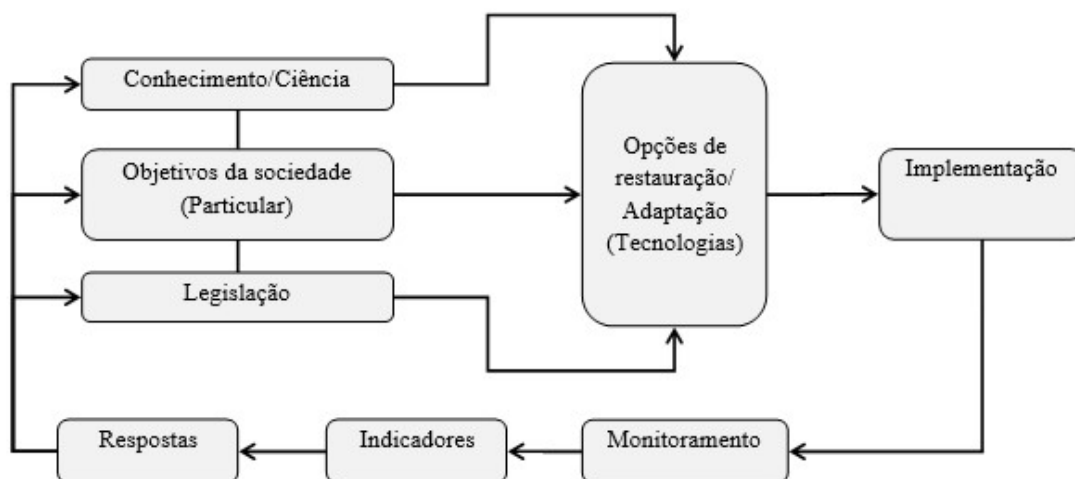


Figura 4 - Sistema de retroalimentação de identificação de opções de modelos de restauração ecológica. Fonte: Modificado de Lin *et al.* (2017).

Para rios que já sofreram processos de restauração ecológica, existe a possibilidade de avaliar a eficiência desta técnica do ponto de vista econômico e ambiental. Chen (2017) analisou os efeitos pós intervenção em Guangzhou (China) e concluiu que as intervenções de restauração do rio Pearl, iniciadas em 2005, foram capazes de reverter externalidades negativas do rio antes poluído em externalidades positivas como, por exemplo, o aumento do preço dos imóveis nos arredores do rio em até 4,61%.

As ações de restauração devem ser proporcionais à escala do problema, seja ele à nível da calha do rio ou da bacia hidrográfica, sendo que o valor econômico da restauração do rio, ou seja, a intenção de pagar por projetos desta natureza por parte da população, aumenta com o número de quilômetros de rio que serão restaurados conforme Bergstrom e Loomis (2017) em suas investigações em projetos de restauração de rios americanos e europeus.

No Brasil, Vásquez e Rezende (2016) conduziram uma pesquisa com o intuito de verificar a intenção de pagar, por parte da população, para um projeto de restauração do rio Paraíba do Sul na cidade de Campos dos Goytacazes. Verificou-se que há intenção de

pagar pelo projeto para tornar o rio, hoje de classe III, como sendo de classe II, um valor de R\$ 30,00 por mês durante dez anos, demonstrando a atual importância do rio por parte dos residentes locais.

Polizzi *et al.* (2015) conduziram um estudo sobre os efeitos da reabilitação de um rio na Finlândia e chegaram à conclusão que, dentre os entrevistados, 63% notaram mudanças significativas nos serviços ecossistêmicos, dentre eles: recreação e pesca, atividades outdoor e atividades culturais.

Os impactos da restauração ecológica de rios na melhoria da qualidade da água e promoção de uma melhor paisagem urbana constituem os principais pontos que despertam interesse na população em pagarem por tais projetos (Brouwer, 2017).

Na Coreia do Sul, o rio Cheonghyecheon localizado na cidade de Seul, recebeu nos últimos anos uma das mais bem-sucedidas obras de recuperação ambiental e urbanística. Em 2005, graças aos investimentos do governo metropolitano de Seul, o novo modelo do rio foi aberto ao público. Este rio encontrava-se bastante degradado e foi canalizado desde a década de 60 pois, na época, o intuito desta obra era de acompanhar o desenvolvimento industrial do país (Kim e Jung, 2019).

A obra de restauração teve um custo de US\$ 280 milhões, que, em cinco anos, mudaram a paisagem da cidade, onde foi prevista a demolição do viaduto, a despoluição do canal e a criação de parques lineares ao longo de quase 6 km de extensão. São notáveis as melhorias ambientais - com a diminuição da poluição atmosférica e da temperatura na região - e sociais - transformando a antiga área degradada em centro de cultura e de atividades de lazer (Figura 5). A restauração da paisagem trouxe qualidade de vida para a população de Seul, além de conferir ao país, confiabilidade internacional por suas iniciativas sustentáveis e à cidade, o crédito de referência mundial em humanização de cidade (Tavares, 2013).

Do ponto de vista ambiental, autores ainda sugerem ser difícil avaliar positivamente a sustentabilidade do novo rio Cheonghyecheon (Kim e Jung, 2019), porém, tratou-se de um tipo de modificação no comportamento urbanístico da sociedade. Existe uma interação da população com o novo espaço urbano que no passado somente servia para via de deslocamento do transeunte.



Figura 5 - Obras de revitalização do rio Cheonggyecheon concluídas.

Fonte: Johnson (2019).

A ideia de restauração ecológica engloba, portanto, diversos fatores que beneficiam a sociedade de forma direta e indireta. Como discorrido anteriormente, gastos com saúde pública são evitados e a criação de espaços de lazer podem agregar qualidade de vida e bem-estar na vida das pessoas por propiciar momentos antes não desfrutados. Em outras palavras:

“A presença de água limpa é de suma importância para a melhoria da paisagem urbana e para o meio ambiente. A consciência ambiental por parte da população é um dos mais importantes indicadores de civilização” (Noorhosseini *et al.*, 2017).

Em Sorocaba-SP, Kuroki (2018) verificou a percepção ambiental de moradores do entorno dos trechos urbanos dos três córregos, objetos de estudo deste trabalho, através da aplicação de questionários formulados estrategicamente. Esta pesquisa contou com questões que buscaram explorar a opinião e consciência dos moradores em relação ao projeto de revitalização ecológica destes rios.

Quanto à opinião dos entrevistados sobre a proposta do projeto (Figura 6), observou-se que a grande maioria das pessoas acredita ser importante a realização de ações de estudo sobre a conservação dos córregos e que isto é essencial para a manutenção de uma melhor qualidade de vida local.

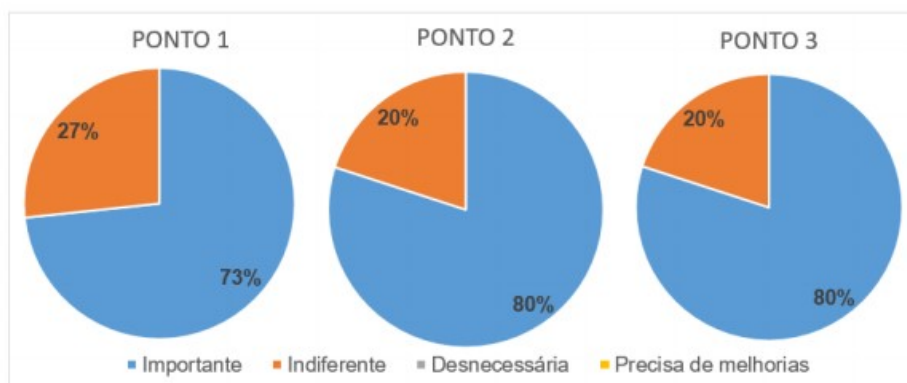


Figura 6 - Categorização das respostas obtidas a partir da pergunta: “Qual sua opinião sobre a atividade?”.

Legenda: Ponto 1: Córrego R1, Ponto 2: Córrego R2, Ponto 3: Córrego R3 (localizados em Sorocaba-SP). Fonte: Kuroki (2018).

De fato, quando o público simplesmente recebe conhecimentos ambientais de forma transparente, denominada informação do meio ambiente do tipo passiva por Chen e Cho (2019), já é algo efetivo, e pode motivar a participação e apoio, por parte da população, à projetos deste gênero com sucesso.

Em uma pesquisa feita em vinte cidades europeias para identificar a consciência ambiental do planejamento de espaços verdes na cidade, verificou-se que nem todas as cidades adotam uma abordagem consciente com relação a este tema. Sendo que, em cidades em desenvolvimento, há uma melhor consideração nas questões que envolvem a disponibilidade de espaços verdes multi-funcionais (Hansen, 2019).

Na Suíça, país onde existe um programa para restaurar 4.000 km de rios até 2090, foi realizado uma análise do custo-benefício da restauração de rios (Logar *et al.*, 2019). Além de valores de investimentos, em obras deste tipo neste país, serem bem mais alto do que os utilizados aqui no Brasil (cerca de 1.200,00 Francos suíços·m⁻¹), ainda há uma disposição da população em pagar por tais projetos. Projetos estes, com maiores benefícios do que custos, de acordo com a pesquisa.

Através da experiência em estudos de restauração, Zedler (2018) afirmou que os ecologistas restauradores devem ter importante papel no planejamento, implementação e na avaliação de projetos, porém, mesmo com parcerias de partes interessadas e investimentos, não necessariamente farão com que a gestão pública aceite os conselhos baseados somente na ciência.

No Brasil ainda, infelizmente, o foco está na quantidade, ou seja, nível d'água dos mananciais e não na qualidade da água. Obras de dragagem são ditas como obras de “recuperação ecológica” e com o intuito de trazer benefícios à população para evitar enchentes. No meio acadêmico este tipo de intervenção, já é rebatido por gerar malefícios irreversíveis ao rio. Por exemplo, Smith (2019) apresentou o caso das obras de dragagem do rio Sorocaba-SP como sendo prejudicial, pois causam entre outras coisas: destruição de habitats, disseminação de larvas e ovos de peixes e impacto na variedade das espécies.

Sob o mesmo ponto de vista, outros modelos de gestão dos ambientes aquáticos deveriam ser introduzidos nas políticas públicas com maior frequência como, por exemplo: a restrição da ocupação urbana de áreas alagáveis, exigência de áreas permeáveis em plantas de projetos de construção civil e, adoção de medidas de prevenção da erosão pela preservação de vegetação ciliar.

Como fruto do embasamento teórico para o desenvolvimento deste trabalho, pode-se considerar que este estudo em questão, se tratou de uma intervenção ecológica, portanto, constitui parte ou etapa de um projeto de restauração ecológica. Dos trabalhos analisados que serviram como base para esta pesquisa, argumenta-se favoravelmente que, na maioria dos casos, existem resultados positivos que sucedem projetos de revitalização de córregos.

No quesito melhoria de parâmetros de qualidade da água, muitas vezes não fica tão evidente, em contrapartida, de qualquer modo, há uma melhora da dinâmica do ecossistema em geral com benefícios, notadamente à população no entorno dos córregos. Além disso, Geist e Hawkins (2016) afirmam que, tentativas de projetos que não obtiveram resultados dentro do esperado, devem ser reconhecidas como exemplos, para aprendizado e melhoria em projetos futuros, mais do que como fracassos.

5.4 Variáveis indicadoras de qualidade d'água

As principais características físicas da água são: temperatura, sabor, odor, cor, turbidez, sólidos e condutividade elétrica, sendo que estas envolvem aspectos de ordem estética e podem estar relacionadas com a presença de determinadas substâncias no corpo d'água. As características químicas da água estão associadas com a presença de substâncias químicas e os aspectos a serem considerados envolvem medições de pH,

alcalinidade, acidez, dureza, salinidade, presença de ferro e manganês, entre outros elementos químicos.

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelece a classificação dos corpos d'água do território nacional em doces, salobras e salinas e, para cada uma, estabelece classes segundo os usos predominantes. A resolução CONAMA nº 357 de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências (BRASIL, 2005). Esta resolução, porém, foi complementada em 2011 pela resolução n. 430 onde basicamente, há alteração nos padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores (BRASIL, 2011a).

A aplicação desta resolução implica em dizer que uma vez definidos os usos da água em um manancial, estará definida a sua classe e, portanto, a qualidade que a água desse manancial deverá representar (Tabela 1). Caso a qualidade da água não apresente as condições especificadas, medidas de controle da poluição devem ser adotadas.

Um determinado ambiente aquático, portanto, pode ser avaliado através da coleta de amostras e análise de poluentes presentes nos organismos, em laboratórios ou *in-loco*. Tais resultados destes parâmetros devem ser comparados com os padrões de qualidade da água estabelecidos.

A utilização de índices de qualidade da água é uma ferramenta que viabiliza a informação das condições ambientais dos corpos d'água para a população. Um exemplo do índice de qualidade da água (IQA) é o proposto pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB.

Os mananciais existentes para o abastecimento de água possuem qualidade de água bastante diversificada e, portanto, devem ser precursores de um tratamento adequado para o fornecimento de água potável. De acordo com o último relatório de situação do comitê de bacia hidrográfica dos rios Sorocaba e médio Tietê (CETESB, 2018), todos os três rios objeto de estudo deste trabalho foram classificados como sendo de classe 2. Já em relação ao IQA, não existem respostas dos córregos estudados, porém, o IQA chegou a ser considerado ruim em dois pontos analisados dentro da bacia hidrográfica médio Sorocaba, a qual abrange os corpos d'água em questão.

Tabela 1 – Limites, dependendo do caso, para algumas variáveis em ambientes aquáticos de água doce de Classes 1, 2, 3 ou 4.

Variável	Natureza do limite	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
OD (mg·L ⁻¹)	Inferior	6	5	4	2
Turbidez (UT)	Superior	40	100	100	Não há limite
DBO _{5,20} (mg·L ⁻¹)	Superior	3	5	10	Não há limite
pH	Intervalo	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
SDT (mg·L ⁻¹)	Superior	500	500	500	Não há limite

Legenda: OD: Oxigênio dissolvido; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; pH: potencial Hidrogeniônico; SDT: Sólidos Dissolvidos Totais. Fonte: Brasil (2005).

Convém salientar também que dentro da legislação brasileira existem padrões de potabilidade da água expressos na Portaria do Ministério da Saúde n. 2.914 de 2011 (BRASIL, 2011b). Esta portaria dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Estes padrões são bastante restritivos e regulados pela ANVISA, junto às estações de tratamento de água.

A seguir são descritas algumas variáveis que foram julgadas mais importantes para a verificação da eficiência do presente projeto de pesquisa. São elas: oxigênio dissolvido, temperatura da água e demanda bioquímica de oxigênio (parâmetros químicos de qualidade da água, de acordo com Von Sperling, 2014), teor de carbono orgânico total em sedimentos e espécies vegetais (organismos indicadores de qualidade da água, de acordo com Von Sperling, 2014). Outras análises de parâmetros consideradas importantes, verificadas neste projeto em questão, como por exemplo pH, turbidez e sólidos dissolvidos totais, serão parte de outra pesquisa de doutoramento em desenvolvimento por Silva (2018) que se trata de uma análise destes parâmetros no período pré e pós-intervenção.

5.4.1 *Oxigênio Dissolvido em águas*

A água é um mineral formado por dois átomos de hidrogênio e um de oxigênio. Devido à sua capacidade de solubilização de gases e de erosão dos continentes, a água não se encontra pura na natureza e sim como uma dissolução aquosa de sais, gases e matéria

orgânica. Existem, basicamente, dois grupos de elementos químicos na água, o primeiro chamado conservativo, onde está presente, cloro e sódio; e o segundo, não conservativo, incluem nitrogênio e fósforo, nutrientes essenciais no desenvolvimento de organismos aquáticos. Entre os gases dissolvidos na água, os mais importantes são o oxigênio e o gás carbônico (TUCCI, 2009).

A concentração de oxigênio dissolvido na água é de extrema importância biológica, pois este gás participa de inúmeras reações químicas dependendo da temperatura da água e da pressão atmosférica (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008). É um parâmetro que compõe os índices de qualidade de águas (IQAs) utilizado pela CETESB (CETESB, 2018).

Na maioria dos rios brasileiros onde existe o lançamento de efluentes domésticos, espera-se que a carga orgânica lançada, se não reincidente, seja decomposta de maneira biológica por microrganismos em um processo conhecido como autodepuração que inclui processos físicos (diluição e sedimentação), químico (oxidação) e biológico (Von Sperling, 2014), como pode ser visto na Figura 7.

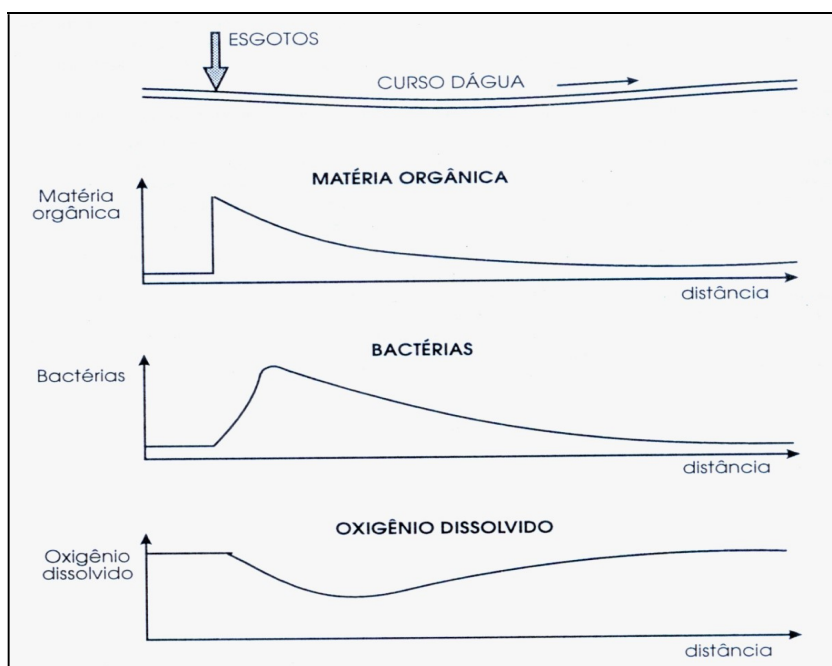
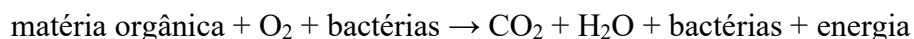


Figura 7 – Representações gráficas do modelo teórico do processo natural de autodepuração em rios. Fonte: Von Sperling (2014).

Neste processo, as bactérias consomem o oxigênio dissolvido para seu metabolismo, transformando compostos orgânicos em compostos simples e estáveis, como

água e gás carbônico. Com isso, elas tendem a crescer e se reproduzir, gerando mais bactérias, enquanto houver disponibilidade de alimento (matéria orgânica) e oxigênio no meio (Von Sperling, 2014). A equação simplificada da estabilização da matéria orgânica é:



Desta maneira, a determinação da taxa de oxigênio dissolvido (OD) é de extrema importância em projetos de recuperação de rios, pois trata-se de um parâmetro de qualidade da água, indicador da presença ou não de seres vivos.

Um fator que pode alterar o teor de OD na água é a temperatura da água. Com a elevação da temperatura (Figura 8), ocorre a redução da solubilidade do oxigênio na água, sendo que a solubilidade é considerada como a relação entre a concentração de O₂ na solução e a concentração acima da solução (no ar), daí a saturação ser dada em termos relativos (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

Baseado nesta propriedade, organismos aquáticos submetidos a alta temperatura, por exemplo, córregos urbanos e concretados, em princípio têm menos oxigênio se comparados a outros localizados em regiões de florestas e ricas em sombra.

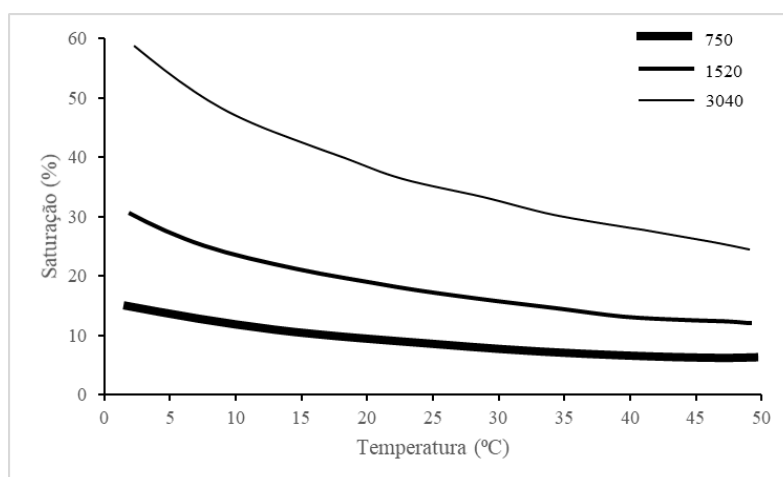


Figura 8 - Variação da solubilidade do oxigênio na água.

Obs.: porcentagem de saturação em função da pressão atmosférica.

Fonte: Esteves (2011).

A manutenção de uma alta taxa de OD em um curso d'água garante o funcionamento do metabolismo dos microorganismos aeróbios e outros seres vivos como os peixes, que sofrem efeitos negativos em concentrações de oxigênio dissolvido na água abaixo de $4,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Hrycik *et al.*, 2017). Sob o mesmo ponto de vista, em águas com um teor de OD de $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, praticamente não há peixes (Von Sperling, 2014).

5.4.2 *Matéria Orgânica em águas*

A principal fonte de matéria orgânica nos corpos d'água é sem dúvida, o lançamento de efluentes domésticos sem tratamento. Os compostos de natureza orgânica são constituídos de carbono, hidrogênio e oxigênio, além de outros elementos como nitrogênio, fósforo, enxofre, ferro etc.

Para o presente trabalho o foco será a análise do teor de matéria orgânica por meio da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) presente na água e do carbono orgânico total (COT) do sedimento.

A DBO é a quantidade de oxigênio requerida pelas bactérias para estabilizar biologicamente a matéria orgânica. Trata-se, portanto, do número de miligramas de oxigênio consumido em uma amostra de 1 L de água em um período de incubação de 5 dias à uma temperatura de $20 \text{ }^\circ\text{C}$ (Hocking, 2005).

É um procedimento lento por requerer este tempo de incubação para a ação dos microrganismos e por esta razão, na urgência de resultados, existe a demanda química de oxigênio (DQO) que utiliza um catalisador para acelerar o processo.

A DBO dos esgotos domésticos varia entre 100 e $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, de acordo com a condição dos esgotos (Jordão, 2011). Normalmente, não é esperado um valor alto de DBO em águas de rios, que são ambientes do tipo naturais e lóticos como pode ser visto na Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação da qualidade da água de rios em relação a DBO.

DBO (mg·L ⁻¹)	Qualidade da água
≤ 1	Muito limpa
2	Limpa
3	Moderadamente limpa
5	Moderadamente poluída
10 – 20	Poluída
≥ 20	Altamente poluída

Fonte: Adaptado de Hocking (2005).

A medida da DBO é de extrema importância para a classificação das águas naturais. Nas águas menos poluídas, espera-se baixos valores máximos de DBO e elevados limites mínimos de OD (conforme supracitado na Tabela 1). Esta combinação de parâmetros garante a sobrevivência de seres vivos como, por exemplo, os peixes.

Com relação aos padrões de lançamento de efluentes, a Resolução CONAMA n° 430 de 2011, não estabelece os limites do parâmetro DBO de 5 dias a 20 °C, apenas exige remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor (BRASIL, 2011a).

5.4.3 *Matéria Orgânica em sedimentos*

Os ciclos biogeoquímicos dos elementos químicos podem ser divididos em dois compartimentos ou pools: 1) o pool reservatório, componente maior, de movimentos lentos, geralmente não biológicos, e 2) o pool de ciclagem, uma parcela menor, porém mais ativa que se muda rapidamente nos dois sentidos entre os organismos (ODUM, 2007).

O carbono é o macronutriente mais abundante nos organismos aquáticos e funciona como um componente principal das estruturas bioquímicas (Esteves, 2011). Convencionase separar o carbono nos seguintes grupos de moléculas: carbono inorgânico dissolvido (CID), carbono inorgânico particulado (CIP), carbono orgânico dissolvido (COD) e

carbono orgânico particulado (COP). A soma de todas as formas de carbono na água é chamada de carbono total (CT).

O ciclo de dióxido de carbono (CO_2) ocorre na atmosfera e na água, sendo que durante esse último século, o conteúdo de CO_2 tem se elevado por causa de novas entradas antropogênicas por meio da queima de combustíveis fósseis, da agricultura e do desmatamento. As florestas são importantes dissipadoras de carbono, uma vez que a biomassa florestal contém, segundo estimativas, uma vez e meia, e o húmus florestal quatro vezes a quantidade de carbono da atmosfera (ODUM, 2007).

O aumento da emissão de combustíveis fósseis e a diminuição da capacidade das plantas de retirarem o CO_2 da atmosfera está causando um desequilíbrio do carbono no ecossistema. Na atmosfera, portanto, este composto é indesejável por ser um gás do efeito estufa responsável por absorver a radiação infravermelha emitida pelo aquecimento solar da Terra e refletir a maior parte dessa energia térmica de volta para a Terra, resultando no aumento da temperatura da Terra, conhecido como aquecimento global. A concentração de CO_2 na atmosfera aumentou de 280 ppm em 1750 para 405 ppm em 2017 (World Meteorological Organization, 2018).

Ecossistemas aquáticos (lagos, reservatórios, rios e outros) são importantes fontes de emissão de CO_2 atmosférico. Nestes ambientes, o CO_2 é usado na fotossíntese pelas espécies vegetais e trocados com a atmosfera. Como uma via de mão dupla, em rios, de 1 até 20% do total de carbono orgânico dissolvido é produzido por macrófitas e liberados quando estão ainda em atividade e após sua decomposição (Reitsema *et al.*, 2018).

Em um estudo realizado por Bottino *et al.* (2016) sobre a degradação da celulose, foi verificado que, ao longo deste processo, a taxa de carbono orgânico presente na água aumentou e com isso, a alta concentração de nutrientes aumentou a atividade respiratória de microorganismos e conseqüentemente, a formação de CO_2 . Tamañha complexidade do ciclo do carbono na água é apresentado na Figura 9.

Não podemos deixar de culpar as ações antrópicas pelo desequilíbrio dos ecossistemas em geral. É sabido que desde o início da era industrial, como o oceano absorve cerca de 30% das emissões antropogênicas de CO_2 , o aumento na concentração de CO_2 do ar resultou em acidificação dos oceanos, com uma redução de pH em 0,1, o que corresponde a um aumento de acidez em 26% (IPCC, 2014). Existe ainda uma previsão de aumento até o final do século 21 da acidez dos oceanos em mais de 100% de acordo com o

pior cenário pessimista do IPCC (2014), esta acidificação pode ocasionar impactos irreversíveis ao meio ambiente.

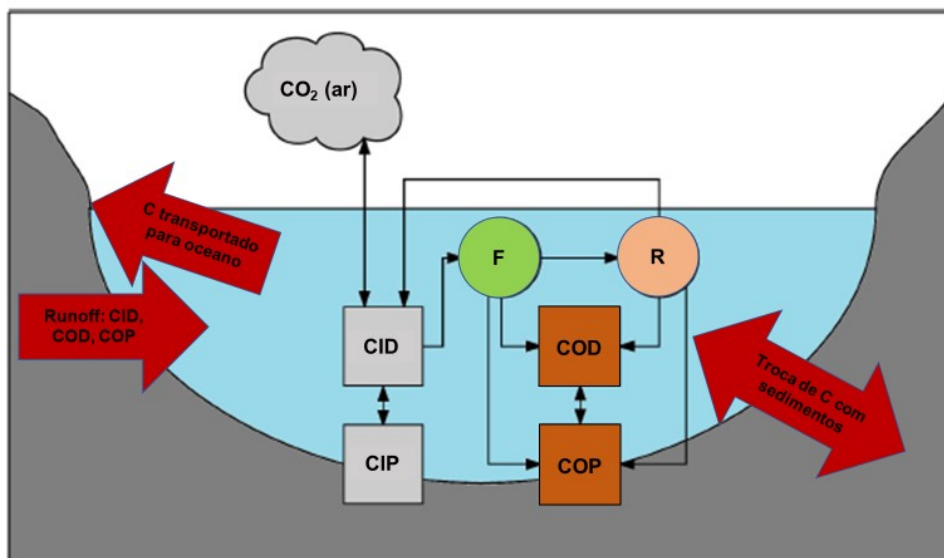


Figura 9 - Diferentes formas de interação do carbono (C) em ambiente aquático.

Obs.: Rios e lagos recebem C de ecossistemas terrestres, este C é transportado para o oceano, fica retido em sedimentos ou emitido como CO₂. Legenda: CID (Carbono inorgânico dissolvido), CIP (Carbono inorgânico particulado), COD (Carbono orgânico dissolvido), COP (Carbono orgânico particulado), F (fotossíntese), R (respiração). Fonte: Reitsema *et al.* (2018).

Segundo Reitsema *et al.* (2018), um aumento no teor de CO₂ atmosférico acarretará um pequeno efeito na concentração de CO₂ da água, sendo que para o caso de rios, existe a possibilidade de redução de pH como resultado do aumento de CO₂ atmosférico.

Em estudos que adotam outra linha de raciocínio, recomenda-se que estratégias sejam tomadas para redução de CO₂ nos sedimentos com o objetivo de reduzir as emissões atmosféricas a partir de corpos d'água no futuro (Yang *et al.*, 2019).

Da quantidade de matéria orgânica do solo, aproximadamente 60% é carbono orgânico segundo Heaton *et al.* (2016). Este tem enorme importância no ciclo do carbono e relação com as mudanças climáticas globais. De maneira geral, o teor de carbono orgânico dissolvido pode afetar o ecossistema de diversas maneiras, por exemplo, atenuando a entrada de luminosidade, interferindo em processos bioquímicos entre os organismos

aquáticos e pode afetar a produtividade das macrófitas e consequente produção de alimentos de base da cadeia alimentar (Reitsema *et al.*, 2018).

É conveniente citar que Silva *et al.* (2013) estudaram um córrego afluente do rio Sorocaba (Córrego R3, que será abordado neste trabalho), do ponto de vista sedimentológico. Concluíram que a produção de sedimentos específica é da ordem de aproximadamente $541,7 \text{ t}\cdot\text{km}^2\cdot\text{ano}^{-1}$, configurando uma situação típica de desequilíbrio hidrossedimentológico, justificado, na opinião dos autores, pela falta de vegetação ciliar, despejo de resíduos de construção civil em locais inadequados e o lançamento de esgoto não tratado.

5.5 Espécies típicas de ambientes aquáticos

5.5.1 *Espécies Vegetais*

As macrófitas aquáticas são espécies vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos e têm um importante papel na estruturação de comunidades em ambientes aquáticos.

Estudos de áreas alagáveis com enfoque ecológico começaram a evidenciar a importância dos serviços ecológicos das macrófitas, entre eles: ciclagem de nutrientes (liberação de nutrientes inorgânicos e matéria orgânica dissolvida ao se decompor), retenção de poluentes e conservação de biodiversidade (Esteves, 2011).

As macrófitas afetam as comunidades de animais e promovem uma maior riqueza de biodiversidade através de uma cadeia de mecanismos decorrentes da existência de habitats, que podem ser utilizados como abrigos e também como locais de alimentação para a fauna em geral (Figura 10). Entretanto, a presença de espécies invasoras pode ser prejudicial por conduzir à formação de um habitat homogeneizado que afeta diretamente a fauna e flora. Ainda assim, há controversas quanto ao aumento ou redução da complexidade do ecossistema por conta deste tipo de espécies (Thomaz e Cunha, 2010).

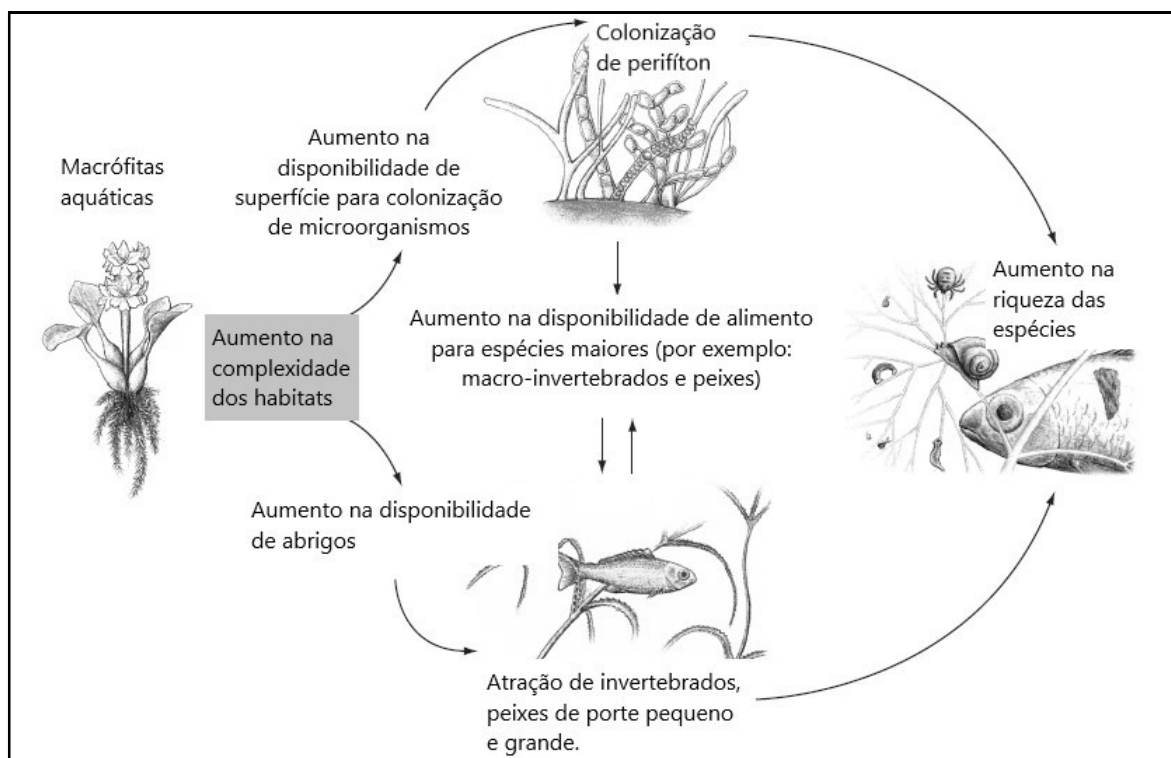


Figura 10 – Impacto das espécies de macrófitas nas outras comunidades em ambientes aquáticos.

Fonte: Adaptado de Thomaz e Cunha (2010).

Além dos níveis de água e precipitação pluviométrica, a dinâmica populacional das macrófitas aquáticas são afetadas por vários outros fatores abióticos, são eles: fatores físicos como, por exemplo, a velocidade da água, radiação subaquática, velocidade do vento e temperatura; fatores químicos, como por exemplo nutrientes da água e físico-químicos, por exemplo o teor do pH (Esteves, 2011).

O local de crescimento das macrófitas aquáticas em um determinado leito de rio pode influenciar o escoamento, pela deposição de sedimentos e matéria orgânica nos meandros, resultando em modificação na intensidade de luz penetrante e no teor de nutrientes disponíveis (Schoelynck *et al.*, 2012). Na Figura 11, podemos evidenciar um arranjo típico de macrófitas aquáticas, resultado de uma pesquisa conduzida na Bélgica. A pesquisa supracitada evidencia que há um aumento na taxa de sedimentação e na quantidade de matéria orgânica para as espécies implantadas em bancos de macrófitas já existentes, quando comparada àquelas condições de espécies implantadas próximas ou distante de outras macrófitas.

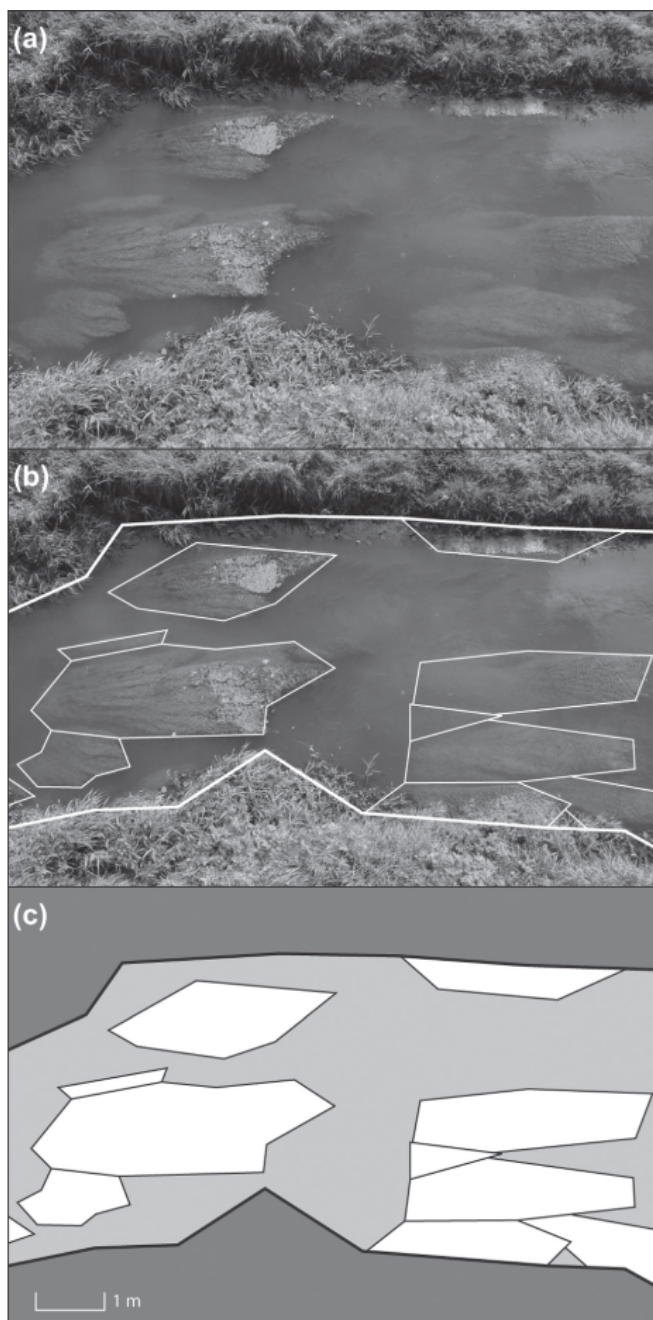


Figura 11 - Localização natural de *Callitriche platycarpa* no rio Zwarte Nete (Bélgica).
Legenda: a) Todos os arranjos de espécies foram considerados do tipo poligonal, b)
Mapeados com a estação total, c) digitalizados. Fonte: Schoelynck *et al.* (2012).

Foi realizado um estudo na Polônia comparando o comportamento de macrófitas em ambientes lóticos e lênticos. De acordo com Szoszkiewicz *et al.* (2014), uma alta velocidade de escoamento, como ocorre em rios, podem conduzir a um melhor aporte de nutrientes e conseqüente maior produção primária, se comparado ao ambiente de lagos, por

exemplo. Os autores argumentam que existe forte correlação entre a diversidade de espécies e as características físicas do rio, como largura e profundidade e a qualidade da água.

Macrófitas são essenciais no ciclo aquático do carbono e têm um importante papel na produção primária e armazenamento de carbono em ambientes aquáticos. A relação de carbono e macrófitas não ocorre somente em um sentido, macrófitas aumentam o teor de carbono orgânico sedimentado, produzem carbono orgânico dissolvido e consomem carbono inorgânico (Reitsema *et al.*, 2018).

A fotossíntese na água é limitada, pois a difusão do CO₂ na água ocorre numa taxa 10⁴ vezes mais lenta do que no ar. Porém, com o objetivo de manter a taxa de fotossíntese, as macrófitas desenvolveram estratégias: i) existem macrófitas do tipo submersas que podem desenvolver folhas que conseguem capturar o CO₂ atmosférico, ii) algumas outras conseguem consumir o CO₂ presente nos sedimentos, se possuírem raízes apropriadas e iii) utilizar HCO₃ ao invés de CO₂ como uma fonte inorgânica de carbono, estratégia usada em 50% das espécies de macrófitas (Reitsema *et al.*, 2018).

Pesquisas com o uso de macrófitas em ambientes lênticos, com características de pântanos, foram desenvolvidas visando a melhoria da qualidade da água. Tais pesquisas datam da década de 60. Dhote (2017) verificou a capacidade de macrófitas da espécie *Eichhornia crassipes* (popularmente conhecida como aguapé) em reduzir teores de carbono orgânico dissolvido, sólidos suspensos totais, nitrato e fosfato. A espécie *Hydrilla verticillata* foi utilizada também neste estudo e conclui-se que houve uma redução em até 60,0% de sólidos suspensos totais e de fosfato em até 46,0%.

Já em outro trabalho realizado na Europa com sessenta espécies do tipo aquáticas não nativas desta região, incluindo entre elas, as espécies *Heteranthera reniformis* Ruiz & Pav. e *Ludwigia grandiflora* (Michx.) (citadas posteriormente neste trabalho) foi possível concluir, por meio de mapas, que o risco de invasão (ocupação das espécies) foi maior em áreas com níveis elevados de nitrato, condutividade elétrica e alcalinidade. Em contrapartida, o risco de invasão se mostrou menor em áreas com teores maiores de carbono orgânico dissolvido na água (Rodríguez-Merino *et al.* 2018).

Em geral, dependendo da condição hidrológica, a infestação de macrófitas do tipo emergentes podem reduzir as concentrações de oxigênio dissolvido na água, pela redução

da circulação da água e aumento da DBO por conta do aumento da produção e decomposição de biomassa (Grewell *et al.*, 2016).

5.5.2 ***Espécies de macroinvertebrados aquáticos***

As espécies de macroinvertebrados são sensíveis à vários fatores bióticos e abióticos do meio ambiente, conseqüentemente, as comunidades de macroinvertebrados têm sido utilizadas como indicadores das condições dos sistemas aquáticos (Barros, *et al.*, 2016).

Existem diversas alternativas de indicadores do tipo biomonitoramento em rios, porém os perifítons, macroinvertebrados e peixes são os mais frequentemente utilizados (Li *et al.*, 2010). Lu *et al.* (2019) estudaram 55 projetos de restauração ecológica de rios em 19 países e concluíram que as espécies do tipo perifíton não mostraram respostas significativas nos resultados, enquanto peixes, invertebrados, macrófitas e plantas vasculares ripárias responderam positivamente aos projetos de restauração. No caso dos macroinvertebrados, o nível de resposta de uma determinada comunidade dependerá da escala do estudo desenvolvido (Staentzel *et al.*, 2019).

Os quironomídeos compreendem, em geral, a maior porcentagem da biomassa de invertebrados bentônicos associados com sedimentos de água doce e são fundamentais na cadeia de invertebrados predadores e peixes, o que os torna veículos de transmissão de contaminantes até níveis tróficos superiores (Dornfeld, 2006).

Segundo Machado *et al.* (2015) as larvas da família Chironomidae podem servir como indicadores de qualidade da água, pois estão frequentemente associadas a águas que recebem cargas de esgoto não tratado. Em estudo realizado por Riente (2017) com amostras d'água do córrego Cantagalo, em Três Rios - RJ, verificou-se que o número de larvas de Diptera (Chironomidae) teve um aumento significativo no médio curso, ponto a jusante da entrada de vazão da microbacia urbana.

Seguindo a mesma linha de raciocínio, Johann *et al.* (2019) estudaram uma microbacia hidrográfica localizada no estado do Paraná. Ficou evidente que, em ambientes aquáticos afetados por atividades humanas, há uma diminuição no número de espécies

sensíveis e ao mesmo tempo, aumento de espécies tolerantes como por exemplo Chironomidae, Glossiphoniidae e Oligochaeta.

Em rios poluídos por matéria orgânica, a riqueza de espécies e a diversidade da comunidade de macroinvertebrados são reduzidas, sendo que a espécie predominante é da família Chironomidae em relação a outras mais sensíveis como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (Li *et al.*, 2010).

Muitos fatores ecológicos afetam a presença de macroinvertebrados nos ecossistemas aquáticos. Dentre eles, pode-se citar: tipo de paisagem, qualidades físicas e químicas da água, quantidade e tipo de vegetação, velocidade e tipo de fluxo d'água, clima e o próprio ciclo de vida das espécies.

Outro fator determinante, na presença de espécies de macroinvertebrados, é a estação do ano. Em um projeto de revitalização de um rio localizado no Reino Unido, onde o leito do rio foi modificado para sua condição original (passando de retilínio e concretado para meandros originais com leito natural) foi evidenciado que, a presença de espécies aumentou no segundo ano após a modificação e foi encontrado um menor número de indivíduos no outono, em relação ao verão. Além disso, a biodiversidade foi menor a jusante, o que pode evidenciar uma redução da qualidade do habitat ao longo do curso do rio (Bockelmann *et al.*, 2004).

No Brasil foram descritas até o momento 354 espécies de Chironomidae, porém este número deve aumentar, já que os levantamentos geralmente encontram-se na região Sudeste do país e ainda assim, concentrado em poucas bacias hidrográficas. Somente no estado de São Paulo, no ano de 2010, foram registradas 149 espécies de Chironomidae (91 Chironominae, 44 Orthocladiinae, 13 Tanypodinae e 1 Podonominae) (Trivinho-Strixino, 2011).

Segundo Beghelli *et al.* (2012) em um ambiente lântico no estado de São Paulo (reservatório de Itupararanga) foi possível verificar que a presença da família Chironomidae (Diptera) foi a mais predominante dentre as espécies de macroinvertebrados bentônicos, chegando a 19 táxons de um total de 28 táxons (Beghelli *et al.*, 2012). A título de ilustração, a Figura 12 mostra dois exemplos, um da fase larval e outro da fase adulta.

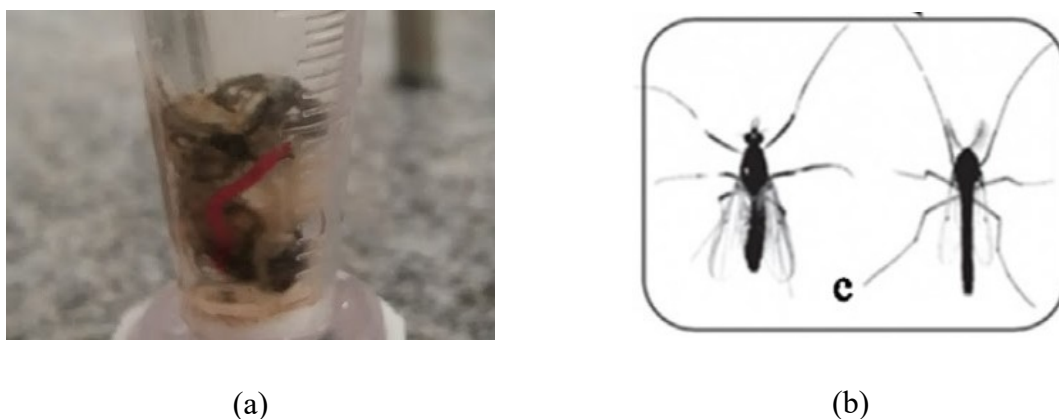


Figura 12- Fotos ilustrativas de representantes da família Chironomidae.

Legenda: (a) Fase larval (cor usualmente vermelha). Fonte: autora.

(b) Fase adulta (alada) de uma fêmea (esquerda) e macho (direita). Fonte: Bernegossi *et al.* (2019).

Outros parâmetros físicos e químicos julgados importantes na caracterização da qualidade da água, foram investigados durante o ano de 2016, que antecedeu a implementação do projeto por Giorgio (2017) e Silva (2018). Em seguida, o período pós intervenção também foi verificado com análises dos parâmetros físicos e químicos, tais como turbidez, temperatura da água, vazão, sólidos totais dissolvidos, resíduos totais, sólidos sedimentados, vazão, oxigênio dissolvido, pH, salinidade e condutividade elétrica por Silva (2018). Portanto, tais parâmetros não foram incluídos nesta pesquisa em questão.

5.6 Características fisiográficas, climatológicas e hidrológicas de uma bacia hidrográfica

5.6.1 Características físicas

A área de uma bacia hidrográfica é um dado fundamental para definir a potencialidade hídrica da bacia, porque seu valor multiplicado pela lâmina da chuva precipitada define o volume de água recebido pela bacia. Ela deve ser definida como um

contorno de forma planimétrica por meio de mapas que contenham a altitude do local (Tucci, 2009).

A fisiografia de uma bacia hidrográfica também é definida pela forma da bacia. Para isso, existem dois termos comumente utilizados que envolvem cálculos com a área de drenagem e o comprimento do talvegue principal:

- Coeficiente de compacidade (K_c): é a relação entre o perímetro da bacia (P) e o perímetro de um círculo de mesma área que a bacia (equação 5.1). Se o K_c é próximo da unidade, então a bacia possui a forma aproximada de um círculo perfeito e desta maneira o tempo de concentração é menor, sendo esta bacia mais suscetível a sofrer enchente.

$$K_c = \frac{P}{2\pi r} \quad 5.1$$

- Fator de forma (K_f): é a razão entre a largura média da bacia (\bar{L}) e o comprimento do eixo da bacia (L) (equação 5.2). Quanto menor o valor de K_f , mais comprida é a bacia e, portanto, menos sujeita a picos de enchente, pois o tempo de concentração é maior, além disso, é improvável uma mesma chuva intensa abranger toda a área da bacia.

$$K_f = \frac{\bar{L}}{L} \quad 5.2$$

5.6.2 ***Clima***

A precipitação é entendida em hidrologia como toda água proveniente do meio atmosférico que atinge a superfície terrestre, sendo que a chuva é o tipo de precipitação mais importante para uma bacia hidrográfica (Tucci, 2009). A determinação da intensidade da precipitação é importante para o controle de inundação e erosão do solo.

Os dados de precipitação são tipicamente expressos por meio da altura de lâmina d'água em milímetros (mm) e em termos da intensidade de chuva dada por $\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$, sendo este o mais apropriado para ser utilizado em projetos de drenagem, pois leva em conta a duração que a chuva cai.

A relação chuva-deflúvio é muito importante visto que, a partir de uma determinada intensidade de precipitação, é possível determinar a quantidade de chuva que irá escoar superficialmente, ou seja, a chuva efetiva ou escoamento superficial. Este, por sua vez, dependerá do tipo de cobertura e uso e ocupação do solo. Em bacias hidrográficas do tipo urbanizadas, a resposta do nível d'água no rio é muito rápida se comparada com uma bacia com características rurais, ainda mais em se tratando de córregos de leito concretado (Figura 13).

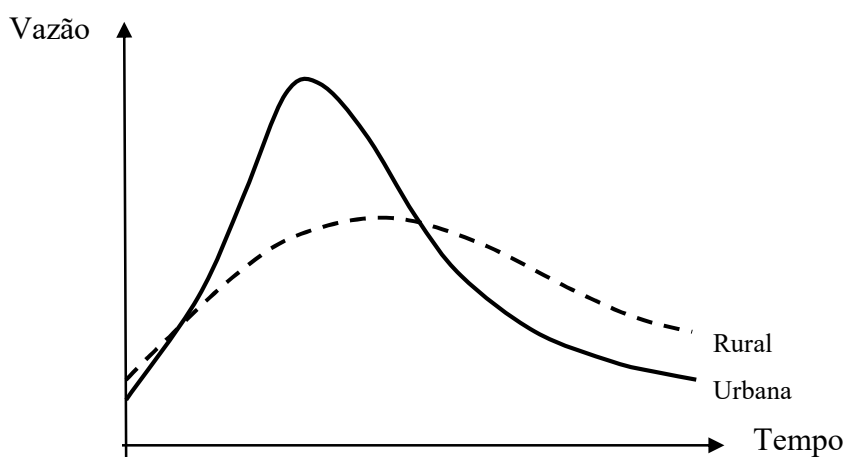


Figura 13 – Comportamento do hidrograma de uma bacia rural e urbanizada após um evento de chuva.

Fonte: elaboração própria.

Abreu (2015) estudou as características pluviométricas da bacia do rio Sorocaba e concluiu que a partir dos dados de chuva e temperatura existem duas estações distintas, sendo uma quente e úmida (outubro a março) e outra fria e seca (abril a setembro), conforme apresentado na (Figura 14).

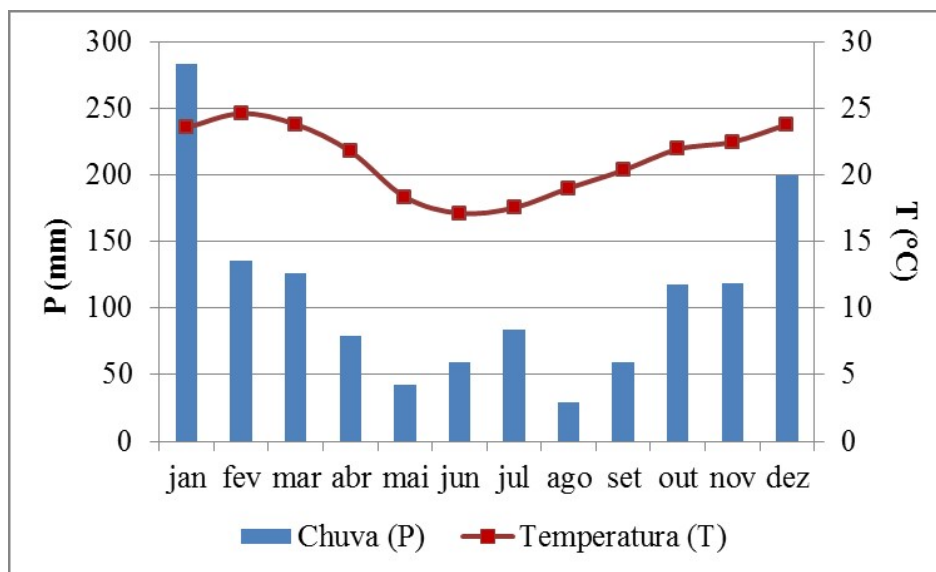


Figura 14 - Distribuição temporal da chuva média mensal e temperatura média mensal na Bacia do rio Sorocaba (período de 2006 a 2012).
Fonte: Abreu (2015).

Williams *et al.* (2017) verificaram a redução de nutrientes e sedimentos em rios, na Baía de Chesapeake nos Estados Unidos, após implementação de um projeto de restauração ecológica. Como resultado da pesquisa, concluíram que a eficiência de redução de alguns compostos orgânicos pode ser influenciada pela temperatura ambiente do local.

O teor de pluviosidade na região dos córregos estudados, mais precisamente na cabeceira, à montante da implantação das obras de intervenção, pode afetar diretamente a concentração dos parâmetros de qualidade de água analisados. Isto porque trata-se de uma bacia hidrográfica do tipo urbana, onde quase a totalidade de chuva é convertida em escoamento superficial.

5.6.3 Vazão

A vazão de um curso d'água superficial é a principal variável hidrológica da área de captação (usualmente a bacia hidrográfica) deste curso d'água, pois está diretamente relacionada com aspectos da bacia, tais como sua área de drenagem, grau de permeabilidade, profundidade do lençol freático, porosidade do solo e a intensidade de precipitação que ocorre sobre a bacia.

Embora não existam dados históricos de vazões dos rios estudados no presente trabalho, observa-se uma relação direta entre as vazões e a chuva na bacia hidrográfica do rio Sorocaba (Figura 15), pois as vazões mais elevadas foram registradas nos períodos chuvosos. A maior vazão média mensal observada foi de $225,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ em janeiro de 2010. Já a vazão máxima mensal mais elevada foi de $376,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, registrada em janeiro de 2007. A menor vazão média mensal registrada foi de $20,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ em outubro de 2007.

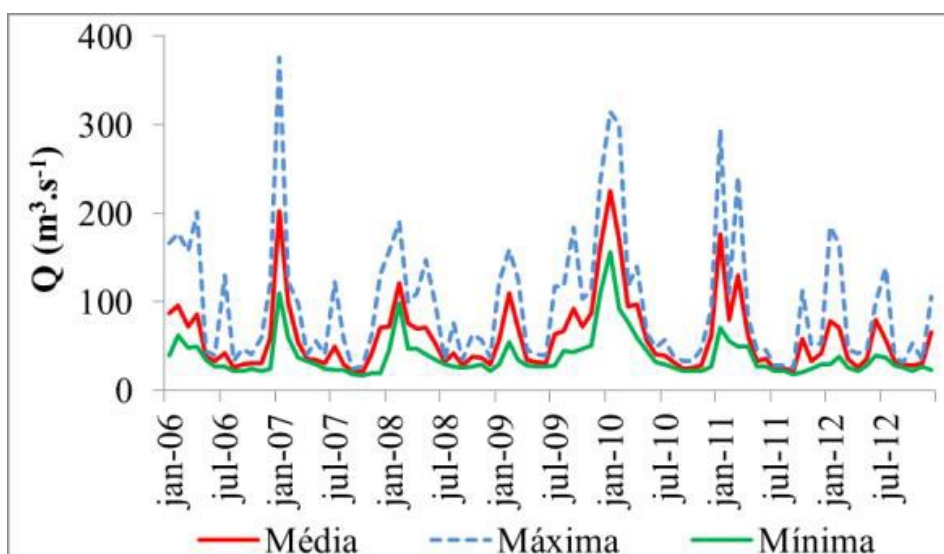


Figura 15 – Hidrograma dos dados do posto fluviométrico 4E-001 (2006 a 2012) da Bacia do rio Sorocaba.

Fonte: Abreu (2015).

5.7 Métodos de tomadas de decisão: Método Analítico Hierárquico – AHP, Análises SWOT e TOWS

Os métodos de decisão multicritérios podem ser utilizados em modelos simples ou modelos combinados. Na literatura, destacam-se os métodos: Método Analítico Hierárquico (*Analytic Hierarchy Process* - AHP), Método Analítico de Redes (*Analytic Network Process* - ANP), lógica *Fuzzy*, Redes Neurais Artificiais (RNA), Algoritmo Genético e vários outros métodos que podem ser resultado da combinação entre eles.

A análise hierárquica de processos - AHP é um método matemático para decisões complexas pela análise de multicritérios. A comparação pareada dos critérios, aplicada ao

método AHP, foi proposta por Saaty (1977) e é amplamente empregado nas diversas áreas como negócios, energia, saúde, mercado, transporte, recursos naturais e meio ambiente.

O método baseia-se na estruturação dos elementos de decisão de forma hierárquica e na sua avaliação por meio da elaboração de uma matriz de comparação entre os fatores ou critérios de acordo com a importância relativa entre pares de fatores. Para resolução do problema, deve-se realizar uma análise cruzada, verificando dentro dos critérios selecionados a melhor alternativa para o alcance do objetivo (Figura 16).

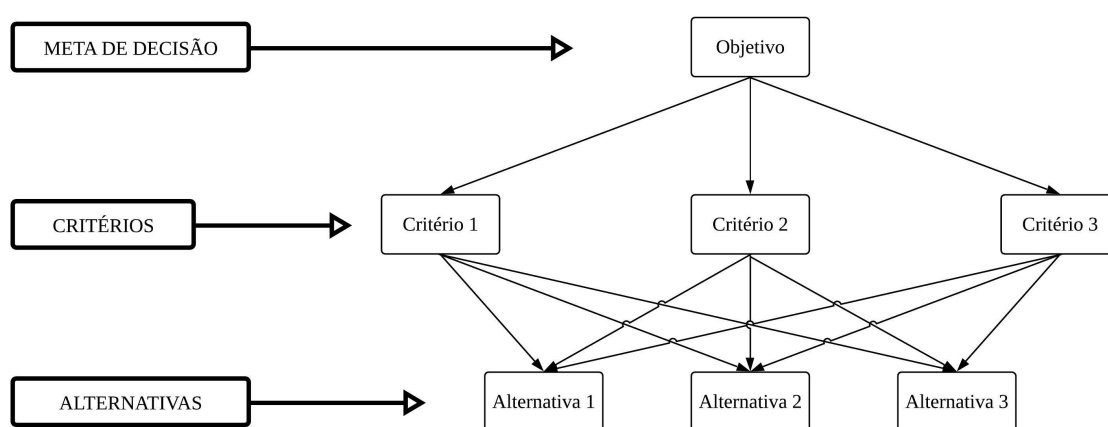


Figura 16 – Exemplo de estruturação do método AHP para tomada de decisão.

Fonte: elaboração própria.

A aplicação de métodos de análise do tipo multicritério para decisões relacionadas aos recursos hídricos tem crescido nos últimos anos, por se tratar de um problema que geralmente inclui diversos objetivos: qualitativos e quantitativos. A maioria dos trabalhos relacionados com este tema englobam soluções de políticas públicas, abastecimento e infra-estrutura, como por exemplo, no trabalho desenvolvido por Toosi *et al.* (2019) que criou um modelo de avaliação de riscos de inundação utilizando uma abordagem multicritério baseado em uma bacia hidrográfica localizada no nordeste do Iran.

Com relação às atividades restaurativas, muitas vezes, não é possível efetuar um projeto de restauração em uma grande área degradada, daí a necessidade de priorização de áreas com o objetivo de melhorar o meio ambiente de uma forma local. Para isso, pode ser aplicado a comparação pareada de atributos como realizado, em áreas de pântanos na região do Iran-Afghanistan, por Maleki *et al.* (2018).

Em um estudo realizado por Ioana-Toroimac *et al.* (2017), verificou-se a prioridade de projetos de restauração hidromorfológica em rios da Romênia, baseado em três critérios: necessidade por parte da população, alterações no traçado do canal e funcionalidade do rio. Os índices de prioridade alcançaram valores de 44% para o rio mais importante e ao contrário, 21% para o menos importante, mostrando necessidade moderada para diante dos quinze rios pesquisados. Qu *et al.* (2019) também estudaram as prioridades de locais para restauração de uma região de zonas úmidas na China utilizando o modelo AHP para construção do ranking de prioridades dos fatores considerados importantes para o projeto de restauração, dentre eles: ordem e dados de vazão dos rios, dados topográficos, características do solo e de uso e cobertura da terra.

Em Beipiao, China, foi realizado um experimento para verificar prioridades funcionais e estruturais do rio Liangshui, através de modelos matemáticos e da análise hierárquica de processos. Foi apurado que o atributo estrutura e seus fatores, obteve um maior peso (0,513) em relação ao atributo funcionalidade (0,208). Com isso, foram propostas técnicas de restauração ecológica correspondentes ao cenário observado e as prioridades estabelecidas para recuperação do rio (Jiang *et al.*, 2015).

Valente *et al.* (2017) utilizaram a abordagem da análise multicriterial para priorização de áreas para restauração florestal no Brasil, na cidade de Americana-SP. Neste trabalho, os autores empregaram somente dois critérios para comparação pareada: a proximidade à rede de drenagem e a proximidade aos fragmentos florestais. Como resultado do trabalho, foi obtido um mapa de regiões com diferentes prioridades de projetos de restauração florestal, atingindo 5,06% da área da bacia com maior grau de prioridade (localizada na calha do rio), indicando projetos focados na zona ripária como solução do problema.

Também no Brasil, no estado do Ceará, foi adotado o método AHP para a determinação da política mais apropriada para a gestão do rio Salgado. Os autores concluíram que o critério preservação possui maior prioridade (60%) em relação aos critérios sustentabilidade e economia (Sabiá *et al.*, 2015).

Xu *et al.* (2019) empregaram o método AHP na construção de um índice de avaliação para a segurança ecológica da água na bacia hidrográfica do rio Xiangjiang. Com este trabalho, foi plausível constatar a aplicação do método multicriterial em escalas

quantitativas e qualitativas relacionadas aos recursos hídricos, com graus de prioridades, denominados “*scores*”, para determinados teores de parâmetros de qualidade da água.

De acordo com Estoque (2012), já que o método AHP tem como ponto principal a aquisição da preferência dos especialistas na área, seu resultado pode variar dependendo do conhecimento subjetivo dos analistas. Por isso é relevante a consideração de profissionais qualificados e que realmente tenham conhecimento do assunto para o julgamento dos critérios envolvidos no processo.

Embora a utilização do método AHP venha crescendo cada vez mais na área dos recursos naturais, ele pode ser combinado aos métodos tradicionais de tomadas de decisão, podendo ser integrado com outros, para que seja possível alcançar os benefícios de cada método.

A análise SWOT é um outro método bem interessante de estratégias de gerenciamento de empresas e produtos e data da década de 60 (Podimata e Yannopoulos, 2013). SWOT é um acrônimo para *Strengths* (forças), *Weaknesses* (fraquezas), *Opportunities* (oportunidades) e *Threats* (ameaças). Neste método, são analisados as forças e fraquezas internas e as oportunidades e ameaças externas com o objetivo de alcançar futuras estratégias promissoras de um determinado processo. De maneira geral, a análise SWOT visa alcançar estratégias que maximizam as forças e oportunidades e minimizam as fraquezas e ameaças. O conceito da matriz SWOT é mostrado no Quadro 2.

Silva *et al.* (2018) conduziram um estudo aplicando a análise SWOT a partir de relatos dos pesquisadores envolvidos em um projeto de revitalização ecológica de rios na cidade de Sorocaba-SP. Como resultado de observações durante e após a implementação das obras, a análise SWOT se mostrou bastante eficiente ao julgar fraquezas e pontos fortes que poderão servir como base para projetos futuros.

Quadro 2 – Estrutura da análise SWOT.

	Forças	Fraquezas
Fatores Internos	Recursos disponíveis que podem ser usados para alcançar os objetivos.	Limitações e falhas que dificultam o alcance dos objetivos.
	Oportunidades	Ameaças
Fatores Externos	Situações favoráveis do ambiente externo.	Situações desfavoráveis do ambiente externo.

Fonte: Alshomrani e Qamar (2012).

No Brasil, a análise SWOT também foi utilizada por Monteiro e Cabral (2018) para compor os cenários da gestão das águas subterrâneas no estado do Piauí.

Kurtila *et al.* (2000) desenvolveram a aplicação do método AHP em conjunto com a análise SWOT para um caso de certificação florestal na Finlândia. A determinação das prioridades se baseou nos critérios pontuados na análise SWOT, de forma que estes se converteram em fatores mensuráveis, tornando esta análise do tipo híbrida, bastante eficaz.

O referido método híbrido A'WOT (AHP-SWOT) pode complementar e aprimorar o planejamento dos processos, comparado aos resultados obtidos somente com o método SWOT, pois, a comparação entre pares faz com que a análise sobre os atributos seja mais precisa e mais aprofundada (Kangas *et al.*, 2001).

Em um trabalho desenvolvido por Kajanus *et al.* (2012) foi utilizado o método A'WOT com o objetivo de enriquecer o gerenciamento do meio ambiente na Finlândia. Tendo em vista os aspectos considerados, a combinação destes métodos em uma abordagem híbrida, pode ser aplicada para aumentar e aperfeiçoar a informação no planejamento de processos envolvendo recursos naturais.

Leskinen *et al.* (2006) reformularam os fatores SWOT então desenvolvidos por Kurtila *et al.* (2000), para a estação de pesquisa florestal da Finlândia. Algumas ressalvas para garantir melhores resultados em futuros trabalhos, foram observadas: análises de cenários com base em fatores do ambiente operacional, formulação de fatores estratégicos a partir dos fatores internos e análises estatísticas das prioridades dos fatores. Além disso, para aprimorar os dados analíticos foi adotado a aplicação de questionários para os

pesquisadores da área responderem, contendo uma escala verbal traduzida em uma interpretação numérica, de acordo com a escala Saaty (1977).

Podimata e Yannopoulos (2013) também utilizaram o método híbrido A'WOT para obter alternativas de gestão de uma bacia hidrográfica de 3671 km² na Grécia. Olgun e Yilmaz (2019) mais recentemente, aplicaram este método para determinar estratégias de gerenciamento de áreas verdes na cidade de Nigde, através de entrevistas com os municípios e outras instituições públicas com o objetivo de atender aos requisitos da sociedade com o desenvolvimento urbano e minimizar os danos causados ao meio ambiente.

A combinação das estratégias propostas pela análise SWOT pode gerar uma matriz denominada TOWS – *Threats, Opportunities, Weaknesses e Strengths* (Weihrich, 1982), representando quatro diferentes tipos de combinações lógicas (Quadro 3).

Quadro 3 - Análise de uma matriz TOWS.

	Lista das forças internas	Lista das fraquezas internas
Lista das oportunidades externas (considerando os riscos)	FO: Maxi-maxi	FRO: Mini-maxi
Lista das ameaças externas	FA: Maxi-mini	FRA: Mini-mini

Legenda: FO: Forças/Oportunidades: forças internas podem ser usadas para alcançar oportunidades externas (cenário ideal: maxi-maxi); FRO: Fraquezas/Oportunidades: reduzir fraquezas internas para alcançar oportunidades externas (mini-max); FA: Forças/Ameaças: forças internas são usadas para minimizar ameaças externas (maxi-mini); FRA: Fraquezas/Ameaças: reduzir fraquezas internas para evitar ameaças externas (pior cenário: mini-mini). Fonte: adaptado de Weihrich (1982).

Yavuz e Baycan (2014) aplicaram o método AHP em conjunto com a análise SWOT e matriz TOWS em um estudo realizado no lago Beyşehir na Turquia. A pesquisa

baseou-se na análise de três diferentes pontos de vista: população local, autoridades e especialistas na área. Dentre os critérios julgados, a gestão colaborativa da bacia hidrográfica por parte dos especialistas alcançou uma maior taxa de prioridade, sendo que uma cooperação entre a comunidade e instituições públicas foi apontada como sendo a chave para o sucesso na gestão de bacias hidrográficas.

A elaboração de estratégias por meio da matriz TOWS também foi aplicada nos trabalhos conduzidos por Kajanus *et al.* (2012) e Kurttila *et al.* (2000) para aprimorar a apresentação dos resultados alcançados.

6 MATERIAIS E MÉTODOS

6.1 Metodologia

Para o presente trabalho, pretendeu-se analisar a evolução de indicadores ecológicos e biológicos de três trechos de canais urbanos localizados na cidade de Sorocaba-SP, após a implementação de obras de intervenção ecológica. Medições e/ou coletas dos parâmetros biológicos necessários foram realizadas, objetivando o julgamento da eficácia dos métodos de remediação adotados, de maneira independente. Para isto, visitas a campo foram realizadas, a cada dois meses durante o ano de 2017, com o objetivo de identificar e catalogar entre outros organismos, a fauna de invertebrados.

O presente estudo envolveu diversas atividades de campo, laboratório e procedimentos computacionais. As principais fases desenvolvidas durante a pesquisa foram:

- 1) Elaboração de um estudo de revisão bibliográfica;
- 2) Análise técnica para escolha dos rios a serem abordados;
- 3) Criação, construção e fixação das obras biofílicas nos córregos, que são obras que têm por objetivo a conexão entre o homem e a natureza.
- 4) Coleta de dados em dois pontos julgados importantes: montante e na intervenção durante um ano após a implementação das obras;
- 5) Identificação de espécies de invertebrados e vegetais: Com auxílio de livros, cartilhas, manuais e colaboração técnica de biólogos foi possível identificar as espécies. O processo de identificação de espécies vegetais fez parte do trabalho de iniciação científica do tipo PIBIC da autora Olimpio (2019).
- 6) Análise estatística dos dados coletados;

- 7) Verificação do progresso das obras implementadas em conformidade com os critérios julgados importantes para este projeto.

A Figura 17 apresenta a metodologia contendo as etapas de forma sistemática.

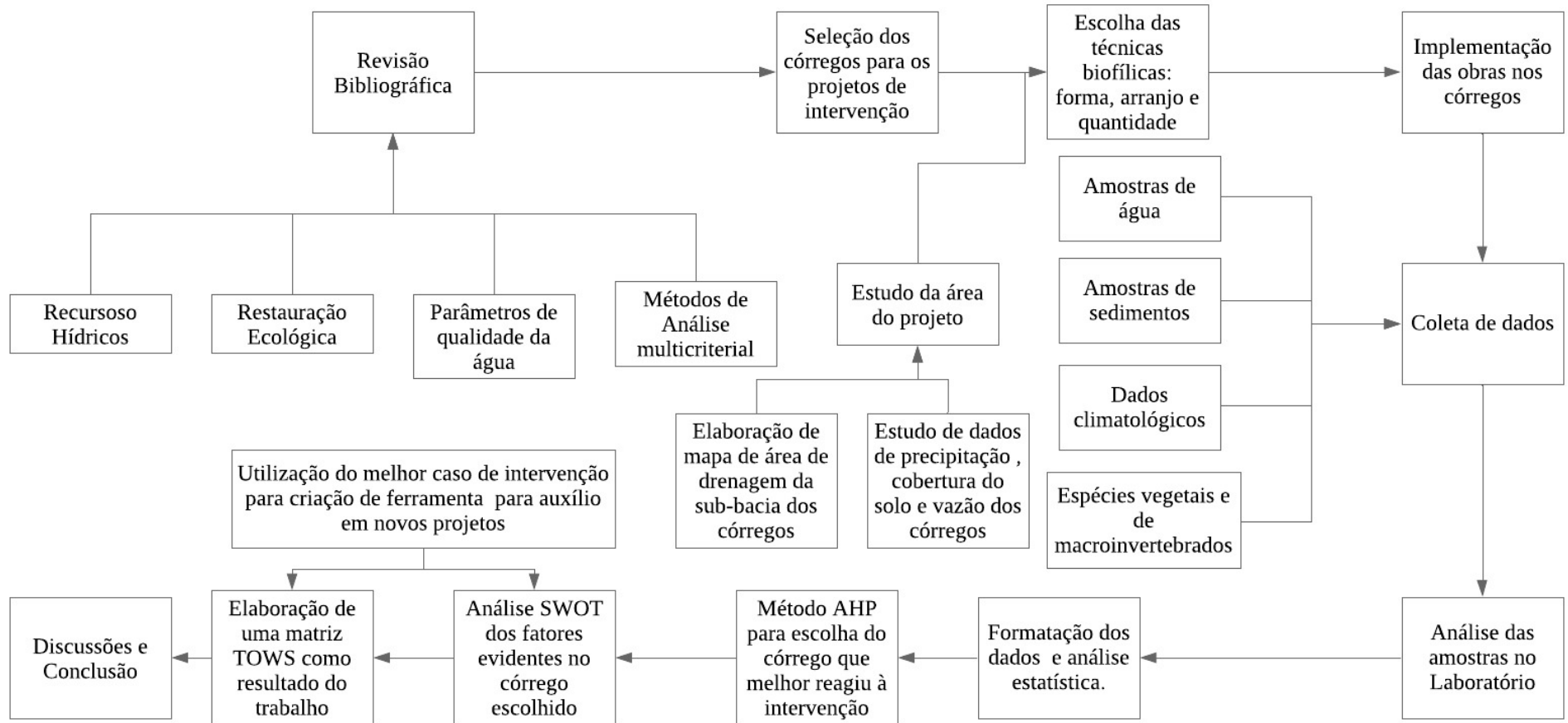


Figura 17 – Fluxograma da metodologia do trabalho.

Fonte: elaboração própria.

6.2 Área de Estudo

6.2.1 *Localização geográfica e rede hidrográfica*

A cidade de Sorocaba está localizada a 92 km da capital, mais especificamente entre as coordenadas 23° 30' 06" Latitude Sul e 47° 27' 29" Longitude Oeste com área estimada em aproximadamente 450 km². Possui uma população estimada equivalente à 679.378 habitantes e densidade demográfica de 1.304 hab.km⁻² (IBGE, 2019). Entre 2000 e 2010, a população de Sorocaba cresceu a uma taxa média anual de 1,74%, enquanto no Brasil, o crescimento foi de 1,17%, no mesmo período. Nesta década, a taxa de urbanização do município passou de 98,63% para 98,98% (Atlas de desenvolvimento humano do Brasil, 2013).

O Índice de Desenvolvimento Humano (IDHM) do município de Sorocaba em 2010 foi de 0,798, o que situa esse município na faixa de desenvolvimento humano alto (IDHM entre 0,700 e 0,799 segundo o Atlas de desenvolvimento humano do Brasil de 2013). Ainda, de acordo com esta publicação, a renda per capita média de Sorocaba cresceu 59,95% nas últimas duas décadas, passando de R\$ 692,21, em 1991, para R\$ 887,05, em 2000, e para R\$ 1.107,19, em 2010. O estudo foi desenvolvido em três microbacias localizadas no município de Sorocaba inseridos na bacia do rio Sorocaba e médio Tietê (SMT). A localização do município de Sorocaba na bacia do SMT é ilustrada na Figura 18.



Figura 18 - Bacia do rio Sorocaba e médio Tietê (UGRHI).

Fonte: SIGRH (2019).

Na área em questão, o clima é predominantemente úmido e quente com inverno seco. Conforme mapa de precipitações médias anuais históricas supracitado (Figura 14), observa-se que o comportamento de distribuição das chuvas com valores regionais médios abaixo de 300 mm de precipitação mensal.

O rio Sorocaba é considerado o maior tributário da margem esquerda do rio Tietê e tem suas principais nascentes formadas pelos rios Una, Sorocabuçu e Sorocamirim, localizadas nos municípios de Ibiúna, Cotia, Vargem Grande Paulista e São Roque.

Antigamente, o rio Sorocaba possuía 227 km de extensão onde existiam meandros que garantiam baixa velocidade do fluxo d'água e pouco transporte de sedimentos. Atualmente, devido às obras de intervenções por meio da retificação de boa parte do leito do rio datadas desde o início do século XX, seu comprimento até a foz no rio Tietê é de 180 km (Smith, 2019).

Especificamente, o município de Sorocaba possui uma rede de drenagem composta por diversos corpos d'água que compõem o rio Sorocaba. A infraestrutura básica do município com relação ao sistema de saneamento básico conta com 99,68% dos domicílios supridos com água tratada e 99,91% recebendo coleta de lixo (Atlas de desenvolvimento humano do Brasil, 2013).

Desde o ano 2000, a Prefeitura de Sorocaba, por meio do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE), vem desenvolvendo as obras do Programa de Despoluição do Rio Sorocaba – um complexo de intervenções que consiste na coleta, afastamento, bombeamento e tratamento de todo o esgoto produzido na cidade, livrando o leito dos córregos essa carga de efluente. Em 2019, na cidade de Sorocaba, os índices de coleta de esgoto atingiram 98% e de tratamento 96,5% (SAAE, 2019b). Para pesquisa em questão foram escolhidos três trechos de córregos urbanos afluentes da margem direita do rio Sorocaba (Figura 19).

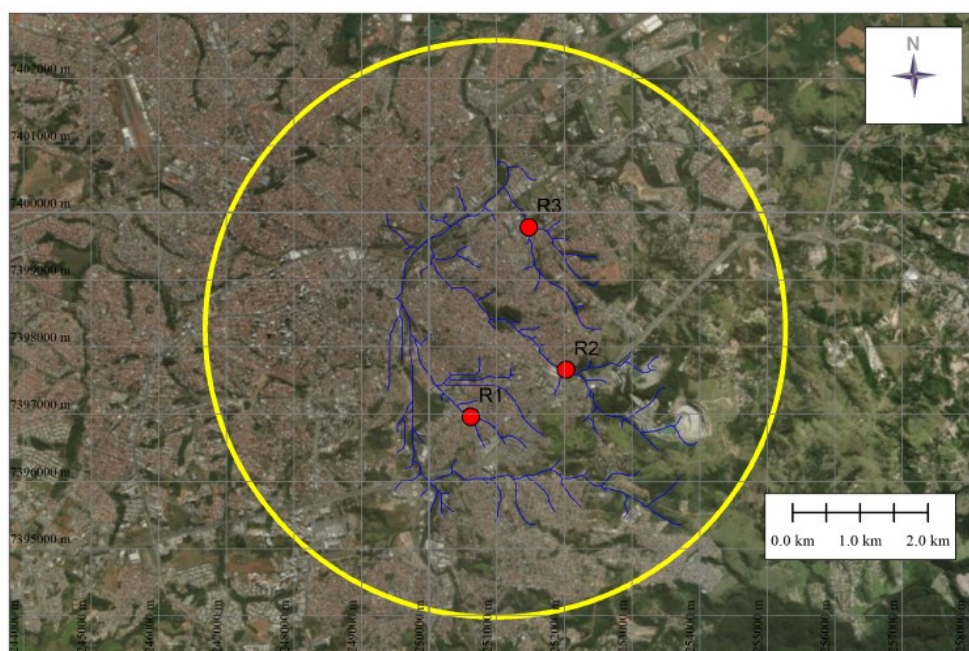


Figura 19 – Localização dos córregos escolhidos (córregos R1, R2 e R3) na zona periférica da cidade de Sorocaba-SP.

Fonte: Google Earth (acesso em: 05 mar. 2019).

Com o intuito de verificar a dinâmica dos córregos que sofreram alteração exógena de origem antrópica, preferencialmente, optou-se pela escolha de rios que foram concretados e conseqüentemente, retificados em relação aos seus leitos naturais. Os três

trechos selecionados são portanto, de caráter artificial, constituídos de concreto tanto na base do córrego quanto nas margens laterais conforme apresentado na Figura 20. Todos os três córregos influenciam diretamente a qualidade da água do rio Sorocaba, já citado anteriormente como sendo futuro manancial de abastecimento de água da cidade.

Para as implementações das obras, os órgãos ambientais foram consultados para verificar os trâmites legais neste tipo de projeto. Primeiramente, junto ao DAEE foi verificado que não seria necessário a obtenção de outorga de direito de uso da água por não se tratar de um uso do tipo consuntivo, por ser um trabalho experimental e por ser uma atividade que atuaria na melhoria dos rios, ao invés de prejudicá-los. Além disso, o SAAE também foi consultado para conhecimento. Pelas mesmas razões do DAEE, o SAAE não se opôs ao desenvolvimento do projeto. Assim, evitou-se eventuais retiradas, por parte das equipes do SAAE, das obras biofílicas, que foram instaladas nos trechos dos córregos.

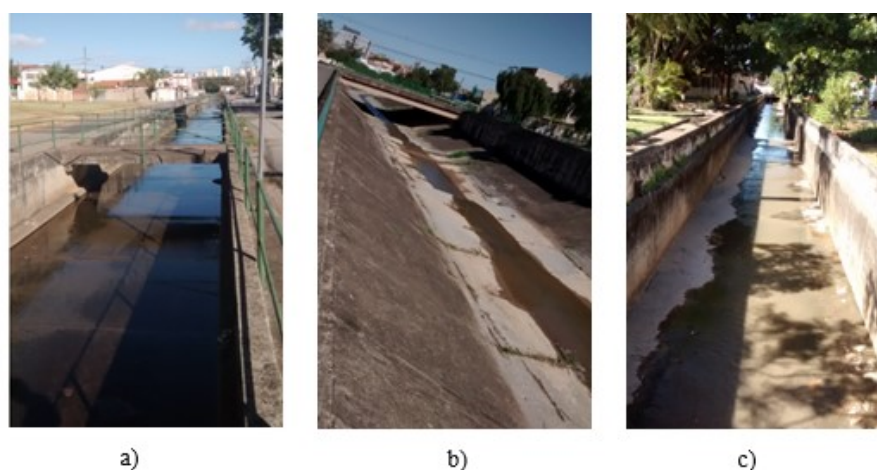


Figura 20 - Córregos urbanos escolhidos para pesquisa localizados na cidade de Sorocaba-SP (vista de montante para jusante).

Legenda: a) Trecho de canal localizado na Av. Francisco Pintor Miranda. b) Trecho de canal localizado na Av. Carlos Sonetti. c) Trecho de canal localizado na Av. José Benedito de Lima. Fonte: autora. Data: 15 jan. 2017.

O primeiro trecho de córrego (R1) localiza-se na Avenida Francisco Pintos Miranda cujas coordenadas do ponto de intervenção são 23° 31' 6,625" Latitude Sul e 47° 26' 32,500" Longitude Oeste (Figura 21) e encontra-se em uma região urbana de bairros residenciais.



Figura 21 - Localização do ponto de intervenção do Córrego 1.
 Coordenadas: 23° 51' 83,26" e Longitude Oeste 47° 44' 24,83".

Fonte: Google Earth (acesso em: 05 mar. 2019).

Também localizado em um bairro residencial, o trecho do córrego 2 (R2) foi definido na Avenida Carlos Soneti, com ponto de intervenção implementado nas coordenadas 23° 30' 44,622" Latitude Sul e 47° 25' 42,503" Longitude Oeste (Figura 22), próximo à portaria do Clube São Bento, em uma região menos movimentada. Este córrego é um dos afluentes do córrego Lavapés e este, por sua vez é afluente direto do rio Sorocaba.



Figura 22 - Localização do ponto de intervenção do Córrego 2.

Coordenadas: Latitude Sul 23° 30' 44,62" e Longitude Oeste 47° 25' 42,50".

Fonte: Google Earth (acesso em: 05 mar. 2019).

A área da microbacia do córrego R2 é popularmente conhecida por ser uma zona de moderada atividade industrial, sendo que a montante do ponto escolhido, existe uma indústria de mineração com provável potencial poluidor, por meio do acúmulo de sedimentos (areia) no córrego (Figura 23).



Figura 23 – Detalhe da mineração localizada na região de nascente do córrego R2 (à montante do ponto de intervenção).

Fonte: Google Earth (acesso em: 05 mar. 2019).

O último trecho de córrego (R3) está localizado na Avenida José Benedito de Lima, com obras biofilicas implementadas nas coordenadas de Latitude Sul $23^{\circ} 29' 35,675''$ e na Longitude Oeste $47^{\circ} 26' 0,978''$ W, próximo a uma área com intensa movimentação de automóveis (cruzamento com a Rua Pedro de Góes). É possível observar na Figura 24 que trata-se do único córrego, dentre os escolhidos, que possui traços de vegetação nas suas margens com manchas verdes no mapa.

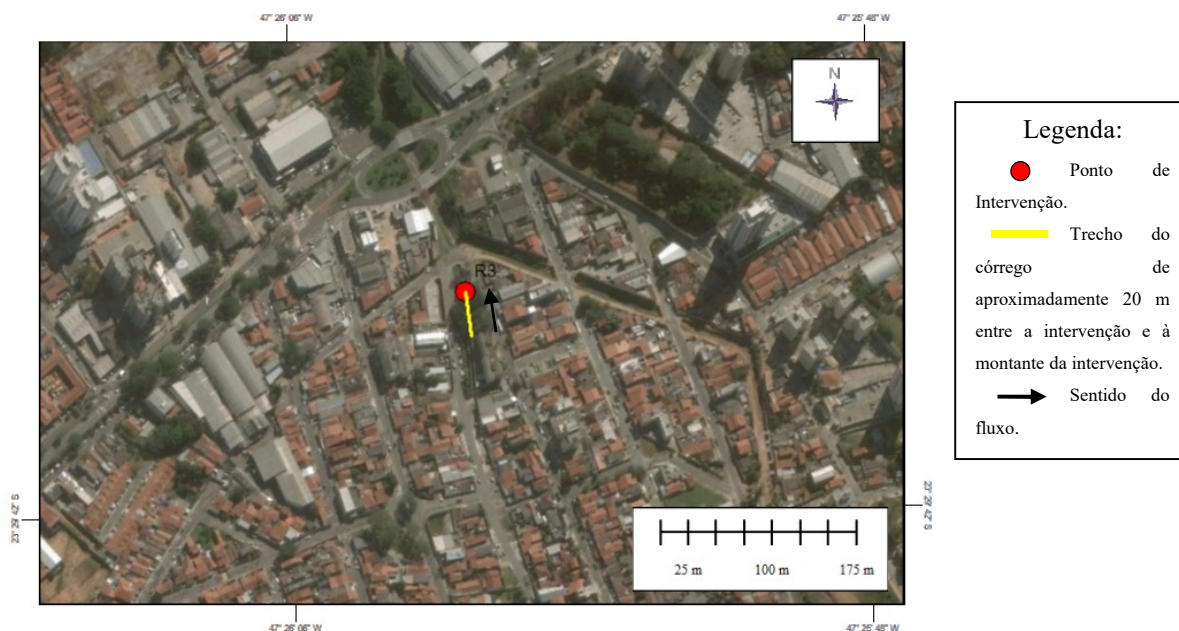


Figura 24 - Localização do ponto de intervenção do Córrego 3.
 Coordenadas: Latitude Sul 23° 29' 35,67" e Longitude Oeste 47° 26' 0,97".

Fonte: Google Earth (acesso em: 04 ago. 2017).

6.2.2 Cobertura e Uso do Solo

É sabido que a impermeabilização do solo afeta e muito a qualidade das águas pluviais e consequente qualidade dos cursos receptores, reduz a recarga subterrânea e aumenta o escoamento superficial direto, sendo que a sua intensificação é o resultado da crescente urbanização das grandes cidades (Tucci, 2009).

Na cidade de Sorocaba, no fim do século XIX, a evolução urbana deu-se inicialmente, através dos caminhos estabelecidos pelos índios, bandeirantes e tropeiros que, margeavam o rio Sorocaba nas suas rotas. Posteriormente, a construção da Estrada de Ferro Sorocabana em 1875 foi fundamental para o processo de exportação do algodão e do café, o que gerou mais desenvolvimento para a cidade. Nos últimos anos, o município de Sorocaba ampliou a polarização regional, notadamente após a consolidação da Região Metropolitana de Sorocaba em maio de 2014 por meio do Projeto de Lei nº. 1/2014 sancionado pelo governador de São Paulo, Geraldo Alckmin (Comitre, 2017).

Silva (2019) fez um levantamento de cobertura do solo nas sub-bacias escolhidas para o presente estudo desde a nascente até a foz dos córregos considerados (Figura 25, Figura 26 e Figura 27).

A nomenclatura do uso e da cobertura da terra foi concebida partindo do esquema teórico da cobertura terrestre, que inclui, para o nível hierárquico terra, os subníveis áreas antrópicas (não agrícolas e agrícolas) e áreas naturais (florestal e campestre) de acordo com Heymann (1994, p.17 da tradução) *apud* IBGE (2013).

As regiões de interesse do presente estudo podem ser encontradas no sistema básico de classificação da cobertura e do uso da terra de acordo com o Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013). De maneira geral, os tipos de uso do solo para as três sub-bacias são descritos a seguir:

Áreas urbanizadas: Para este tipo de uso da terra, foram consideradas as áreas correspondentes às cidades (sedes municipais), às vilas (sedes distritais) e às áreas urbanas isoladas. Contemplam as áreas de uso intensivo, com edificações e sistema viário, com predominância das superfícies artificiais não agrícolas (IBGE, 2013).

Reflorestamento: Pode ser identificado como sendo o plantio ou formação de maciços com espécies florestais nativas ou exóticas. De acordo com o Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013), não se considera se o plantio é realizado em áreas anteriormente povoadas com espécies florestais ou não; considera-se reflorestamento todas as áreas povoadas com essências florestais, independentemente do ambiente. **Gramíneas:** Incluem-se nos tipos de áreas campestres caracterizadas por possuírem categorias de vegetação fisionomicamente bem diversas da florestal, ou seja, aquelas que se caracterizam por um estrato predominantemente arbustivo, esparsamente distribuído sobre um tapete gramíneo-lenhoso (IBGE, 2013).

Mineração: Referem-se a áreas de exploração ou extração de substâncias minerais, sendo estes, metálicos e não metálicos (IBGE, 2013). No trabalho desenvolvido por Silva (2019) como parte integrante do objetivo final do projeto de intervenção dos córregos, foi verificada uma alta porcentagem de áreas urbanizadas para os córregos R1 (75%) e R3 (82%), sendo que no córrego R2 a ocupação urbana não passa de 38%.

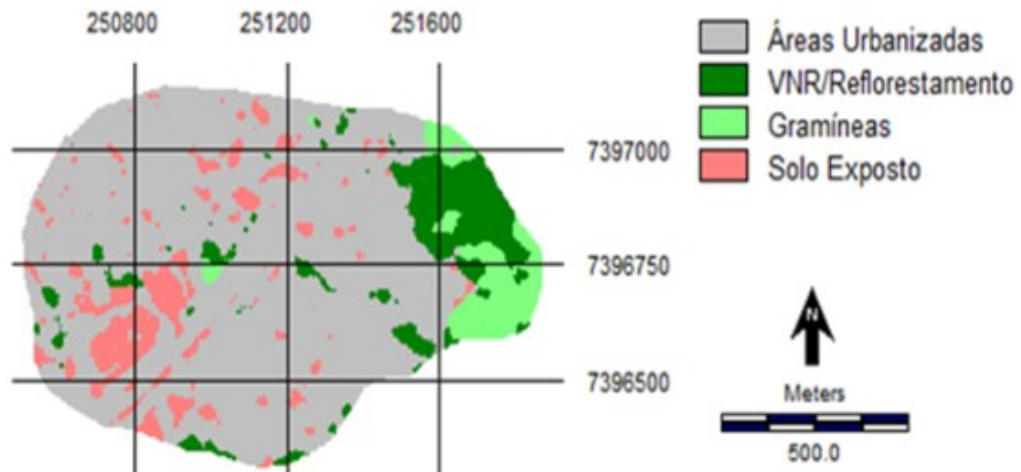


Figura 25 – Mapeamento do uso do solo da sub-bacia do córrego R1. Projeção: UTM – Zona 23 S - SIRGAS 2000. Levantamento geodésico e imagem proveniente do Google Earth. Fonte: Silva (2019).

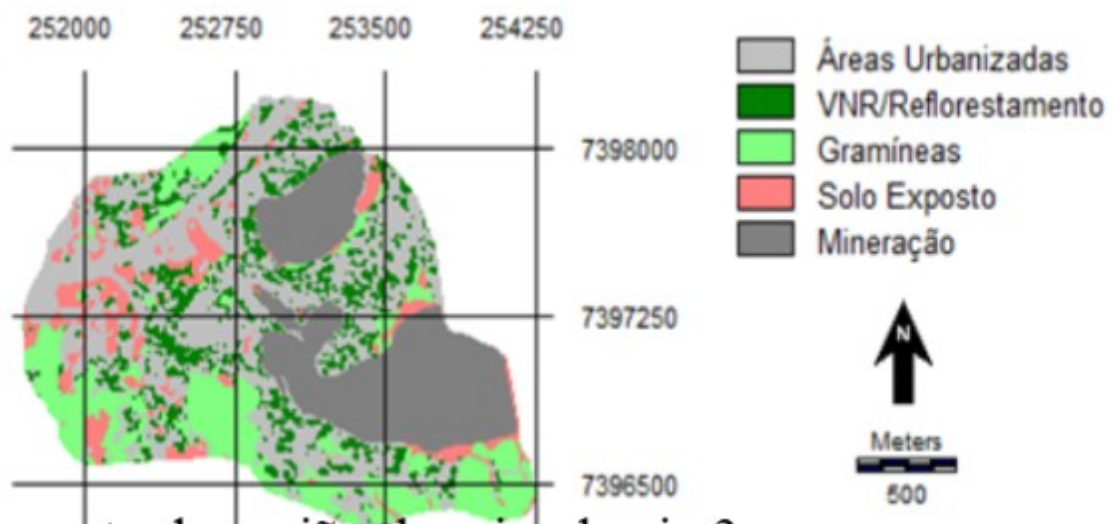


Figura 26 - Mapeamento do uso do solo da sub-bacia do córrego R2. Projeção: UTM – Zona 23 S - SIRGAS 2000. Levantamento geodésico e imagem proveniente do Google Earth. Fonte: Silva (2019).

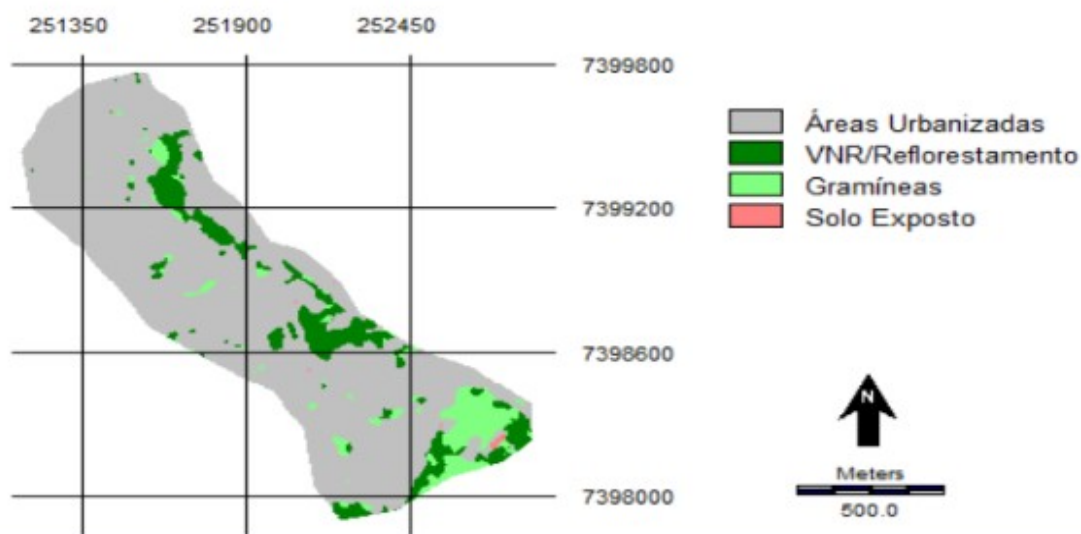


Figura 27 - Mapeamento do uso do solo da sub-bacia do córrego R3. Projeção: UTM – Zona 23 S - SIRGAS 2000. Levantamento geodésico e imagem proveniente do Google Earth. Fonte: Silva (2019).

As ações antrópicas podem contribuir para o aumento da erosão no solo, sendo que as principais agressões identificadas na região de estudo decorrem da: retirada da cobertura vegetal, agricultura inadequada, abertura de valetas e estradas de maneira imprópria, execução de condomínios sem infra-estrutura e exploração de mineração nas cabeceiras dos córregos.

6.2.3 *Características fisiográficas das sub-bacias*

As características físicas das sub-bacias, a partir do ponto de coleta considerado como exutório, estão apresentadas na Tabela 3. É possível, a partir destes dados, concluir que as sub-bacias R1 e R2 possuem uma maior tendência à enchente por aproximarem da unidade os valores dos coeficientes de compacidade. Ainda, de acordo com o fator de forma, a sub-bacia R3, possui menor tendência à enchente, em relação as outras, por se caracterizar um menor valor, o que demonstra ser típico de uma bacia com forma do tipo alongada conforme é possível verificar na Figura 28.

A partir do mapa de elevação do terreno (Figura 29) fica claro a identificação da região de nascente dos córregos como sendo a área de altitudes mais elevadas do terreno. Tabela 3 –

Características físicas das sub-bacias dos córregos R1, R2 e R3 considerando da nascente até o ponto de exutório (local de intervenção).

Sub-Bacia	Comprimento do talvegue principal (km)	Área de drenagem (km ²)	Perímetro (km)	Coefficiente de compacidade (adimensional)	Fator de forma (adimensional)	Declividade (m·m ⁻¹)
R1	1,00	0,73	3,60	1,18	0,73	4,70
R2	2,52	3,30	7,68	1,18	0,52	4,33
R3	1,98	1,25	5,83	1,46	0,32	2,58

Fonte: elaboração própria.

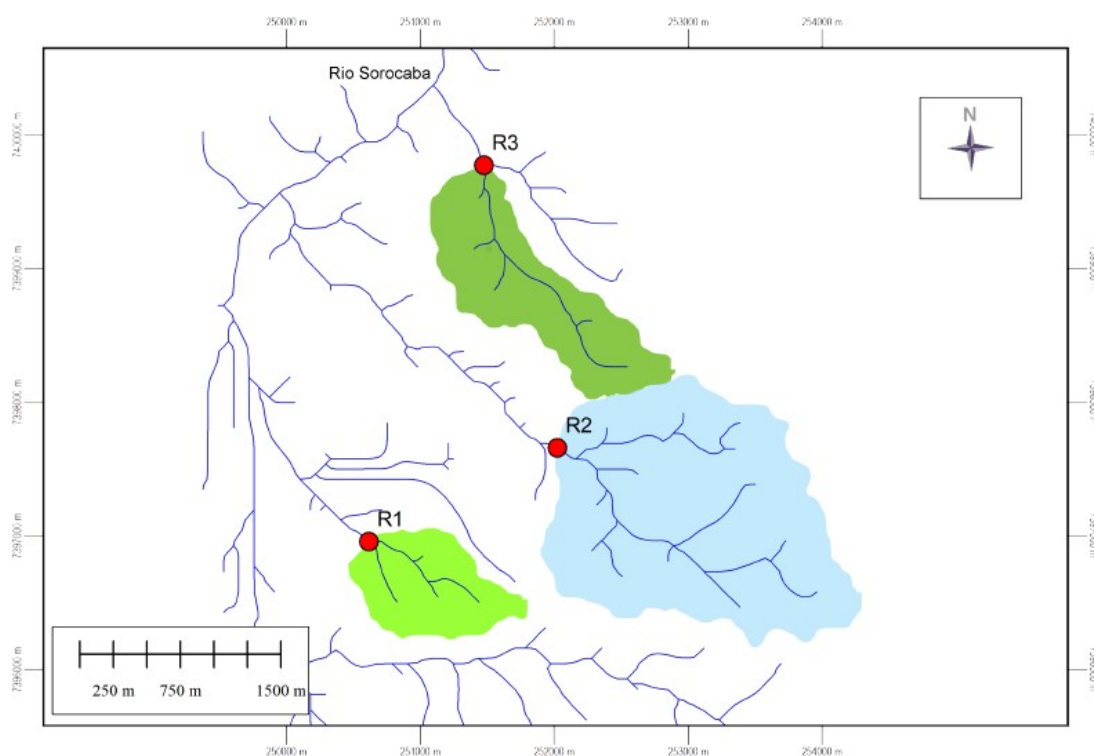


Figura 28 – Formas das Sub-bacias hidrográficas dos córregos R1, R2 e R3.
 Projeção: UTM – Zona 23 S – SIRGAS 2000. Base cartográfica: 1:10.000. Fonte:
 elaboração própria.

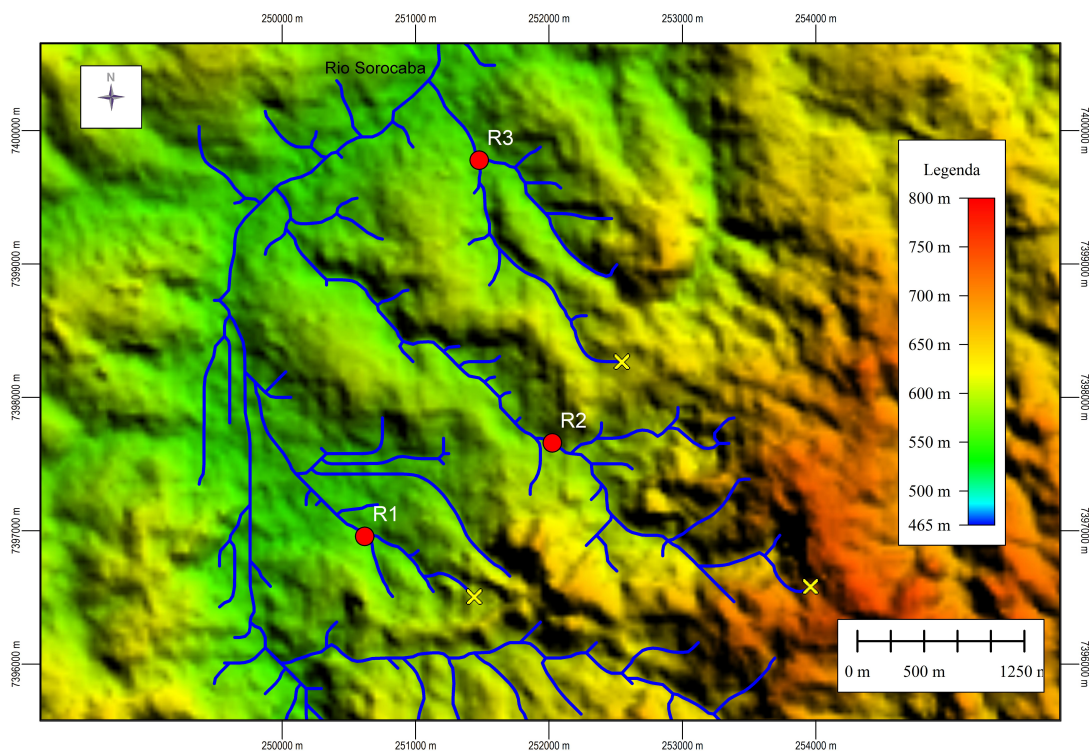


Figura 29 – Elevação do terreno da região das sub-bacias hidrográficas dos córregos R1, R2 e R3.

Legenda: X: nascente dos córregos. Projeção: UTM – Zona 23 S - SIRGAS 2000. Base cartográfica: 1:10.000. Fonte: elaboração própria.

6.2.4 Precipitação e vazão de projeto das sub-bacias

A partir de séries históricas de dados de chuva, é possível obter equações que relacionam a intensidade de chuva com a sua frequência de ocorrência. O termo que está relacionado com a probabilidade de uma chuva ocorrer novamente é o período de retorno que é o número de anos que um evento leva para ser igualado ou superado.

A equação de chuva de Sorocaba, que foi aplicada neste trabalho, é a mesma utilizada pelo Sistema de Saneamento de água e Esgoto da cidade, dada pela equação 6.1 (SAAE, 2006).

$$X_{t,TR} = a \cdot (t - 0,1)^b + 0,77969 \cdot c \cdot (t - 0,1)^d \cdot (y_{TR} - 0,57722) \quad 6.1$$

Onde:

$X_{t,TR}$: é a precipitação máxima em mm para duração t (em horas) e período de retorno TR (em anos);

t é a duração em horas;

y_{TR} : $-\ln(\ln(TR/(TR-1)))$;

TR: período de retorno em anos.

Os valores dos coeficientes a , b , c e d podem ser obtidos na Tabela 4.

Tabela 4 – Coeficientes a , b , c e d , que dependem da duração de chuva.

Duração	a	b	c	d
$10 \text{ min} \leq t \leq 1\text{h}$	50,7	0,374	10,9	0,374
$1\text{h} < t \leq 1,5\text{h}$	50,7	0,374	10,8	0,313
$1,5\text{h} < t \leq 12\text{h}$	54,9	0,140	10,8	0,313
$12\text{h} < t \leq 24\text{h}$	35,4	0,313	10,8	0,313

Fonte: SAAE (2006).

Além de alterações na qualidade da água, a impermeabilização do solo ajudada pela crescente urbanização, aumenta significativamente o escoamento superficial. Diferentes métodos foram desenvolvidos para o cálculo do escoamento superficial ou *runoff*, o método racional, que foi empregado, é o mais utilizado para calcular a vazão de projeto para um determinado evento de chuva (equação 6.2).

$$Q_p = \frac{c \cdot i \cdot A}{360} \quad 6.2$$

Onde:

Q_p : vazão de projeto em $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$;

c : coeficiente de escoamento superficial (adimensional) - Tabela 5;

i : intensidade de precipitação em $\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$;

A : área de drenagem em ha.

Quando a bacia apresenta ocupação e uso do solo muito variada, deve ser usada a média ponderada considerando os coeficientes de escoamento superficial para as diferentes sub-áreas.

Tabela 5 - Valores de c (coeficiente de escoamento superficial - adimensional).

Características da superfície	Coefficiente de deflúvio
Cobertura natural (florestas, arbustos)	0,10 a 0,30
Gramados	0,05 a 0,35
Impermeável (pavimentos e telhados)	0,75 a 0,95

Fonte: Gribbin (2016).

Portanto, foi assumido como precipitação máxima da região o valor de $62,4 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ (seguindo índices da equação da chuva de Sorocaba para tempo de recorrência $TR = 10$ anos e duração de chuva de 1 h aplicados na equação 6.1). Em seguida, foi adotado o tipo de uso e ocupação do solo das sub-bacias apresentados por Silva (2019). Assim foram obtidos os valores de vazão de projeto no ponto do exutório considerado em cada sub-bacia (Tabela 6), sendo estes bastante significativos, indicando alta cobertura impermeável na bacia hidrográfica e alta intensidade de chuva.

Tabela 6 – Vazão de projeto para os córregos R1, R2 e R3 no exutório (ponto de interesse).

Variáveis	R1	R2	R3
C (adimensional)	0,80	0,58	0,84
Área urbana (km^2)	0,55	1,25	1,03
Área rural (km^2)	0,18	2,05	0,22
Área total (km^2)	0,73	3,3	1,25
Q_p ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)	10,12	33,06	18,24

Legenda: C: coeficiente de escoamento superficial, Q_p : vazão de projeto.

Fonte: elaboração própria.

6.3 Tipos de tecnologias consideradas e histórico da implementação das intervenções

O início do projeto orientado por Silva (2015a), se deu a partir de pesquisas desenvolvidas por Silva (2018), que se iniciaram no mês de janeiro de 2016 e permaneceram ao longo deste ano, período este denominado pré-intervenção. Nesta etapa, amostras de água foram coletadas para verificação de parâmetros físicos, químicos e quantitativos.

Entre os dias 25 e 28 de fevereiro de 2017 os aparatos (descritos a seguir) foram confeccionados no Campus da UNESP de Sorocaba, e os trabalhos de intervenção foram implementados nos córregos. A partir da bibliografia consultada, pode-se afirmar que, são obras do tipo biofílicas ativas, de acordo com Hobbs *et al.* (2011), abióticas e preparadas para um experimento *one-off*, em harmonia com as definições de Hobbs e Cramer (2008).

Todos os aparatos denominados obras de bioengenharia, semelhante a definição de Silva e Pires (2007), podem ser também designados obstáculos naturais, em concordância com Pan *et al.* (2016). Tais aparatos foram posicionados nos córregos pelas próprias alunas participantes do projeto de pesquisa com a ajuda do professor orientador do projeto (Silva, 2015a) (Figura 30 e Figura 31).



(i)



(ii)

Figura 30 – Confeção dos aparatos utilizados nos córregos pelas alunas pesquisadoras.
Legenda: i) Da esquerda para direita: Rosiane A. Silva, Gabriela Bassi e Beatriz Capello;
ii) Kristiane R. Primo (autora). Fonte: autora. Data: 25 fev. 2017.



Figura 31 – Ilustração da instalação dos aparatos no córrego R1 com ajuda do Prof. Orientador Alexandre Marco da Silva.

Fonte: autora. Data: 25 fev. 2017.

Os córregos estudados neste trabalho, são do tipo leito concretado e foram escolhidos de maneira aleatória na cidade, mas coincidem de se localizarem em regiões urbanizadas periféricas e de classe social média baixa. A seguir serão descritas as intervenções unitárias que foram implementadas em cada córrego.

6.3.1 Córrego 1 (R1)

Para este córrego foram utilizados sete sacos de juta (normalmente empregados para o transporte de legumes em feiras). Estes foram cheios de brita e dispostos na formatação de dois, três e dois sacos na seção transversal, ao longo de um trecho de córrego. Sua fixação se deu por meio de vergalhões provindos de construção civil, que foram encaixados nos espaços existentes entre as placas de concretos do fundo do córrego (Figura 32 e Figura 33).

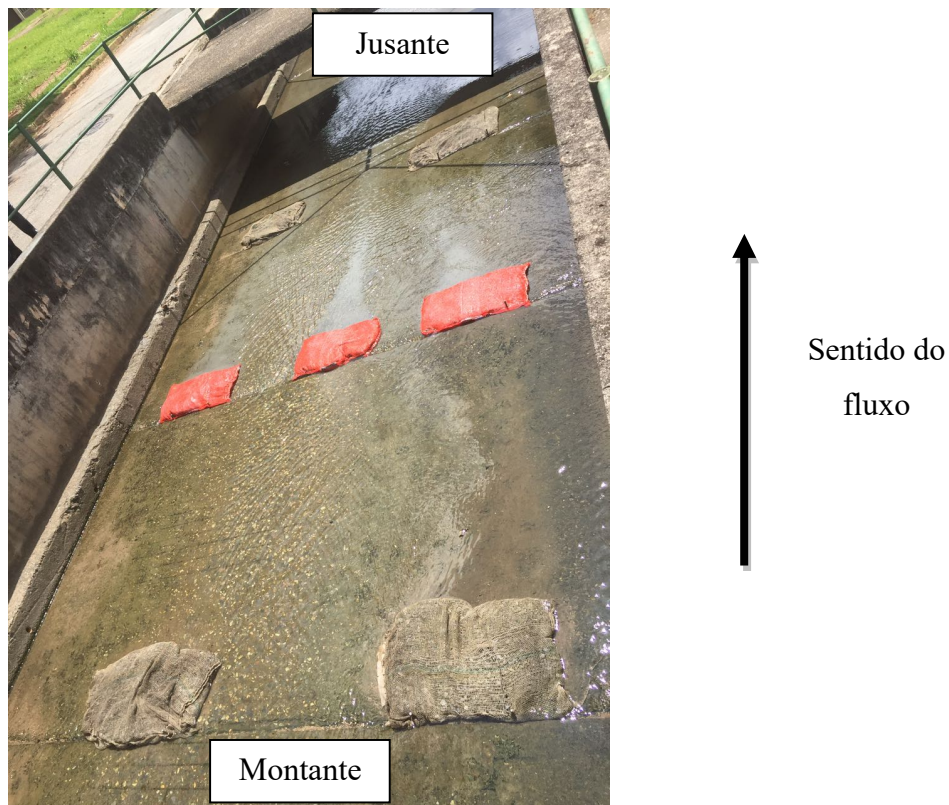
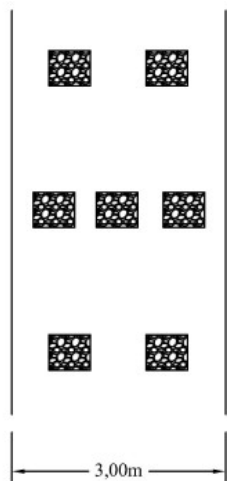


Figura 32 - Intervenções realizadas no córrego 1 (R1).

Fonte: autora. Data: 25 fev. 2017.

VISTA SUPERIOR



SEÇÃO TRANSVERSAL

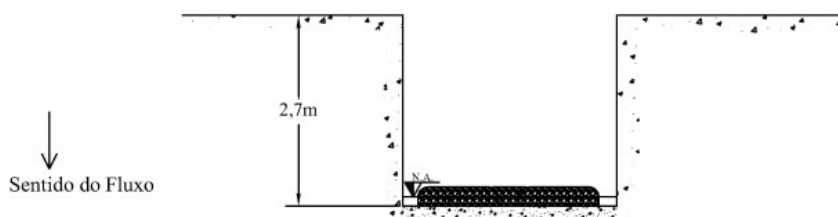


Figura 33 – Detalhe das obras biofílicas implementadas no córrego R1.

Fonte: elaboração própria.

6.3.2 *Córrego 2 (R2)*

Para esse local foram feitos seis rolos flexíveis de tule e juta, preenchidos com brita, nomeadas pela equipe de “salsichas”. Essas “salsichas” foram dispostas paralelas ao fluxo d’água, sendo duas em contato direto com a água e as outras quatro paralelas a estas, porém, mais distantes do fluxo em dias de baixa vazão do córrego (Figura 34). É importante salientar que, diferente dos outros dois córregos analisados que possuem seção transversal retangular, este apresenta um perfil transversal do tipo trapezoidal (Figura 35).

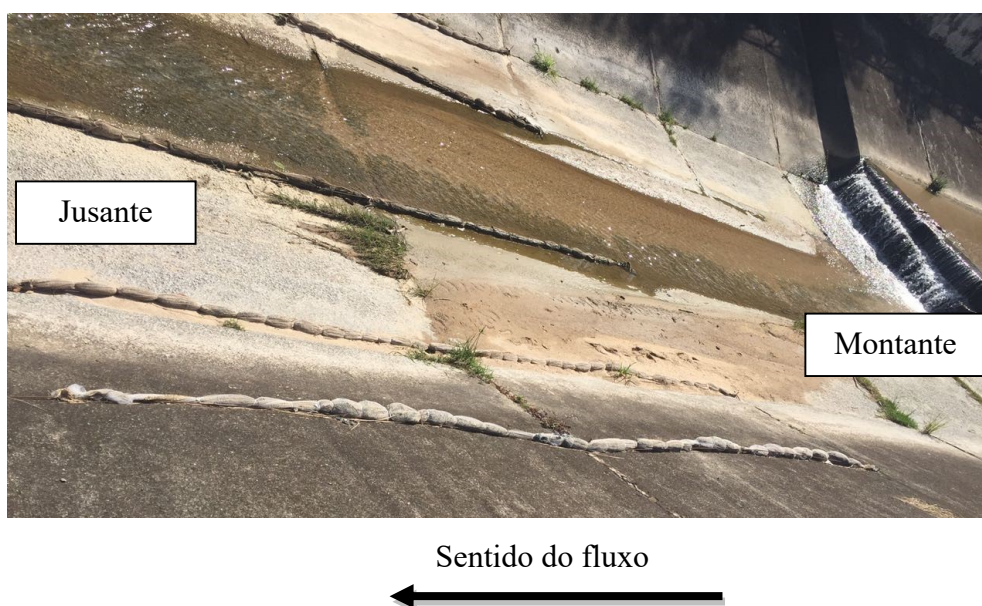
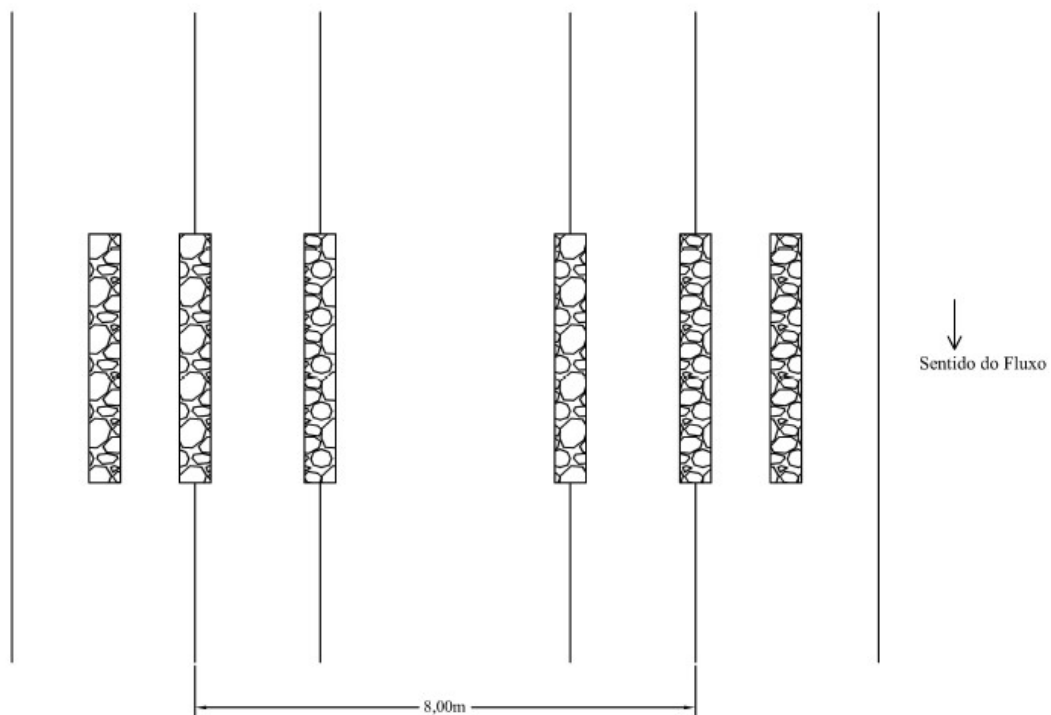


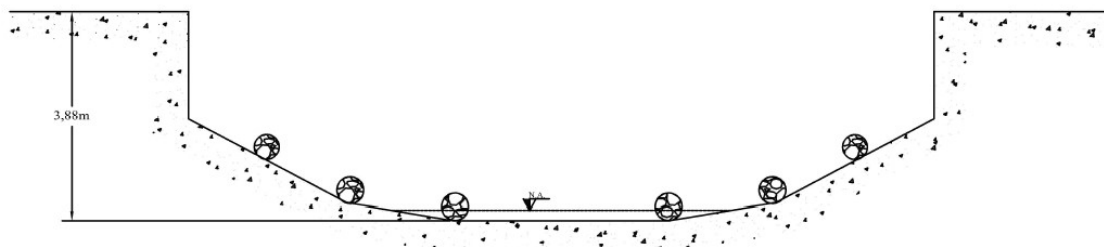
Figura 34 - Intervenções feitas no córrego 2 (R2).

Fonte: autora. Data: 25 fev. 2017.

VISTA SUPERIOR



SEÇÃO TRANSVERSAL



LEGENDA	
	Estrutura tipo "salsicha" contendo brita.
	Superfície de concreto.

Figura 35 - Detalhe das obras biofilicas implementadas no córrego R2.

Fonte: elaboração própria.

6.3.3 **Córrego 3 (R3)**

Foram feitas quatro “salsichas” idênticas aquelas utilizadas no córrego R2, dispostas também paralelas ao fluxo d’água. Seguindo o mesmo princípio do córrego anterior, duas foram dispostas em contato direto com a água e as outras duas foram fixadas na margem concretada do córrego de forma a permanecerem acima do nível da água na maioria do tempo (Figura 36).

Além disso, foi confeccionada outra peça cilíndrica, de tela plástica utilizada em obras civis (geotêxtil), a qual também foi preenchida com brita. Essa “salsicha” foi colocada de maneira perpendicular ao fluxo d’água, servindo assim, como uma mini barragem para retenção de sedimentos (Figura 37 e Figura 38).

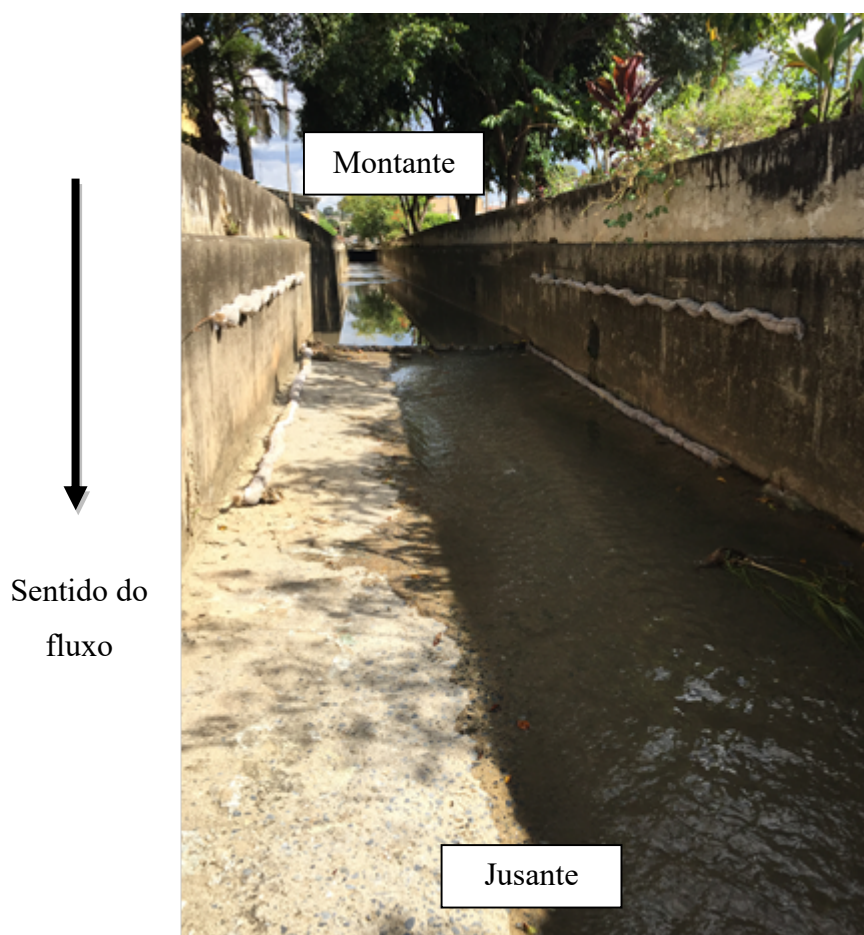


Figura 36 - Intervenção realizada no córrego 3 (R3).

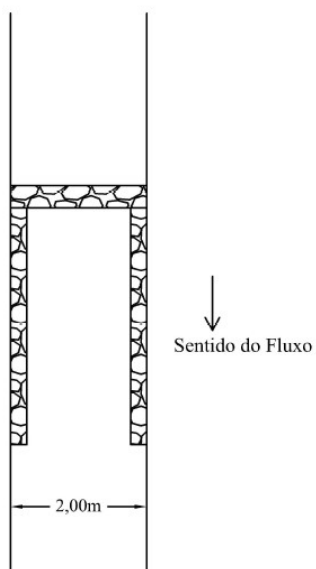
Fonte: autora. Data: 25 fev. 2017.



Figura 37 - Detalhe das intervenções do tipo “salsicha” no córrego 3 (R3).

Fonte: autora. Data: 27 fev. 2017.

VISTA SUPERIOR



SEÇÃO TRANSVERSAL

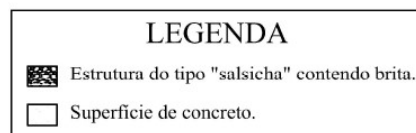
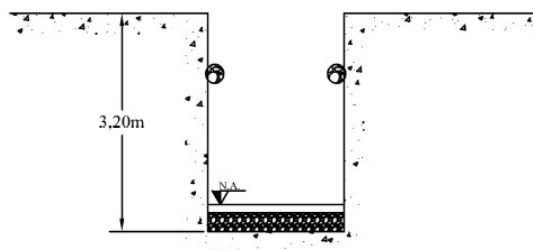


Figura 38 - Detalhe das obras biofilicas implementadas no córrego R3.

Fonte: elaboração própria.

6.4 Procedimentos de campo e laboratório executados no período pós-intervenções

As coletas dos dados e amostras foram realizadas pós-intervenção durante todo um ano, englobando as duas estações típicas da região: quente e úmida e fria e seca. Todas as visitas em campo para coleta dos dados foram feitas no período da manhã, em busca de um comportamento padrão do clima do local, nas seguintes datas: 29/04/2017, 25/06/2017, 26/08/2017, 28/10/2017, 09/12/2017 e 24/02/2018.

Para verificar a eficiência das atividades intervencionistas, foram adotados dois pontos de coletas nos córregos estudados: montante da intervenção e intervenção. Os dados coletados foram: dados climatológicos, coletas de espécies invertebradas e vegetais, sedimentos do leito dos córregos e amostras de água.

6.4.1 *Dados Climatológicos dos locais de estudo*

Os dados climatológicos foram coletados diretamente com o aparelho Termo-Higroanemômetro-Luxímetro Digital, marca Akso, modelo LM8000. Os pontos de coleta foram nas margens dos córregos, mais precisamente à montante da intervenção e na intervenção.

Foi possível registrar os seguintes dados: velocidade do vento (máxima e mínima) em $m \cdot s^{-1}$, umidade relativa em %, Temperatura ambiente em $^{\circ}C$ e Luminância em lux.

6.4.2 *Medição de vazão*

A medição de vazão pode ser feita por meio das velocidades do fluxo da água, possível de ser aplicado em seção de rios com fluxo retilíneo como estes selecionados.

A descarga líquida numa seção de um rio é, por definição, o volume de água que atravessa esta seção durante a unidade de tempo, isto é, a descarga dQ que atravessa uma área infinitamente pequena dA (equação 6.3).

$$dQ = v \cdot dA \quad 6.3$$

Onde v é a velocidade de fluxo (Figura 39).

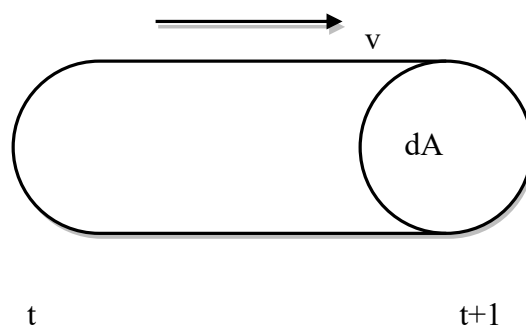


Figura 39 – Definição da descarga líquida.

Fonte: Tucci (2009).

Para obter a descarga que atravessou a seção total, foi necessário o cálculo da área da seção transversal do rio por meio da medição do nível d'água do rio (h_n) e da largura da seção (d) (Figura 40).

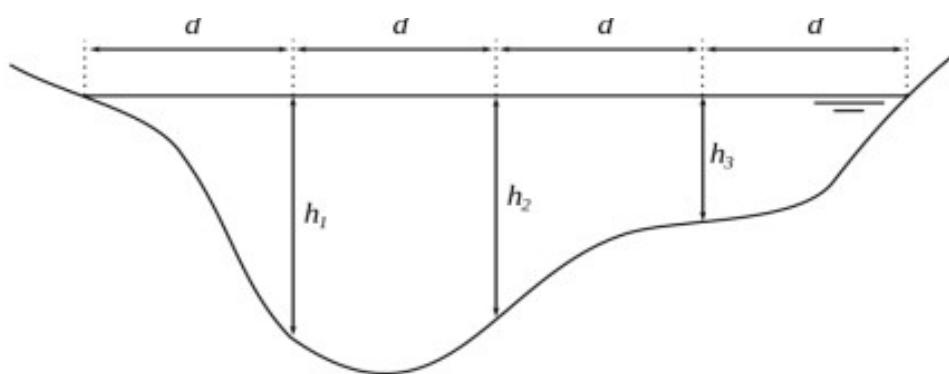


Figura 40 – Seção transversal de um rio (larguras e profundidades).

O cálculo da velocidade do fluxo d'água pode ser determinado utilizando um comprimento do rio pré-estabelecido (Figura 41) e corante para cronometragem do tempo (Figura 42). Foram realizadas três repetições para obtenção da média dos tempos para evitar erros de leitura.

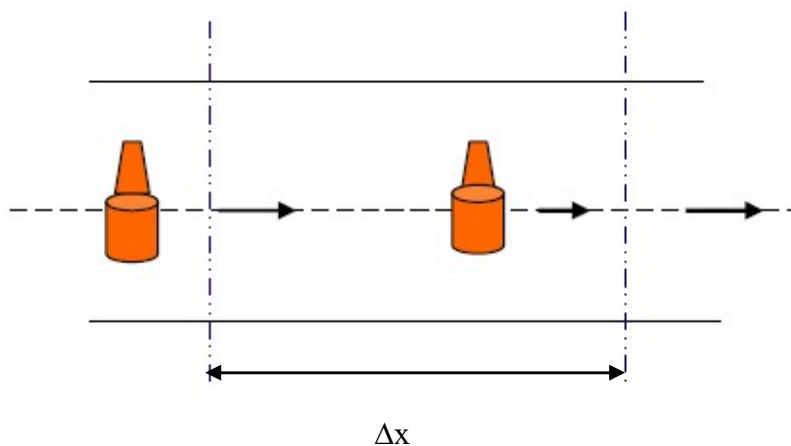


Figura 41 – Seção longitudinal escolhida para determinação da velocidade do percurso pré-determinado.

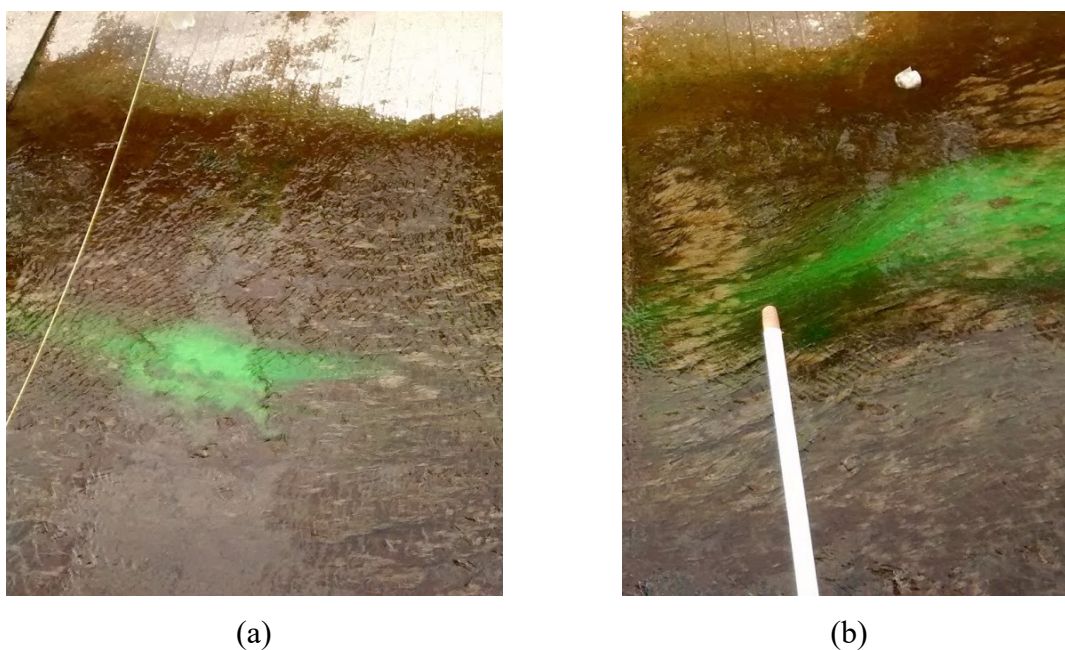


Figura 42 – Corante utilizado para determinação da velocidade do fluxo d'água.

Obs.: O barbante estirado (foto a) e a haste sobre a água (foto b) serviam de referências para acionar e parar o cronômetro.

Fonte: autora. Data: 11 mar. 2017.

A velocidade então, foi dada pela equação 6.4.

$$v = \frac{\Delta x}{\Delta t} \quad 6.4$$

Onde: v : velocidade média em $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, Δx : distância entre o ponto inicial e final em m, Δt : tempo percorrido entre o ponto final e inicial em s.

A partir dos cálculos de velocidade, a vazão final foi obtida pela equação 6.5.

$$Q = v \cdot A \quad 6.5$$

Onde: Q: vazão em $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, v: velocidade média em $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$, A: área da seção transversal em m^2 .

6.4.3 **Amostras de água dos córregos**

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) foi um indicador importante estudado. Segundo a bibliografia consultada, a DBO está diretamente relacionada com a presença de cargas orgânicas de origem antrópica como por exemplo, lançamento de efluentes domésticos urbanos.

Para medição da DBO de águas não potencialmente poluídas como rios e lagos, a concentração de oxigênio dissolvido presente inicialmente na amostra é maior do que a demanda esperada. Portanto, a análise pode ser desenvolvida de forma direta. Basta a comparação da concentração de oxigênio inicial com aquela medida após o período de incubação de 5 dias, onde as reações bioquímicas acontecem sempre em uma temperatura de 20°C . Ao final, deve-se determinar a DBO (de 5 dias a 20°C) como sendo a diferença entre as concentrações de oxigênio dissolvido inicial e final (Hocking, 2005).

Neste presente trabalho, o método eletrométrico para medição do teor de oxigênio dissolvido foi utilizado. Neste procedimento, empregou-se um aparelho oxímetro marca Instrutherm modelo Mo-900, em que a sonda do eletrodo possui uma membrana que adsorve seletivamente o OD, tendo por base o seu raio de difusão molecular. Antes da medição, este aparelho precisou ser calibrado conforme especificado no manual do aparelho e, uma vez calibrado, bastou executar a medição direta.

APHA (1999) recomendam que o tempo entre a coleta das amostras e a medição de oxigênio inicial não deve ultrapassar trinta minutos. Para determinação da DBO, portanto, foram realizadas medições *in-loco* da concentração inicial de oxigênio de amostras de água dos córregos em três pontos na seção transversal do curso d'água (esquerdo, central e direito) nos pontos: montante e intervenção. Para tais coletas, foram empregados frascos inertes para armazenamento do volume necessário de água (Figura 43).



Figura 43 – Coleta de amostras de água no córrego R1 pela autora.

Fonte: autora. Data: 29 abr. 2017.

Em seguida, as amostras foram armazenadas em frascos apropriados e armazenados em temperatura ideal de 20 °C para o consumo de oxigênio pelos microrganismos que se alimentam da matéria carbonácea. Após 5 dias foram verificados os teores finais de oxigênio contidos nas amostras e assim determinado o valor da DBO através da equação 6.6.

$$DBO = (OD_i - OD_f) \cdot \frac{V_{frasco}}{V_{amostra}} . \quad 6.6$$

Onde:

OD_i: concentração de oxigênio dissolvido inicial (mg·L⁻¹);

OD_F: concentração de oxigênio dissolvido final (mg·L⁻¹);

V_{frasco}: volume total do frasco (mL);

V_{amostra}: volume total da amostra (mL).

Por se tratar de uma amostra do tipo águas não poluídas, foi utilizado 100% do volume do frasco preenchido com a amostra de água, não necessitando de diluição.

6.4.4 *Sedimentos dos leitos dos córregos*

As amostras de sedimentos foram coletadas, nos mesmos pontos: montante e intervenção em três pontos na seção transversal do curso d'água (esquerdo, central e direito). Tais amostras foram armazenadas em sacos plásticos inertes e conduzidas para o laboratório para análise.

Uma massa de cerca de 5 g foi pesada e disposta em cadinhos previamente tarados (Figura 44). Estes foram levados à estufa para secagem por 4 dias à temperatura de aproximadamente 100 °C. Após o resfriamento, os cadinhos foram pesados.

Com o intuito de incinerar a quantidade de massa de carbono presente na amostra, os cadinhos foram levados à mufla onde permaneceram por 2 h à temperatura de 550 °C.



Figura 44 - Exemplo de amostras de sedimentos em cadinhos apropriados para estufa.

Fonte: autora. Data: 29 abr. 2017.

A amostra então, foi retirada da mufla, dessecada e resfriada para pesagem posterior. O cálculo do teor de carbono orgânico contido na amostra foi feito pela equação 6.7.

$$C = \frac{(P_1 - P_2) \cdot 100}{M} \cdot f \quad 6.7$$

Onde: C – teor de carbono orgânico do solo (%); P₁ – massa de amostra seca após estufa (g); P₂ – massa de amostra após incineração em mufla (g); M – massa inicial de amostra (g); f – fator de conversão: quantidade de matéria orgânica em teor de carbono orgânico. Este coeficiente é baseado na consideração de que a matéria orgânica contém 58% de carbono orgânico de acordo com Aleksandrova e Naidenova (1976) *apud* Jankauskas *et al.* (2006).

6.4.5 Levantamento das Espécies de Animais Invertebrados

Para coleta de amostras de invertebrados foi utilizado um equipamento do tipo peneira que se assemelha a um coletor do tipo *surber* (Figura 45). Cada amostra foi composta por 3 passadas de peneira, rente ao substrato do leito do córrego, sendo então coletados os indivíduos de cada peneirada e transferidos para um frasco (Figura 46).



Figura 45 - Coletor do tipo *surber*.

Fonte: Embrapa (2016).



(i)



(ii)

Figura 46 - Exemplos de armazenamento de espécies invertebradas em solução apropriada: (i) no local de coleta e (ii) no laboratório.

Fonte: autora. Data: 29 abr. 2017.

Em cada dia de trabalho de campo, foram coletadas 3 amostras por ponto, no caso de presença de invertebrados, totalizando 6 amostras em cada córrego. O material foi acondicionado em potes contendo álcool 70% para conservação dos organismos e posterior contagem e identificação em laboratório. Os dados trabalhados foram o somatório do número de indivíduos presentes em cada repetição, por ponto.

6.4.6 Amostras de espécies vegetais

Durante o ano de 2017, um ano após implementação das intervenções, deu-se continuidade ao monitoramento do surgimento e crescimento das espécies vegetais, mais precisamente, macrófitas. Conforme as espécies surgiam, amostras eram coletadas para posterior identificação. Esta etapa do trabalho teve especial colaboração da graduanda Beatriz Capello, a qual obteve bolsa de iniciação científica (PIBIC-CNPq) para elaboração de uma pesquisa com esta finalidade.

6.5 Análise dos dados

6.5.1 Análise estatística

Para análise estatística dos dados foi utilizado o Software BIOESTAT 5.0 com respectivos intervalos de índices de validação dentro de cada análise apropriada (Ayres *et al.*, 2007). Pretendeu-se verificar nesta etapa, a existência de correlação entre algumas variáveis, comparando os valores obtidos à montante e na intervenção.

O teste de Shapiro-Wilk foi empregado para verificação da normalidade dos dados sendo que, aqueles que em não foi possível aplicar uma distribuição do tipo normal, o teste não-paramétrico escolhido foi o de Wilcoxon, já para os dados normalizados foi efetuado a distribuição T de student.

6.5.2 Método AHP na identificação do córrego com melhor desempenho na intervenção

Além de analisar as variáveis estudadas, conforme pesquisado na literatura, as obras de intervenção não devem ser julgadas como bem ou malsucedidas, mas, sim, analisadas se em conformidade ou não com os objetivos propostos. Diante do exposto, como proposta para verificação da eficiência do projeto abordado de intervenção ecológica, optou-se por atribuir um modelo de decisão do tipo multicritério – modelo AHP.

A aplicação do método AHP pode ser dividido em seis passos:

Passo 1: Estruturação do problema com o objetivo claro das alternativas e os critérios e ou subcritérios.

Passo 2: Estabelecimento dos “n” critérios em linhas e colunas em uma matriz quadrada do tipo $n \times n$ (recíproca e positiva, ou seja, $a_{ij} = 1/a_{ji}$ e para $i = j$: $a_{ij} = 1$) denominada matriz de comparação dos pares. Ao ser realizadas as comparações entre os pares de critérios, foi seguido a escala fundamental de prioridades proposta por Saaty (1977) (Figura 47).

1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9
Extremamente	Muito	Fortemente	Moderadamente	Igualmente importante	Moderadamente	Fortemente	Muito	Extremamente
←								
Sentido: menos importante				→				
				Sentido: mais importante				

Figura 47 – Escala contínua para elaboração da matriz de comparação pareada.

Fonte: adaptado de Eastman (2001).

Para cada par de critério comparado, foi inserido na matriz o valor referente a preferência (ou dominância) de uma alternativa sobre a outra, seguindo a sequência: linha de um critério em relação a coluna de outro critério, ou seja: cada elemento a_{ij} do vetor linha da matriz dominante representa a dominância da alternativa A_i (da linha) sobre a alternativa A_j (da coluna) (Equação 6.8).

$$A = (a_{ij}) = \begin{bmatrix} 1 & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ 1/a_{12} & 1 & \dots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \dots & \vdots \\ 1/a_{1n} & 1/a_{2n} & \dots & 1 \end{bmatrix} \quad 6.8$$

Passo 3: Cálculo do autovetor da matriz (o que representa a distribuição dos critérios), que contém as prioridades locais e globais para cada critério nos diversos níveis hierárquicos e em relação às alternativas em análise, tornando possível o estabelecimento de uma ordenação das alternativas (Torres, 2014). Muitos métodos para o cálculo do vetor prioridade estão propostos na literatura (Brunelli, 2015). Foi aplicado então, o método geométrico para o cálculo do autovetor W proposto por Crawford e Williams (1985), que afirma que cada componente do vetor W é obtido a partir da média geométrica dos elementos da respectiva linha (Equação 6.9).

$$W_i = \left(\prod_{j=1}^n a_{ij} \right)^{\frac{1}{n}} \quad 6.9$$

Em seguida, este vetor foi normalizado de forma que a soma dos componentes do vetor W fosse igual a 1. Assim, foi obtido o autovetor normalizado T (Equação 6.10). Este vetor T indica as prioridades relativas de cada critério analisado.

$$T_i = \frac{\left(\prod_{j=1}^n a_{ij} \right)^{\frac{1}{n}}}{\sum_{i=1}^n \left(\prod_{j=1}^n a_{ij} \right)^{\frac{1}{n}}} \quad 6.10$$

Passo 4: Neste passo, foi feita a comparação paritária das alternativas em cada um dos critérios, para a determinação do nível de preferência das alternativas; para isto, procedeu-se da mesma forma como foi descrito para a obtenção da importância relativa dos critérios. Os autovetores para cada critério também foram normalizados. No final, portanto, haviam n autovetores de acordo com o número de critérios considerados. Com as importâncias relativas dos critérios e os níveis de preferência das alternativas, o próximo passo foi a valoração global de cada uma das alternativas.

Passo 5: Avaliação global de cada alternativa: O valor de cada alternativa foi dado por uma função de agregação, sendo considerada dentre as opções de combinação do método AHP, a mais direta e a mais frequentemente utilizada (Eastman *et al.*, 1993). Esta função (Equação 6.11) avaliou os desempenhos das alternativas conforme os múltiplos critérios por uma combinação linear ponderada (WLC - *weighted linear combination*) de acordo com Estoque (2012).

$$V(a) = \sum_{j=1}^n T_j V_j(a) \quad , \text{ com:} \quad 6.11$$

$$\sum_{j=1}^n T_j = 1$$

Onde:

$V(a)$: valor global da alternativa analisada;

T_j : prioridade relativa do critério j ;

$V_j(a)$: prioridade da alternativa analisada no critério j .

Passo 6: A qualidade ou consistência da solução obtida, foi testada com o cálculo da razão de consistência (Saaty, 1977). Calculou-se então, o índice de consistência (IC) da matriz de comparação para sinalizar erros de julgamento entre os pares de critérios (Equação 6.12), levando em consideração o autovalor $\lambda_{\text{máx}}$.

$$IC = \frac{(\gamma_{\text{max}} - n)}{(n - 1)} \quad 6.12$$

Quanto mais próximo do valor de “n” o valor de $\lambda_{\text{máx}}$ estiver, significa que poucos erros foram cometidos durante os julgamentos dos critérios. Saaty (1977) sugere que o valor de $\lambda_{\text{máx}}$ seja dado pela Equação 6.13.

$$\gamma_{\text{máx}} = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{W_j}{W_i} \right) \quad 6.13$$

Para verificar se o índice de consistência é aceitável, foi calculado a razão de consistência (RC) de cada matriz de comparação. Esta relação define a precisão das comparações entre os pares de critérios e é dada pela equação 6.14.

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad 6.14$$

Onde: IR = Índice randômico de acordo com a Tabela 7.

Tabela 7 – Índice randômico que varia de acordo com a ordem “n” da matriz.

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
IR	0	0	0,58	0,90	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Fonte: Bascetin (2007).

Segundo Saaty (2003), ao se fazer julgamentos, as pessoas são tendenciosas a cometerem inconsistências, pois não conseguem medir precisamente os valores envolvidos em escalas intangíveis ou ordenadamente intransitivas. Como regra geral, valores de RC menores ou iguais a 0,10 são aceitáveis, se o RC exceder este valor, o processo de avaliação e construção das matrizes deve ser refeito para garantir a consistência (Podimata e Yannopoulos, 2013).

6.5.3 Aplicação do método AHP - SWOT e matriz TOWS para criação de estratégias em futuros projetos

De posse da melhor alternativa do projeto de intervenção estudado, pretendeu-se analisar especificamente este córrego com a intenção de criar um modelo de matriz TOWS contendo ações restaurativas, para melhorar o meio ambiente e reverter a degradação de córregos nos centros urbanos, podendo servir como base em projetos futuros.

Para isso, foi necessário a utilização do método AHP e a análise SWOT, com o objetivo de qualificar sistematicamente os fatores SWOT e obter suas intensidades ou graus de importância. O método A'WOT, denominado por Kurttila *et al.* (2000), foi aplicado em quatro etapas em conformidade com o trabalho de Gallego-Ayala (2011):

Etapa 1: Os fatores internos (forças e fraquezas) e externos (oportunidades e ameaças) foram listados para o planejamento estratégico, construindo assim, a matriz SWOT.

Etapa 2: A comparação pareada foi aplicada entre os grupos dos fatores SWOT para construção de uma matriz de ordem 4 x 4.

Etapa 3: A prioridade de cada fator, dentro dos grupos SWOT, foi calculada através da construção de quatro matrizes da ordem n x n (dependendo do número de fatores de cada grupo).

Etapa 4: Foi calculada a prioridade total dos fatores obtida pela multiplicação da prioridade do grupo pela prioridade dos fatores dentro de cada grupo.

A matriz TOWS foi desenvolvida a partir dos critérios listados na análise SWOT que mais obtiveram importância na análise, de maneira que a combinação dos fatores proporcionasse uma solução com as melhores estratégias para uma abordagem holística do projeto. Os grupos de estratégias podem ser vistos no Quadro 4.

Quadro 4 - Representação da matriz TOWS.

	Forças internas (F)	Fraquezas internas(F)
Oportunidades externas (O)	FO: Estratégia máxi-maxi	FRO: Estratégia mini-máxi
Ameaças externas (A)	FA: Estratégia maxi-mini	FA: Estratégia mini-mini

Fonte: elaboração própria.

7 RESULTADOS

A Tabela 8 é um resumo dos principais resultados do projeto de intervenção nos três córregos estudados (R1, R2 e R3), com o intuito de sintetizar as variáveis envolvidas, sem o objetivo de comparar os córregos entre si. Para facilitar a visualização dos resultados, optou-se por nomear os dados dos córregos da seguinte maneira: M – ponto de amostragem à montante da intervenção e I – ponto de coleta localizado na intervenção.

A seguir, de maneira sistemática, serão apresentados os principais dados obtidos nas coletas realizadas e algumas análises estatísticas das variáveis envolvidas

Tabela 8 –Características e resultados principais dos três córregos estudados.

	R1	R2	R3
Tipo de leito (cobertura)	concreto	concreto	concreto
Forma da seção transversal	Retangular	Trapezoidal	Retangular
N.A. médio (cm)	2,49	5,01	3,98
Largura do canal (m)	3,00	12,00	2,00
Distância entre o ponto montante e intervenção (m)	20	20	20
Declividade entre o ponto montante e intervenção (%)	2,15	0,71	0,9
Velocidade média (m·s ⁻¹)	0,258	0,412	0,422
Vazão média do córrego (m ³ ·s ⁻¹)	0,021	0,031	0,033
Área de drenagem da nascente até o exutório (km ²)	0,73	3,30	1,25
Área urbanizada da nascente até o exutório (km ²)	0,55	1,25	1,03
Declividade do córrego (nascente até a intervenção) (%)	4,70	4,33	2,58
Vazão de projeto (m ³)	10,12	33,06	18,24
Tipo de obra biofílica	7 sacos de juta com brita no interior	6 rolos de tule com brita no interior	3 rolos de tule com brita no interior
Surgimento de espécies de macroinvertebrados	sim	sim	não
Tipos de espécies de animais/quantidade de indivíduos (M)	1/171	0	0
Tipos de espécies de animais/quantidade de indivíduos (I)	1/26	2/57	0
Surgimento de espécies vegetais	sim	não	não
Tipos de espécies vegetais	4	0	0
Carbono orgânico total médio (M) (%)	1,25	0,35	0,37
Carbono orgânico total médio (I) (%)	0,92	0,45	0,33
Retenção média de Carbono (Carbono orgânico total em %)	0,33	-0,10	0,04
DBO média (M) (mg·L ⁻¹)	4,02	1,94	1,42
DBO média (I) (mg·L ⁻¹)	3,13	1,78	1,86
Redução média de DBO (mg·L ⁻¹)	0,89	0,16	-0,44
Temperatura média da água (M) (°C)	22,1	20,6	22,5
Temperatura média da água (I) (°C)	21,8	20,6	22,1
Redução média de temperatura da água (°C)	0,2	0,0	0,4
Temperatura média do ar (°C)	21,8	24,8	24,4
Velocidade média do vento (m·s ⁻¹)	0,10	0,36	0,23
Umidade do ar (%)	54,63	49,73	51,50
Iluminância (lux)	16.636,7	19.650,0	9.837,0
Necessidade de manutenção	sim	sim	sim
Benefícios à sociedade (paisagístico ou técnico)	sim	não	não

7.1 Espécies Vegetais

Após a implementação dos experimentos nos leitos dos rios, estes foram monitorados durante um ano, sendo evitado qualquer modificação do arranjo das obras do tipo *one-off*. A evolução das comunidades das diferentes espécies vegetais encontradas será apresentada a seguir, desde a implementação das obras em fevereiro de 2017 até fevereiro do ano seguinte.

Pode-se destacar as seguintes modificações nos pontos de intervenção identificadas na Figura 48, Figura 49 e Figura 50.



Figura 48 – Situação das obras biofílicas no período pós-intervenção no córrego R1.

Fonte: autora. Data: 25 jun. 2017.



Figura 49 – Situação das obras biofílicas no período pós-intervenção no córrego R2.

Fonte: autora. Data: 08 abr. 2017.



Figura 50 – Situação das obras biofílicas no período pós-intervenção no córrego R3.

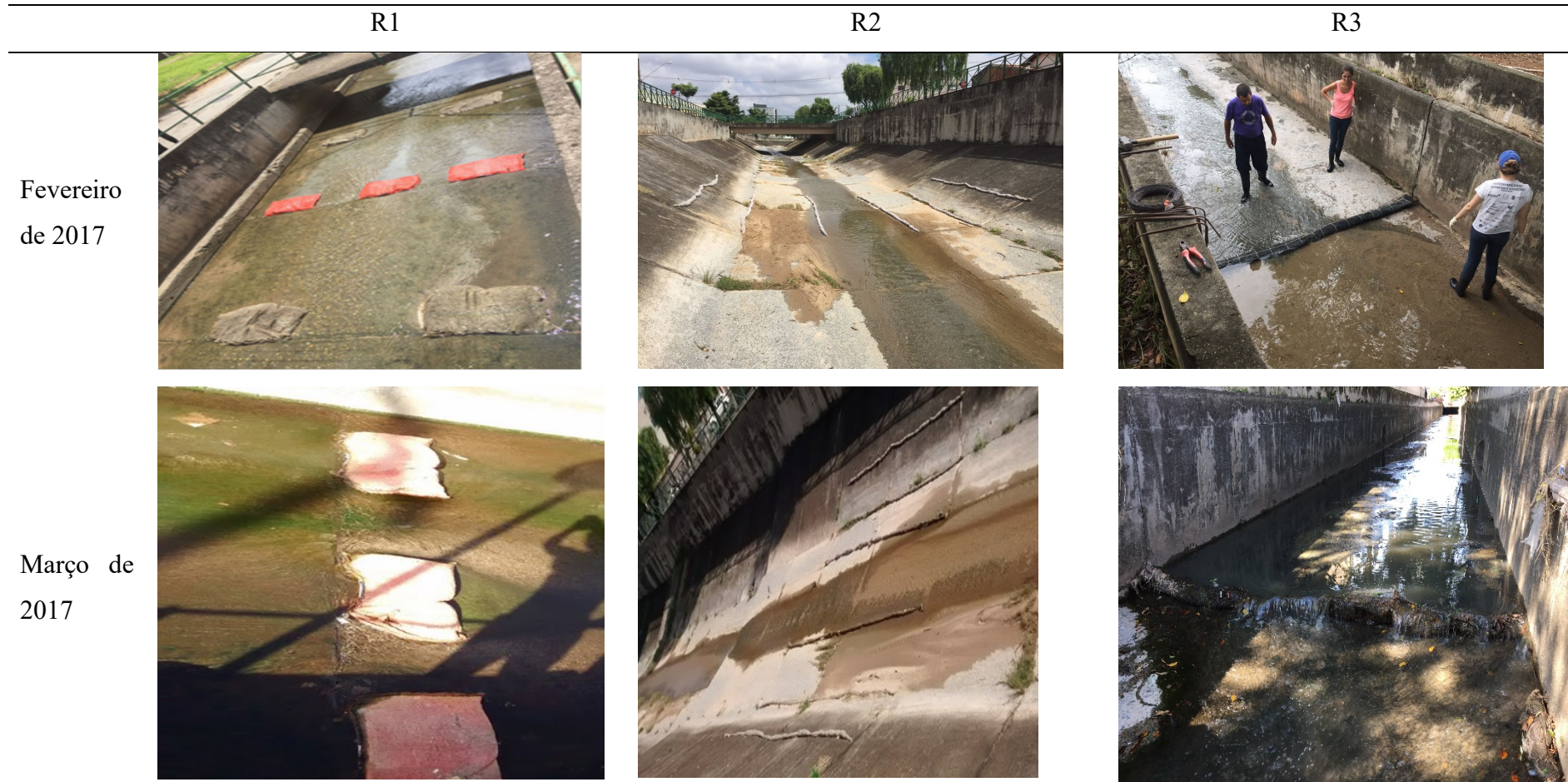
Fonte: autora. Data: 10 jun. 2017.

Após o término do projeto, foram feitas visitas nos córregos com o intuito de verificar o estado em que as obras biofílicas se encontravam no local, e assim, argumentar favoravelmente ou não com relação à resiliência do projeto.

De maneira geral, foram observados, devido a implementação do projeto de intervenção, um maior crescimento de espécies no córrego R1. Para os córregos R2 e R3 não foi evidenciado nenhum aparecimento expressivo de espécies nos aparatos biofílicos.

Conforme recomendado por Gann *et al.* (2019), a sucessão de fotografias, ao longo do período do projeto, pode gerar evidências de que os objetivos foram atingidos para as partes interessadas. Embora, autores (Winking *et al.*, 2015) afirmam que a variável tempo possa influenciar na eficiência do potencial ecológico de recuperação, alguns projetos não apresentaram sucessão ecológica ao longo do tempo, enquanto que no córrego R1, já no início do projeto, surgiram espécies e permaneceram por mais de um ano, de acordo com os registros fotográficos apresentados no Quadro 5.

Quadro 5 – Evolução do crescimento das espécies vegetais nos córregos R1, R2 e R3.



Continua

R1

R2

R3

Abril de
2017Maio de
2017

Continua

R1

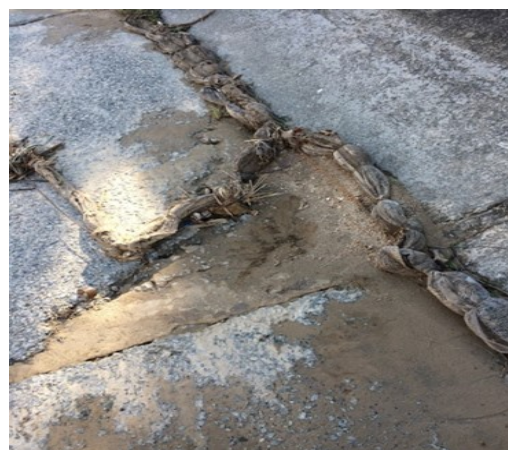
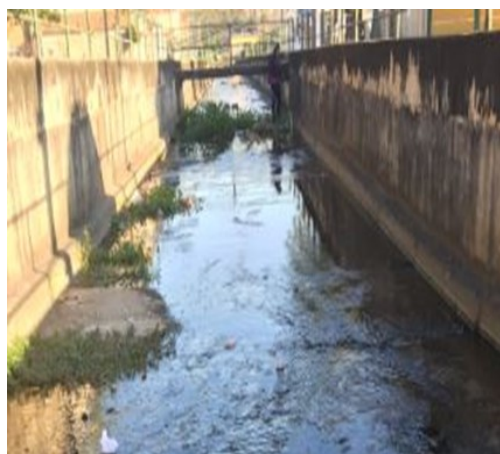
R2

R3

Junho de 2017



Julho de 2017



Continua

R1

R2

R3



Agosto de 2017



Setembro de 2017



Continua

	R1	R2	R3
Outubro de 2017		*	*
Novembro de 2017		*	*
		Continua	

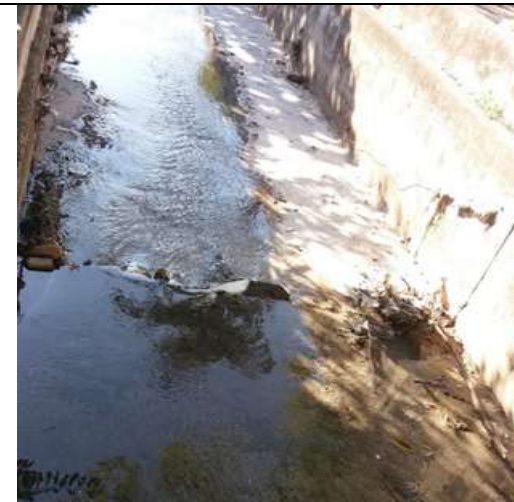
	R1	R2	R3
Dezembro de 2017		*	*
Janeiro de 2018		*	*

Continua

R1

R2

R3

Junho de
2018Junho de
2019

Fonte: elaboração própria. * Não houveram alterações significativas nas fotografias.

Depois de feitas as intervenções no córrego R1, algumas espécies vegetais começaram a aparecer no substrato artificial (juta e pedra) colocado no leito do córrego.

A seguir é apresentada uma sucinta descrição sobre os aspectos biológicos e ecológicos das espécies identificadas. São elas: *Heteranthera reniformis* (Ruiz & Pav.), *Polygonum acuminatum* (Kunth), *Ludwigia grandiflora* (Michx.) e *Rumex crispus* (L.).

- *Heteranthera reniformis* (Ruiz & Pav.)

Pertence à família Pontederiaceae a qual, segundo Joly (2002), constitui uma pequena família de plantas aquáticas flutuantes ou enraizadas sob a água.

Popularmente chamada de Agupé Mirim, é uma planta invasora que vegeta em solos úmidos, brejos e ambientes aquáticos. As Pontederiaceae comportam-se como espécies daninhas e são comuns no Brasil, em ambientes que se encontram periodicamente alagados, principalmente em lagos e represas. Sua presença em lagos, principalmente nas bordas, pode ser prejudicial pois, pode aumentar em até oito vezes a perda de água pela evapotranspiração das folhas (Souza e Lorenzi, 2012).

Esta espécie geralmente apresenta entre oito e quinze centímetros de altura com crescimento acelerado, sendo que preferencialmente, se desenvolve em locais com média a intensa iluminação, não necessitando de altos teores de CO₂. Normalmente, o pH da água em que se encontra deve estar entre 5,8 e 7,8 (Flora Aquática, 2016).

Durante quase todo o período de coletas das amostras em campo, após a implementação das obras de intervenção, esta espécie esteve presente, salvo em eventos de chuva em que ocasionalmente, o nível d'água do córrego ultrapassou a altura dos indivíduos geminados. Todavia, rapidamente, esta espécie reaparecia de forma intensa conforme está apresentado na Figura 51.



Figura 51 - Espécie *H. reniformis* (Ruiz & Pav.) presente no córrego R1.

Fonte: autora. Data: 12 ago. 2017.

- *Polygonum acuminatum* (Kunth)

A espécie *P. acuminatum* (Kunth) foi a segunda a ser identificada durante o projeto de intervenção. Conhecida popularmente como erva-de-bicho, é encontrada em locais úmidos e alagáveis, podendo ser julgada como invasora de culturas (GBIF, 2017 *apud* Olimpio, 2019). Esta espécie se desenvolve durante o ano todo, em ambientes com um mínimo de iluminação moderada, e possuem velocidade de crescimento rápida, podendo alcançar até mais de um metro de altura. Seu local preferido de crescimento são ambientes aquáticos com teores de pH entre 5,5 e 8,0 e temperaturas entre 20 e 28 °C (Sousa, 2018 *apud* Olimpio, 2019).

Esta espécie pertence à família Polygonaceae, com aproximadamente 100 espécies no Brasil, geralmente do tipo ervas e arbustos com flores pequenas bissexuadas ou unissexuadas (Souza e Lorenzi, 2012). São raras as plantas arbóreas da família Polygonaceae, sendo que estas apresentam em geral, folhas inteiras com disposição espiralada, provindas quase sempre de uma ócrea bem desenvolvida com caules geralmente articulados formados por nós e entrenós (Joly, 2002).

Esta espécie se mostrou bastante desenvolvida no córrego analisado, chegando a atingir até um metro de altura, assim como evidenciou Olimpio (2019). Durante todo o período de estudo, que englobou estações frias e secas e quentes e úmidas, foi possível encontrar esta espécie em abundância nas obras biofílicas (Figura 52).



Figura 52 - Espécie *P. acuminatum* (Kunth) encontrada no córrego R1.

Fonte: autora. Data: 12 ago. 2017.

- *Ludwigia grandiflora* (Michx.)

Esta espécie pertence à família Onagraceae e é conhecida como cruz-de-malta. No Brasil, existem aproximadamente 50 espécies desta família, sendo constituída por ervas, arbustos, flores vistosas e bissexuadas (Joly, 2002).

A espécie *L. grandiflora* (Michx) é caracterizada por ocorrer em brejos, terrenos alagadiços, beira de rios e açudes, principalmente das regiões sul e sudeste do Brasil. Por habitarem brejos ou terrenos alagadiços, como medida de sobrevivência, algumas espécies desenvolvem raízes respiratórias brancas que flutuam na água (Joly, 2002).

As espécies *Ludwigia* são altamente tolerantes a diversidade nutricional e se apresentam muitas vezes de forma muito densa, praticamente como tapetes impenetráveis e se estendem abaixo da superfície. Estes tapetes causam sombreamento e diminuem a condição de luz, limitando a taxa de fotossíntese de macrófitas e algas submersas, resultando na desoxigenação da água prejudicando o habitat aquático (Grewell *et al.*, 2016).

Porém, mesmo considerada uma espécie invasora, em experimentos feitos por Thouvenot *et al.* (2013) na França, foi verificado que o crescimento do número de raízes da espécie *Egeria densa* aumentaram na presença de espécies do tipo *L. grandiflora*, comprovando a hipótese de que espécies invasoras e exóticas provindas de uma mesma área geográfica, podem facilitar o crescimento mútuo de ambas.

Em harmonia com as impressões contidas no trabalho de Olimpio (2019), foi notado que o desenvolvimento desta espécie não ocorreu durante todo o período de pesquisa, devido ao carreamento ocasionado em eventos de chuvas intensas. Porém, durante o seu crescimento apresentou folhas amarelas de cinco pétalas e chegou a atingir até cinquenta centímetros de altura (Figura 53).



Figura 53 - *L. grandiflora* (Michx).

Fonte: autora. Data: 12 ago. 2017.

- *Rumex crispus* (L.)

A espécie *R. crispus* (L.) pertence à família Polygonaceae e é conhecida popularmente como azeda-crespa ou língua de vaca crespa. É uma erva ereta, de caule amarelado, que atinge até um metro e meio de altura, com folhas longas com até trinta centímetros. Esta espécie floresce normalmente no Brasil, no período compreendido entre os meses de abril e junho, cresce em ambientes com alta luminosidade, temperaturas médias e pH entre 4,5 e 7,5. A sua dispersão se dá por meio de sementes e ocorre em ambientes úmidos como gramíneas, calhas, beira de estradas e margens de cursos d'água (Asturnatura, 2019).

Este tipo de espécie se mostrou bastante predominante durante o período de pesquisa com desenvolvimento rápido de folhas onduladas de até trinta centímetros.



Figura 54 – Espécie *R. crispus* (L.) presente no córrego R1.

Fonte: autora. Data: 12 ago. 2017.



Conforme citado anteriormente, todas as espécies apresentadas encontradas no córrego R1 se desenvolvem em brejos, áreas alagáveis e/ou ambientes úmidos, preferem locais com alta luminosidade e altas temperaturas. O crescimento delas foi de maneira rápida e atingiram alturas significativas, similares com as encontradas nas bibliografias consultadas.

Portanto, corroborando com as pesquisas desenvolvidas por Olimpio (2019), conclui-se que, a partir das intervenções que foram implementadas, as condições físicas, químicas e biológicas da água, bem como, as condições climatológicas, favoreceram a sucessão ecológica de maneira espontânea e pertinente no córrego R1.

7.2 Espécies de animais Invertebrados

As coletas de animais invertebrados foram realizadas sempre em triplicata em cada ponto: montante e intervenção nos três córregos pesquisados. Os indivíduos foram capturados pela peneira colocada contra a correnteza sempre no mesmo horário, o que possibilitou fixar uma homogeneidade do desenvolvimento dos espécimes, que poderiam incluir os imaturos, pupas e adultos. No Quadro 6 pode-se verificar os principais macroinvertebrados identificados.

Quadro 6 - Espécies de organismos identificadas.

Principais características das espécies	Registro fotográfico (°)
<p>Ordem: Diptera</p> <p>Família: Chironomidae</p> <p>Espécie: <i>Chironomus</i> sp (°)</p>	
<p>Ordem: Anura.</p> <p>Família: (236 espécies de anfíbios no estado de São Paulo, das quais 230 são anuros pertencentes a 13 famílias e 45 gêneros)^b.</p>	

Fonte: (°) Dornfeld (2006), (°) Rossa-Feres *et al.* (2011), (°) autora.

A identificação em nível específico a partir de larvas de Chironomidae é bastante difícil, mesmo para especialistas; com relação à identificação em nível genérico, esta é perfeitamente possível a partir de larvas.

Para verificar de fato, a existência da espécie de Chironomidae nos córregos, foi utilizado o teste estatístico Log-Rank de análise de sobrevivência que permitiu comparar duas amostras (no caso, córrego R1 e R2 já que no córrego R3 houve ausência de indivíduos). O objetivo do teste foi verificar se a variável “data do período de surgência” influenciava a ocorrência nos córregos R1 ou R2. O período de observação ou, coleta de

amostras, foi durante seis bimestres a partir do mês de abril de 2017. As hipóteses para o teste foram:

H_0 : o período de aparecimento de indivíduos é o mesmo para os córregos R1 e R2 ($p_1 = p_2$);

H_1 : o período de aparecimento de indivíduos depende do tipo de córrego ($p_1 \neq p_2$).

Nível de decisão: $\alpha = 0,05$ (Ayres, *et al.* 2007).

O resultado para este teste foi que o período de aparecimento das espécies depende do tipo de córrego (variância = 8,6039; $p < 0,0001$). O gráfico desta análise de sobrevivência é compatível com o resultado que mostrou uma diferença significativa entre os dois córregos (Figura 55), sendo o pico de surgência no mês de outubro, início da estação quente e úmida.

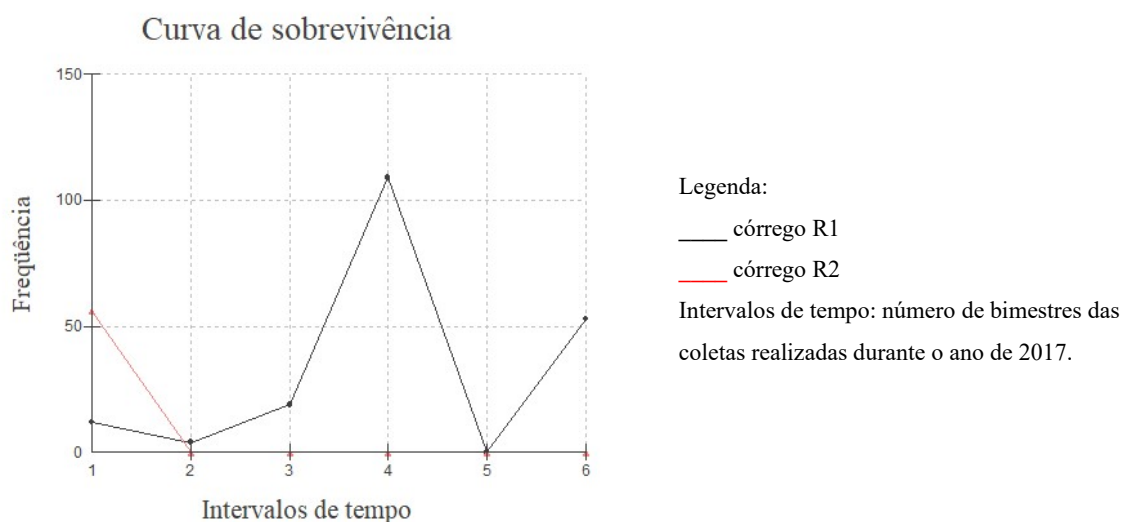


Figura 55 – Análise de sobrevivência de macroinvertebrados do teste Log-Rank para os córregos R1 e R2.

Fonte: elaboração própria.

7.3 Teor de carbono orgânico no sedimento

A seguir, de maneira descritiva, encontram-se os gráficos referentes aos dados de carbono orgânico do sedimento dos leitos dos córregos nos pontos montante e intervenção para as amostras realizadas em triplicatas bimestralmente durante o ano de 2017, após a implementação das obras, com início no mês de abril (Figura 56). Os dados foram

analisados, de acordo com testes estatísticos, separadamente para cada um dos córregos, conforme será visto adiante.

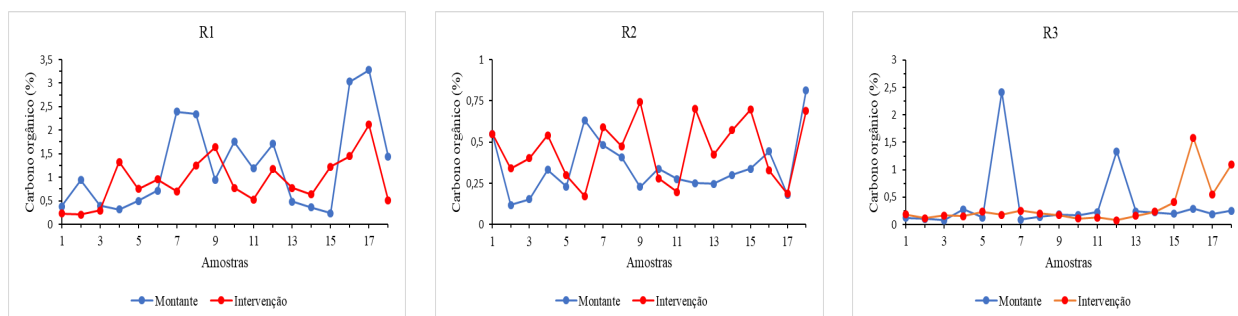


Figura 56 – Teor de carbono orgânico no sedimento dos córregos R1, R2 e R3 para as amostras bimestrais realizadas no ano de 2017.

Fonte: elaboração própria.

As hipóteses dos testes estatísticos realizados foram que:

H_0 : Não há diferença entre o teor de carbono no sedimento à montante e na intervenção.

H_1 : Há diferença entre o teor de carbono no sedimento à montante e na intervenção.

Nível de decisão: $\alpha = 0,01$ para o teste de Wilcoxon e $\alpha = 5\%$ para o teste t-student (Ayres, *et al.* 2007).

Para o córrego R1, o teste de Shapiro-Wilk retornou um valor de $p < 0,05$ em uma das séries de amostras, sendo assim, não foi possível utilizar uma distribuição do tipo normal. O teste não-paramétrico escolhido foi o de Wilcoxon que considera amostras pareadas e relacionadas. O valor obtido foi $p = 0,1701$ (bilateral), $p = 0,0851$ (unilateral) e $z = 1,3718$. Em média, o teor de carbono orgânico a montante foi maior (média = 1,25, erro padrão = 0,97312) do que na intervenção (média = 0,92, erro padrão = 0,5181), porém, como $p > 0,01$, convém afirmar que não existe diferença entre montante e intervenção. A Figura 57 apresenta a variação dos dados observados por meio de quartis.

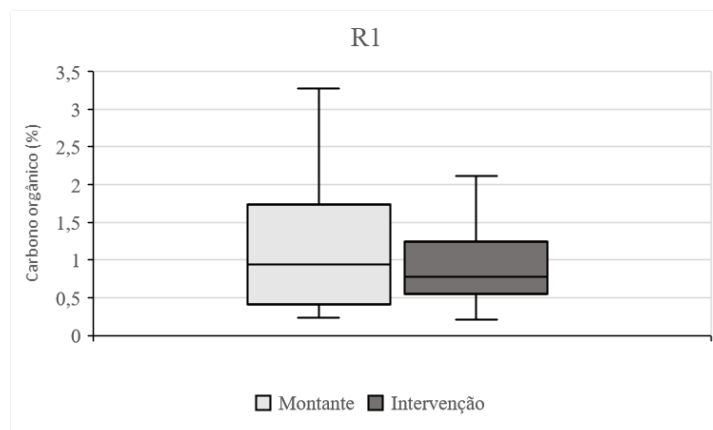


Figura 57 – Comparação dos dados obtidos de carbono orgânico total para o sedimento do córrego R1: montante da intervenção e na intervenção.

Fonte: elaboração própria.

Para os dados de carbono orgânico do córrego R2, as séries de amostras não apresentam diferenças significativas de acordo com o teste de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$), sendo assim, foi plausível aplicar a distribuição T de student. Para um grau de liberdade igual a 17, o valor de p foi igual a 0,0774 (bilateral), 0,0387 (unilateral) e $t = -1,8793$. Em média, o teor de carbono orgânico a montante foi menor (média = 0,35, erro padrão = 0,1785) do que na intervenção (média = 0,45, erro padrão = 0,1898). Na Figura 58 pode-se verificar a presença de um *outlier* fora do intervalo de quartis. Pode-se inferir pelo valor de p unilateral ($p < 0,05$) que a hipótese H_1 é aceitável, ou seja, existe diferença entre montante e intervenção.

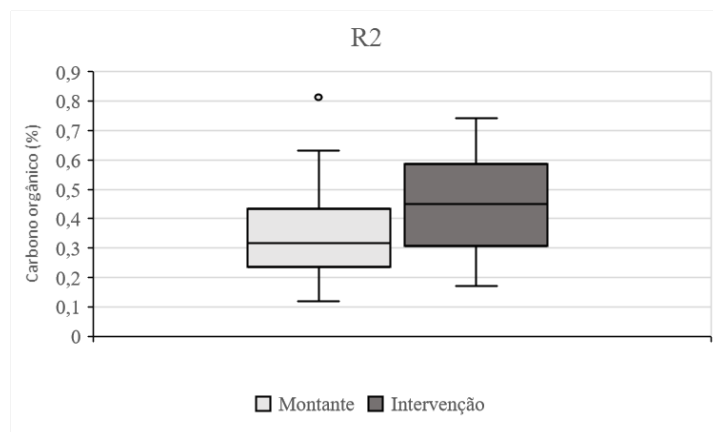


Figura 58 – Comparação dos dados obtidos de carbono orgânico total para o sedimento do córrego R2: montante da intervenção e na intervenção.

Fonte: elaboração própria.

Para o córrego R3, o teste de Shapiro-Wilk retornou um valor de $p < 0,05$ em pelo menos uma das duas séries de amostras, sendo assim, não foi possível utilizar uma distribuição do tipo normal. O teste não-paramétrico escolhido foi o de Wilcoxon que considera amostras pareadas e relacionadas. O valor obtido foi $p = 0,5277$ (bilateral), $p = 0,2639$ (unilateral) e $z = 0,6315$. Em média, o teor de carbono orgânico a montante foi maior (média = 0,37, erro padrão = 0,58262) do que na intervenção (média = 0,33, erro padrão = 0,39244), porém, como $p > 0,01$, cabe afirmar que não existe diferença entre montante e intervenção. Na Figura 59 é possível observar a presença de *outliers* que podem ter influenciado negativamente o estudo estatístico.

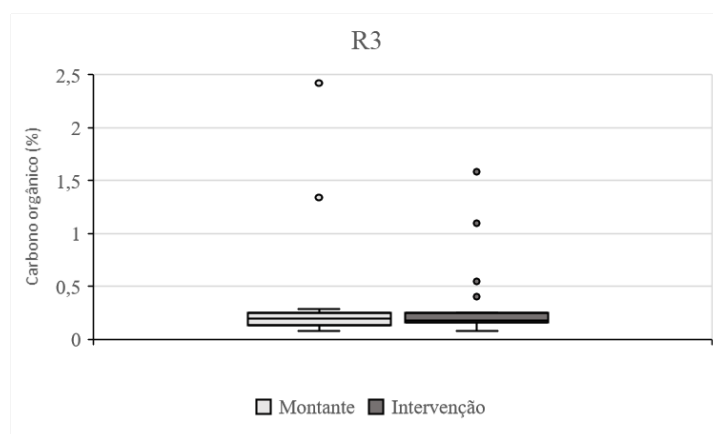


Figura 59 – Comparação dos dados obtidos de carbono orgânico total para o sedimento do córrego R3: montante da intervenção e na intervenção.

Fonte: elaboração própria.

Foi verificado o comportamento da taxa de carbono orgânico com o oxigênio dissolvido, na intervenção, na tentativa de compreender os fenômenos envolvidos, no único córrego do estudo de intervenção, em que surgiram espécies vegetais (córrego R1). Para isso, foi feito o teste de normalidade Shapiro-Wilk com resultado de $p < 0,05$, o que indica que foi possível utilizar a correlação linear de Pearson. As hipóteses foram obtidas de acordo com Rocha (2015):

$r = \pm 1$: existe máxima correlação,

$r = 0$: correlação nula,

$r < |0,3|$: fraca correlação entre as variáveis,

$r > |0,7|$: forte correlação entre as variáveis,

$|0,3| < r < |0,7|$: moderada correlação entre as variáveis.

Os resultados mostram uma correlação negativa entre o carbono orgânico e o oxigênio ($r = -0,3596$ e $p = 0,1427$, $r^2 = 0,1293$) com uma representação da normalidade

dos resíduos dada pela Figura 60. Como o valor de r é negativo e encontra-se no intervalo $|0,3| < r < |0,7|$, existe moderada correlação entre as variáveis, em outras palavras, à medida que aumenta uma das variáveis, a outra diminui de valor.

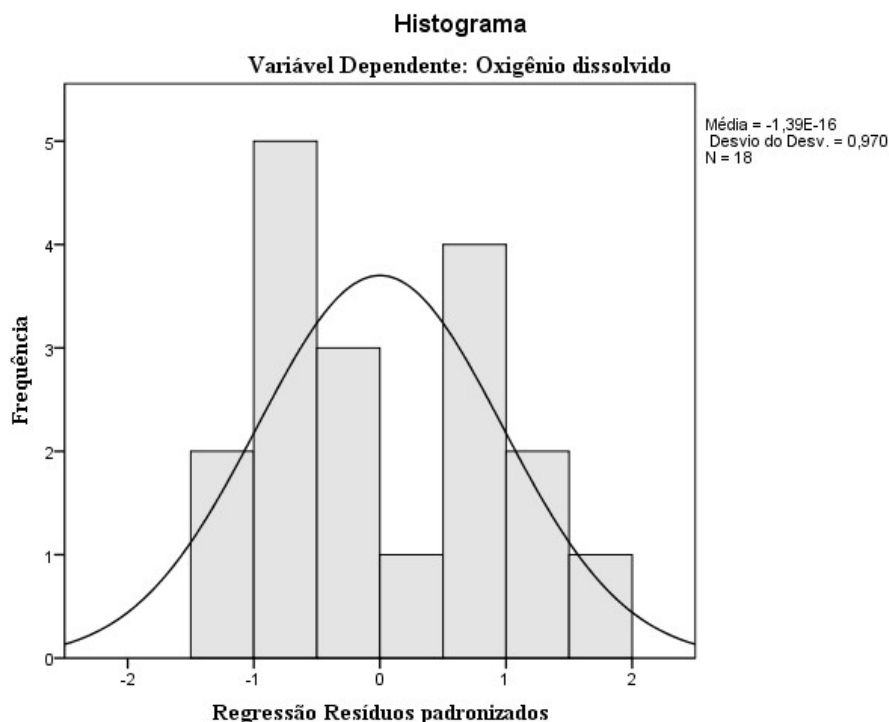


Figura 60- Histograma de erros do modelo de correlação entre carbono orgânico e o oxigênio dissolvido do córrego R1.

Na análise do ajustamento das curvas que melhor descreveriam este comportamento, considerando os coeficientes de determinação (r^2), constatou-se que as regressões logarítmica (19,71%) e geométrica (16,16%) são as curvas que mais se ajustaram aos dados obtidos no experimento. Em ordem decrescente, o ajustamento seria o seguinte:

Logarítmica > Geométrica > Linear > Exponencial.

Assim, a estimação da variável dependente (OD) pela preditora (CO) obedeceu o modelo logarítmico dado na equação 7.1 e observado na Figura 61.

$$OD = 3,7427 - 1,919 \cdot \ln(CO)$$

7.1

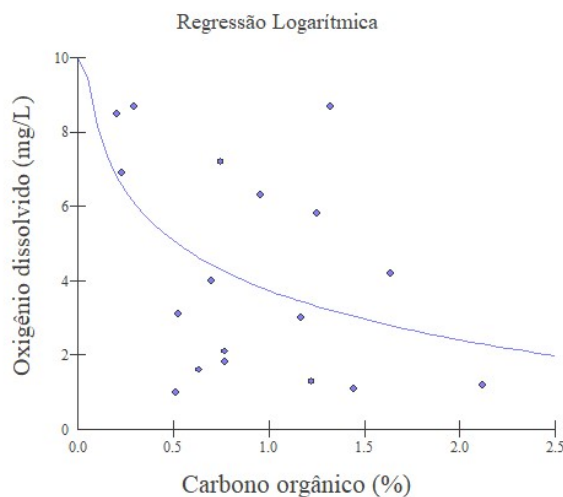


Figura 61 – Regressão logarítmica entre as variáveis carbono orgânico do sedimento e teor de oxigênio dissolvido na água do córrego R1 (intervenção).

Fonte: elaboração própria.

7.4 Oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio

O resultado das análises de oxigênio dissolvido (OD) evidencia que em diversas amostras os teores de OD atingiram valores inferiores a $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, ou seja, muito abaixo do limite inferior estabelecido pela CONAMA 357/05 (Brasil, 2005) para rios de classe 2.

Para título de comparação com a bibliografia consultada (Esteves, 2011), foi verificado o comportamento do teor de oxigênio da água com a temperatura da água no ponto de intervenção para os três córregos em conjunto, pois o interesse neste cálculo foi somente verificar a correlação entre as variáveis envolvidas, independente do rio em questão.

Para isso, foi feito o teste de normalidade Shapiro-Wilk com resultado de $p < 0,05$, o que indica que foi possível utilizar distribuição normal de Pearson.

Os resultados mostraram uma correlação negativa entre a temperatura e o oxigênio ($r = -0,5147$ e $p = 0,0288$, $r^2 = 0,2649$), rejeitando-se, assim, a hipótese de nulidade e aceitando-se a alternativa de que existe uma moderada correlação entre as variáveis. Em outras palavras, à medida que aumenta uma das variáveis, a outra diminui de valor.

Na análise do ajustamento das curvas que melhor descreveriam este comportamento, considerando os coeficientes de determinação (r^2), constatou-se que as

regressões exponencial (39,19%) e geométrica (37,42%) são as curvas que mais se ajustaram aos dados obtidos no experimento.

Assim, a estimação da variável dependente (OD) pela preditora (temperatura - T) obedeceu o modelo exponencial dado na equação 7.1 e Figura 62.

$$OD = 669,4 \cdot e^{-0,253 \cdot T} . \quad 7.2$$

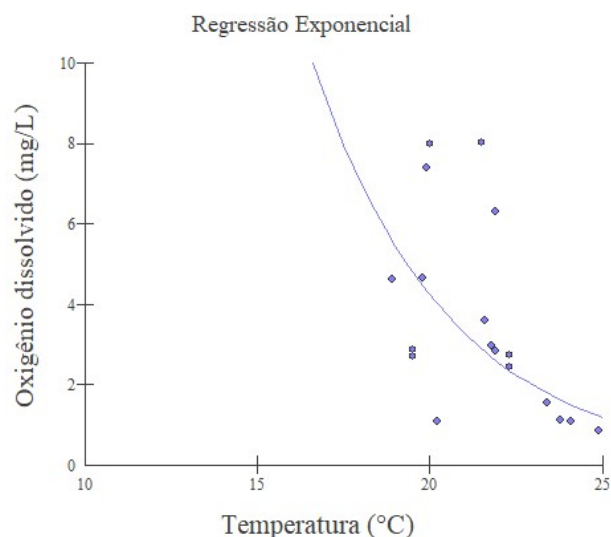


Figura 62 – Comportamento do teor de oxigênio na água em relação a temperatura da água no ponto de intervenção para os três córregos.

Fonte: elaboração própria.

A seguir, de forma descritiva, encontram-se os gráficos referentes aos dados de DBO dos córregos nos pontos montante e intervenção (Figura 63) para as amostras realizadas em triplicatas bimestralmente, após a implementação da intervenção, com início em abril de 2017. Os dados foram analisados, de acordo com testes estatísticos, separadamente para cada um dos córregos, conforme será visto adiante.

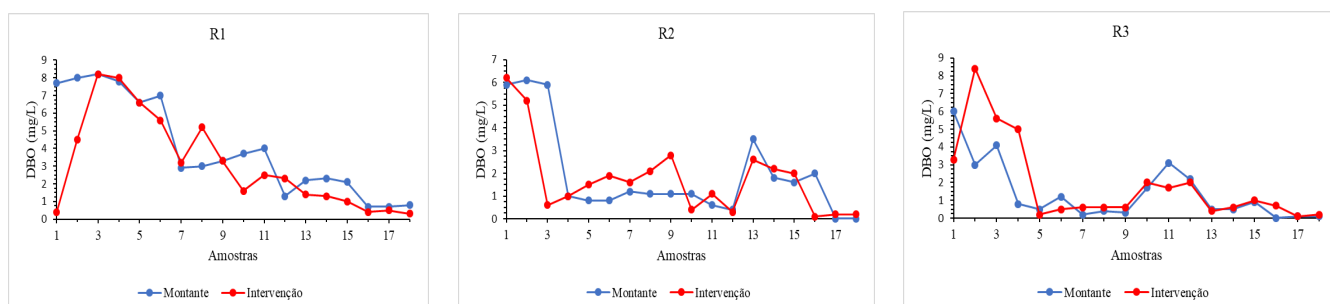


Figura 63 – Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) dos córregos R1, R2 e R3 para as amostras bimestrais realizadas no ano de 2017.

Fonte: elaboração própria.

Para a análise do teor de DBO nos córregos analisados, as hipóteses dos testes estatísticos realizados foram que:

H_0 : Não há diferença entre o teor de DBO à montante e na intervenção.

H_1 : Há diferença entre o teor de DBO à montante e na intervenção.

Nível de decisão: $\alpha = 1\%$ (Wilcoxon) (Ayres, *et al.* 2007).

Para o córrego R1, o teste de Shapiro-Wilk retornou um valor de $p < 0,05$ em pelo menos uma das séries de amostras, sendo assim, não foi possível utilizar uma distribuição do tipo normal. O teste não-paramétrico escolhido foi o de Wilcoxon que considera amostras pareadas e relacionadas. O valor obtido foi $p = 0,0571$ (bilateral), $p = 0,0285$ (unilateral) e $z = 1,9027$. Em média, o teor de DBO foi maior (média = 4,02, erro padrão = 0,6502) do que na intervenção (média = 3,13, erro padrão = 0,6207) conforme o gráfico representativo de quartis na Figura 64. Como $p > 0,01$, pode-se dizer que não existe diferença entre montante e intervenção, ou seja, considera-se a hipótese de nulidade.

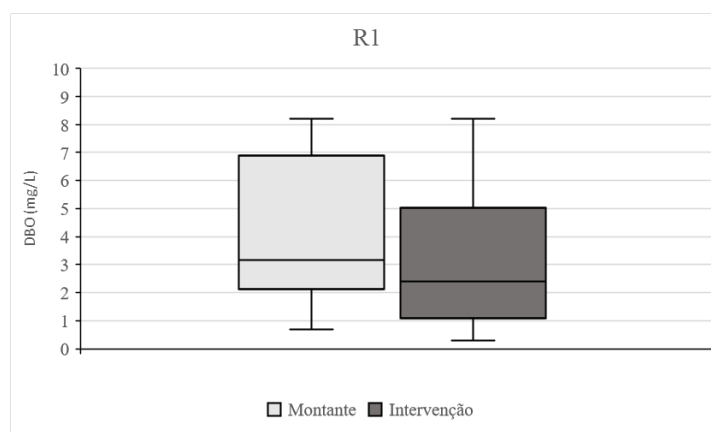


Figura 64 – Comparação dos dados obtidos de DBO do córrego R1: montante da intervenção e na intervenção.

Fonte: elaboração própria.

Para o córrego R2, o teste de Shapiro-Wilk retornou um valor de $p < 0,05$ em pelo menos uma das séries de amostras, sendo assim, não foi possível utilizar uma distribuição do tipo normal. O teste não-paramétrico escolhido foi o de Wilcoxon que considera amostras pareadas e relacionadas. O valor obtido foi $p = 0,6529$ (bilateral), $p = 0,3265$ (unilateral) e $z = 0,4497$. Em média, o teor de DBO foi maior (média = 1,94, erro padrão = 0,4751) do que na intervenção (média = 1,78, erro padrão = 0,3951), possivelmente devido a presença de *outliers* conforme a Figura 65. Porém, o teste não foi significativo, pois $p >$

0,01, então, infere-se que não existe diferença entre os valores de DBO à montante e na intervenção.

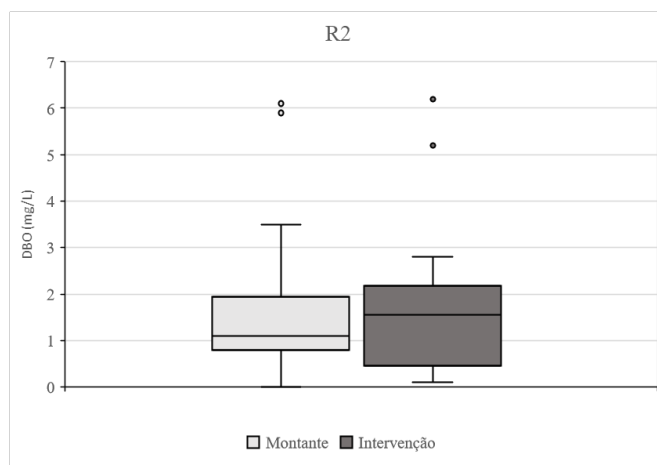


Figura 65 – Comparação dos dados obtidos de DBO do córrego R2: montante da intervenção e na intervenção.

Fonte: elaboração própria.

Para o córrego R3, o teste de Shapiro-Wilk retornou um valor de $p < 0,05$ em pelo menos uma das séries de amostras, sendo assim, não foi possível utilizar uma distribuição do tipo normal. O teste não-paramétrico escolhido foi o de Wilcoxon que considera amostras pareadas e relacionadas. O valor obtido foi $p = 0,3088$ (bilateral), $p = 0,1544$ (unilateral) e $z = 1,0178$. Em média, o teor de DBO foi menor (média = 1,42, erro padrão = 0,3906) do que na intervenção (média = 1,86, erro padrão = 0,5417), porém, como $p > 0,01$, conclui-se que não existe diferença entre montante e intervenção. A Figura 66 representa a variação dos dados observados por meio de quartis e a presença de *outliers*.

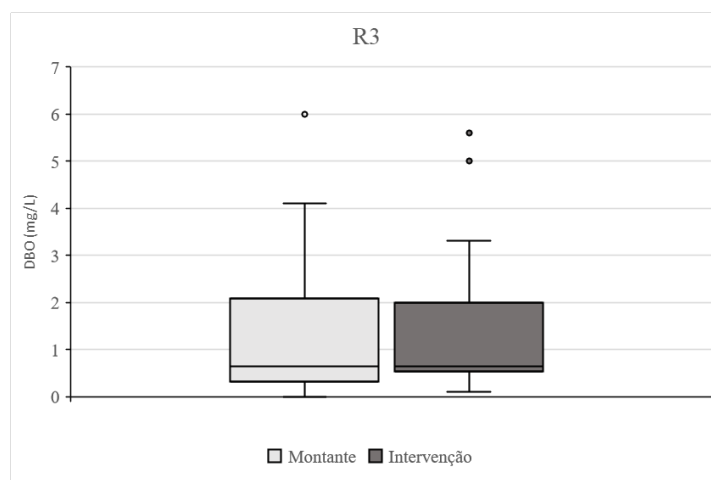


Figura 66 – Comparação dos dados obtidos de DBO do córrego R3: montante da intervenção e na intervenção.

Fonte: elaboração própria.

Para verificar a relação entre as principais variáveis, envolvidas no estudo do único córrego que apresentou espécies vegetais (R1), foi utilizado uma matriz de correlação de Pearson para análise estatística da relação entre as variáveis: oxigênio dissolvido (OD), DBO e carbono orgânico (CO). As variáveis DBO e OD apresentaram coeficiente de Pearson igual a $r = 0,8398$ ($p < 0,0001$), ou seja, bem próximo da unidade o que representou uma forte correlação entre as variáveis. As demais correlações não foram estatisticamente significativas de acordo com os resultados apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Resultado da matriz de correlação Pearson para o córrego R1.

	Carbono orgânico (%)	Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	DBO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
Carbono orgânico (%)	1		
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,3596	1	
DBO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,1313	0,8398	1

Neste caso, somente os itens DBO e OD estão correlacionados entre si com valor positivo, ou seja, estas variáveis tendem a aumentar ou diminuir juntas. Como os valores de correlação para as outras combinações de variáveis envolvidas (OD e CO e DBO e CO) são menores do que $|0,7|$ e maiores do que $|0,3|$, pode-se afirmar que existe moderada correlação entre as variáveis (Rocha, 2015).

7.5 Vazão dos córregos

A vazão de água nos córregos pode estar relacionada com a diluição ou não dos poluentes na água, sendo de fato, crucial sua verificação para possível justificativa da atenuação dos impactos dos lançamentos de efluentes urbanos nos córregos.

Os córregos abordados no trabalho são de porte pequeno e possuem baixa vazão, mesmo no período de chuva. Os dados medidos de vazão, durante o período de coleta das amostras de água no ano de 2017, incluiu as duas estações típicas da região: quente e úmida (outubro a março) e fria e seca (abril a setembro).

A partir da análise do gráfico (Figura 67), as vazões dos córregos se mostraram bem similares umas das outras durante o período de coletas de água. Portanto, verifica-se a necessidade de uma outra variável que relacione a quantidade de água no córrego, como

por exemplo o nível d'água, visto que as calhas dos rios possuem formas e tamanhos bem diferentes, como pode ser visto anteriormente na Tabela 8.

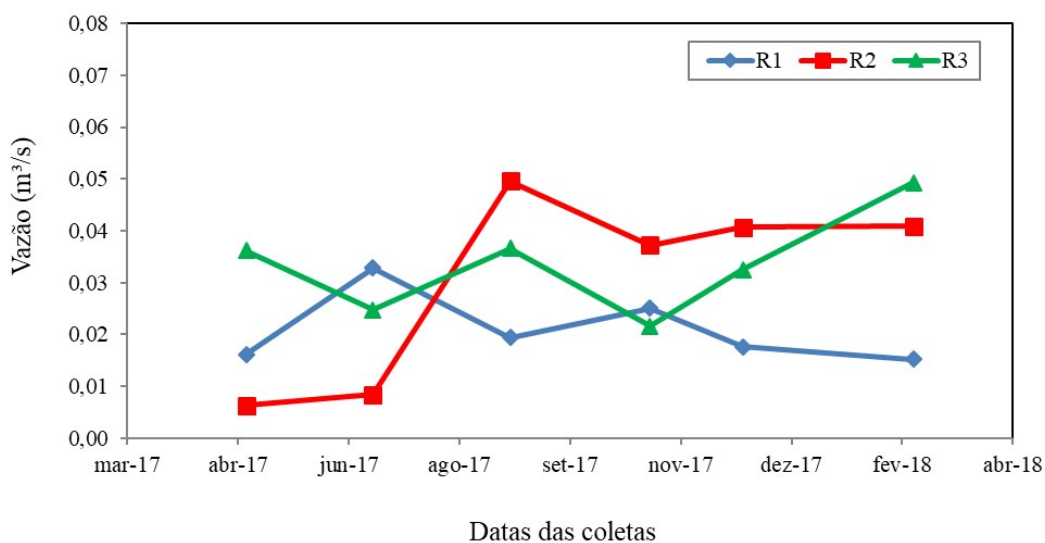


Figura 67 – Dados de vazão medidos nos córregos R1, R2 e R3.

Fonte: elaboração própria.

7.6 Parâmetros Climatológicos

No Apêndice A podemos verificar os dados de parâmetros físicos de condições climáticas do local, sendo eles: velocidade do vento, umidade relativa do ar, iluminância e temperatura do ar.

As coletas foram realizadas, logo pela manhã, e pelo fato de que os leitos dos córregos estudados serem de concreto, existe uma maior transferência de calor entre os meios ar-concreto-água. Durante o período de amostragem dos dados, a temperatura média do ar para o córrego R1 foi de 21,8 °C, para o R2 de 24,8 °C e para o R3 de 24,4 °C, considerando dados medidos entre os pontos montante e intervenção.

Para os três córregos, não houve nenhuma redução significativa de temperatura entre os pontos montante e intervenção. As maiores temperaturas ocorreram no mesmo dia em todos os três córregos, no mês de dezembro (tipicamente quente e úmido), chegando a 29,5°C no R1.

Com o objetivo de verificar a correlação entre as variáveis climatológicas foi construída uma matriz de correlação (Tabela 10) contendo todos os dados dos três

córregos, onde foi verificado que existe uma moderada correlação entre iluminância e umidade ($r = -0,3474$, $p = 0,1577$).

Tabela 10 – Matriz de correlação das variáveis climatológica dos três córregos analisados.

	Velocidade vento ($m \cdot s^{-1}$)	Umidade relativa (%)	Temperatura do ar ($^{\circ}C$)	Iluminância (lux)
Velocidade vento ($m \cdot s^{-1}$)	1			
Umidade relativa (%)	0,1589	1		
Temperatura do ar ($^{\circ}C$)	-0,0322	-0,1190	1	
Iluminância (lux)	0,2381	-0,3474	-0,1180	1

Fonte: elaboração própria.

7.7 Análise multicritério

Para o presente trabalho, pretendeu-se encontrar o córrego que obteve melhor resposta após a implementação das obras de intervenção. Para este fim, foram analisadas um conjunto de alternativas e atribuídos pesos de acordo com a prioridade, do ponto de vista do analista, ou seja, do autor. A estrutura da decisão hierárquica pode ser vista na Figura 68 .

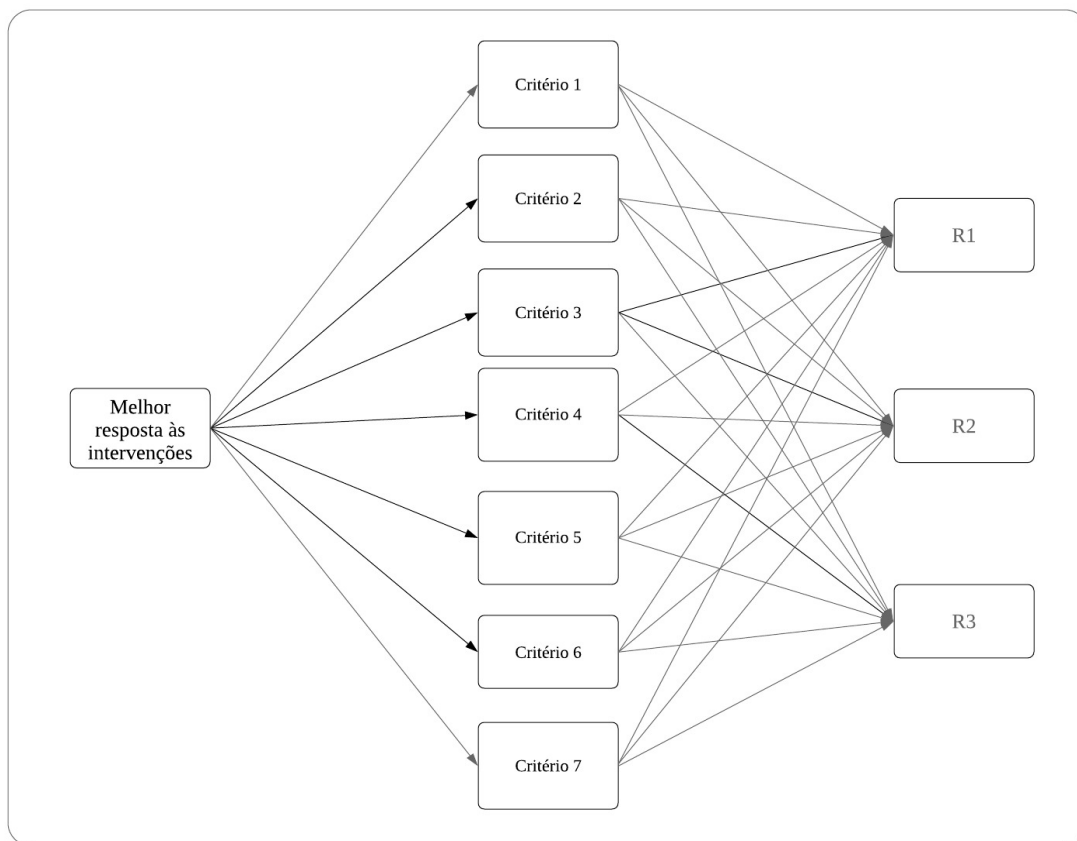


Figura 68 – Fluxograma de adaptação do método AHP à natureza desta pesquisa.

Fonte: elaboração própria.

Os critérios considerados importantes para o alcance dos objetivos do trabalho foram:

C1: Surgimento de espécies vegetais na intervenção: foi considerado um ponto essencial do projeto o crescimento de vegetação espontânea e sucessão ecológica nas obras inseridas no córrego. Isto porque as espécies de macrófitas poderiam contribuir para o melhoramento da qualidade da água conforme visto na bibliografia consultada (Thomaz e Cunha, 2010), além disso, proporcionar refúgios que serviriam para espécies de macroinvertebrados e assim, enriquecer o habitat.

C2: Surgimento de espécies de invertebrados na intervenção: o surgimento de espécies de invertebrados foi levado em consideração independentemente do tipo de espécie (indicadora da presença de água de baixa qualidade ou não). Ou seja, o ponto ótimo deste critério foi a existência de espécies que se abrigaram nas obras biofílicas dos córregos.

C3: Retenção do teor de carbono orgânico na intervenção: a diminuição do teor de carbono orgânico presente no sedimento do leito do rio poderia indicar a utilização deste substrato

por parte da vegetação em fase de crescimento e com isso, este critério se mostra bastante vantajoso, pois indica uma diminuição da matéria orgânica presente na água. Foram considerados os valores totais absolutos de retenção, considerando somente as amostras que apresentaram redução de valores, de montante até o ponto de intervenção, em concordância com os dados supracitados na Tabela 8.

C4: Redução da DBO entre os pontos montante e intervenção: a redução da DBO resultado da implementação das obras poderia ser atribuída ao consumo de matéria orgânica (carbono orgânico) por meio das macrófitas para produção de massa vegetal. Portanto, para os casos em que houve redução de DBO foi considerado um resultado positivo e dentro do esperado para o projeto.

C5: Redução da temperatura da água entre os pontos montante e intervenção: o aumento da biodiversidade do ambiente aquático está relacionado com o aumento no teor de oxigênio da água, este por sua vez, está intimamente ligado com a redução da temperatura da água, conforme apresentado na Figura 62. Assim, o atendimento a este critério é muito esperado diante do surgimento de espécies vegetais responsáveis pelo sombreamento no leito do córrego, portanto, o córrego que mais vezes reduziu os valores de temperatura da água entre os pontos montante e intervenção, foi considerado como sendo mais próximo do esperado.

C6: A restauração não necessitou de manutenção: dentre inúmeras razões para o uso deste critério, enumera-se a capacidade do sistema ser resiliente ou não. Isto evitaria gastos com manutenção, material para reposição das obras biofílicas e mão de obra específica. Portanto, o sistema que não necessitou de manutenção foi considerado mais próximo do objetivo do projeto.

C7: A restauração apresentou benefícios à sociedade: este fator foi inspirado na pesquisa de intenção dos moradores, em relação a projetos de pesquisa de revitalização de rios no entorno dos córregos (Kuroki, 2018). Neste caso foi julgado como sendo bom os benefícios que a população adquiriu diante das obras biofílicas implementadas nos córregos, as quais trouxeram modificação da paisagem urbana, pela criação de novos ambientes que aperfeiçoaram a estética da arquitetura que permeia os três eixos: ecológico, antrópico e da sustentabilidade.

A matriz de ordem 7x7 dos fatores com as respectivas prioridades encontra-se no Apêndice B. A Figura 69 apresenta a hierarquia alcançada dos julgamentos dos critérios, resultado do autovetor normalizado da matriz de prioridades. Os critérios foram dispostos em ordem crescente de prioridade, apresentando como o critério de maior prioridade, o

critério “surgimento de espécies vegetais” (38,0%) e o de menor importância, o critério “a restauração não necessitou de manutenção” (3,1%).

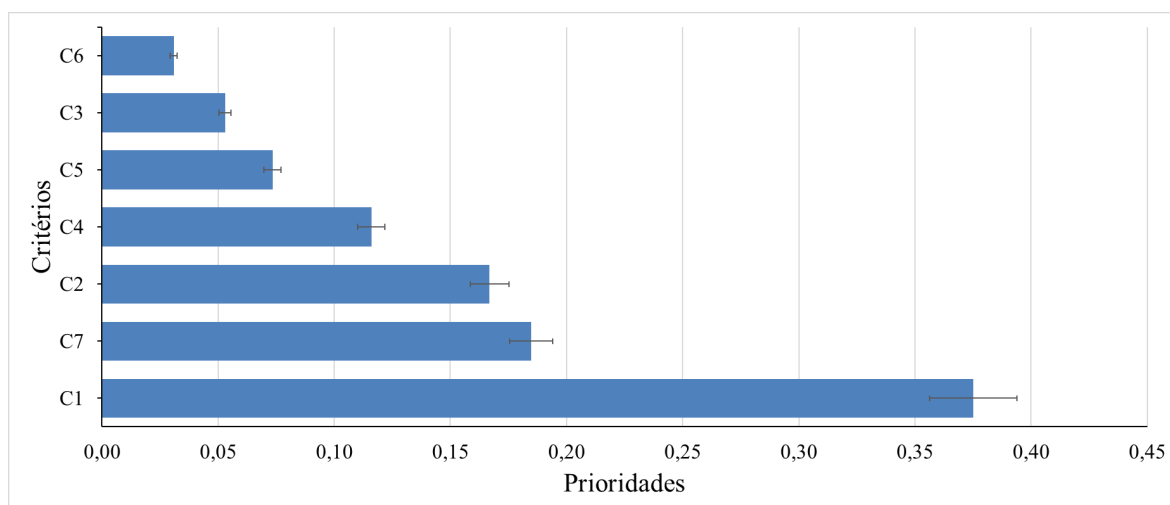


Figura 69 - Prioridades para os critérios analisados no projeto de intervenção dos córregos. Legenda: C1: Surgimento de espécies vegetais na intervenção; C2: Surgimento de espécies de invertebrados na intervenção; C3: Retenção teor de carbono orgânico na intervenção; C4: Redução da DBO entre os pontos montante e intervenção; C5: Redução da temperatura da água entre os pontos montante e intervenção; C6: A restauração não necessitou de manutenção; C7: A restauração apresentou benefícios à sociedade.

Fonte: elaboração própria.

O processo de análise seguiu com a verificação das prioridades das alternativas dentro de cada critério. As matrizes prioridades de cada critério com os índices de importância encontram-se no Apêndice B. Tais matrizes de ordem 3x3 foram criadas a partir do julgamento da importância ou melhor, atendimento ao critério em questão. O resultado foi então, a criação de sete autovetores normalizados, sendo um para cada critério. Os valores destes autovetores representam, portanto, a prioridade dos atributos para cada alternativa correspondente (Figura 70).

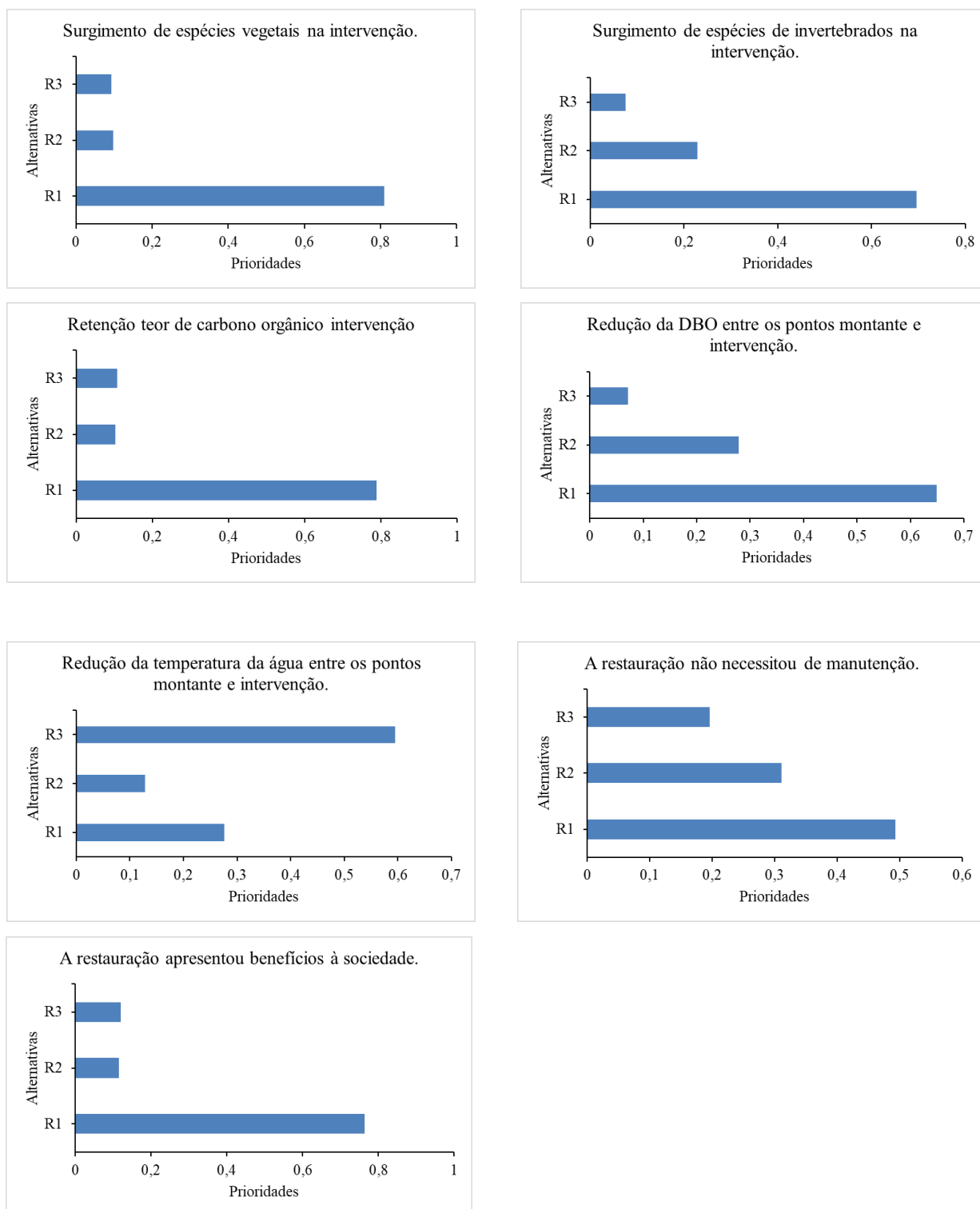


Figura 70 – Resultado da análise de prioridades para os critérios considerados.

Fonte: elaboração própria.

Como análise global dos critérios envolvidos, o cruzamento do autovetor normalizado da matriz de prioridade dos critérios com o resultado da análise das

alternativas para cada atributo, evidenciou que o córrego R1 foi o que mais atendeu aos critérios selecionados, seguido do R2 e por último, do R3 (Figura 71).

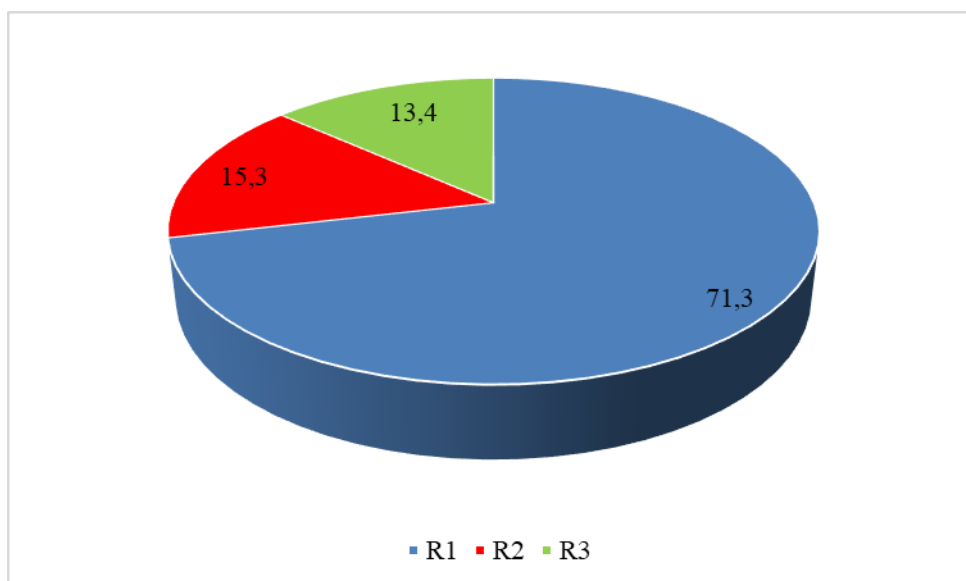


Figura 71 – Prioridades gerais (%) para as alternativas ou córregos R1, R2 e R3.

Fonte: elaboração própria.

Todos os autovetores criados até esta etapa foram verificados com relação a consistência do julgamento das prioridades. A análise de consistência para todas as matrizes envolvidas pode ser vista na Tabela 11.

Tabela 11 – Análise de consistência das matrizes do método AHP.

Matriz individual (cada elemento)	YMAX	n	IC	IR	RC	RCmáx	Consistência
Surgimento de espécies vegetais na intervenção.	3,002	3	0,001	0,580	0,001	0,1	ok
Surgimento de espécies de invertebrados na intervenção.	3,076	3	0,038	0,580	0,066	0,1	ok
Redução teor de carbono orgânico intervenção	3,002	3	0,003	0,580	0,002	0,1	ok
Redução da DBO entre os pontos montante e intervenção.	3,065	3	0,032	0,580	0,056	0,1	ok
Redução da temperatura da água entre os pontos montante e intervenção.	3,006	3	0,003	0,580	0,005	0,1	ok
A restauração não necessitou de manutenção.	3,054	3	0,027	0,580	0,046	0,1	ok
A restauração apresentou benefícios à sociedade.	3,003	3	0,001	0,580	0,002	0,1	ok
Matriz das Alternativas (principal)	7,186	7	0,031	1,320	0,023	0,1	ok

Legenda: YMAX: autovalor, n: ordem da matriz, IC: índice de consistência, IR: índice randômico, RC: razão de consistência, RCmáx: máxima razão de consistência.

De mãos do córrego que melhor atendeu aos critérios (R1) e ainda, apresentou matrizes consistentes, a verificação dos resultados prosseguiu com a análise SWOT. Os fatores dentro dos pilares da matriz SWOT foram baseados na experiência do projeto realizado no córrego R1, incluindo as características físicas do córrego, tipos de obras implementadas, disposição e quantidade, assim como as barreiras e pontos positivos observados (Quadro 7).

Quadro 7 – Análise SWOT baseada nas obras de intervenção do córrego R1.

	Forças	Fraquezas
Fatores Internos	Obras de baixo custo (F1) Fácil implementação e execução (F2). Crescimento rápido da vegetação espontânea (F3).	Necessária manutenção (FR1). Pouco apoio e pessoas especializadas (FR2). Espécies indicadoras de esgoto presente na água (FR3).
	Oportunidades	Ameaças
Fatores Externos	Utilização de materiais reciclados (O1). Visibilidade e disseminação do projeto para a população (O2). Melhorar a qualidade da água com obras simples (O3).	Surgimento de espécies invasoras (A1). Danificação das obras por parte da população desinformada (A2). Risco de chuva intensa e carreamento das obras (A3).

Para aprimorar as informações de planejamento contidas na análise SWOT, foi utilizado o método AHP com o intuito de verificar a prioridade entre os atributos de maneira global (comparando os quatro pilares ou grupos da matriz SWOT) e local (critérios dentro dos grupos). A matriz de ordem 4x4 dos critérios SWOT e as matrizes do tipo 3x3 dos seus atributos, com as respectivas prioridades, encontram-se no Apêndice C.

A prioridade do grupo foi simplesmente obtida, a partir do autovetor normalizado da matriz dos quatro pilares da análise SWOT. Em seguida foi criada uma matriz para cada pilar, contendo os três critérios de cada grupo, para obtenção da prioridade dos fatores dentro do grupo.

Os resultados da análise SWOT em conjunto com análise de prioridades pode ser visto na Tabela 12 e Figura 72. A prioridade total do atributo foi obtida, pela multiplicação da prioridade do grupo, pela prioridade dos fatores dentro de cada grupo. Por exemplo, a prioridade total do fator F1 é: $0,2471 \times 0,5396 = 0,1334$.

O resultado da consistência da matriz contendo os quatro pilares SWOT foi uma razão de consistência de 0,015, sendo este um valor menor do que 0,1, evidenciando portanto, tratar-se de uma matriz consistente.

Tabela 12 – Prioridades e índice de consistência dos grupos da análise SWOT e dos fatores dentro do grupo e de maneira global.

Grupo SWOT	Prioridade do grupo (%)	Fatores SWOT	RC do grupo	Prioridade dos fatores dentro do grupo (%)	Prioridade total do fator (%)	
FORÇA	24,71	Obras de baixo custo (F1).	0,008	F1	<u>53,96</u>	13,34
		Fácil implantação e execução (F2).		F2	29,70	7,34
		Crescimento rápido de vegetação espontânea (F3).		F3	<u>16,34</u>	4,04
FRAQUEZA	6,00	Necessária manutenção (FR1).	0,046	FR1	18,40	1,10
		Pouco apoio e pessoas especializadas (FR2).		FR2	<u>58,42</u>	3,50
		Espécies indicadoras de esgoto presente na água (FR3).		FR3	23,18	1,39
OPORTUNIDADE	58,55	Utilização de materiais reciclados (O1).	0,019	O1	<u>13,12</u>	7,68
		Visibilidade e disseminação do projeto para a população (O2).		O2	<u>7,60</u>	4,45
		Melhorar qualidade da água com obras simples (O3).		O3	<u>79,28</u>	46,41
AMEAÇA	10,74	Surgimento de espécies invasoras (A1).	0,002	A1	<u>9,77</u>	1,05
		Danificação das obras por parte de população desinformada (A2).		A2	18,70	2,01
		Risco de chuva intensa e carreamento das obras (A3).		A3	<u>71,53</u>	7,68

Legenda: RC: razão de consistência. Notas: Os valores de prioridades estão representados em porcentagem para melhor compreensão; os valores sublinhados são os resultados de maiores e menores prioridades dentro do grupo SWOT.

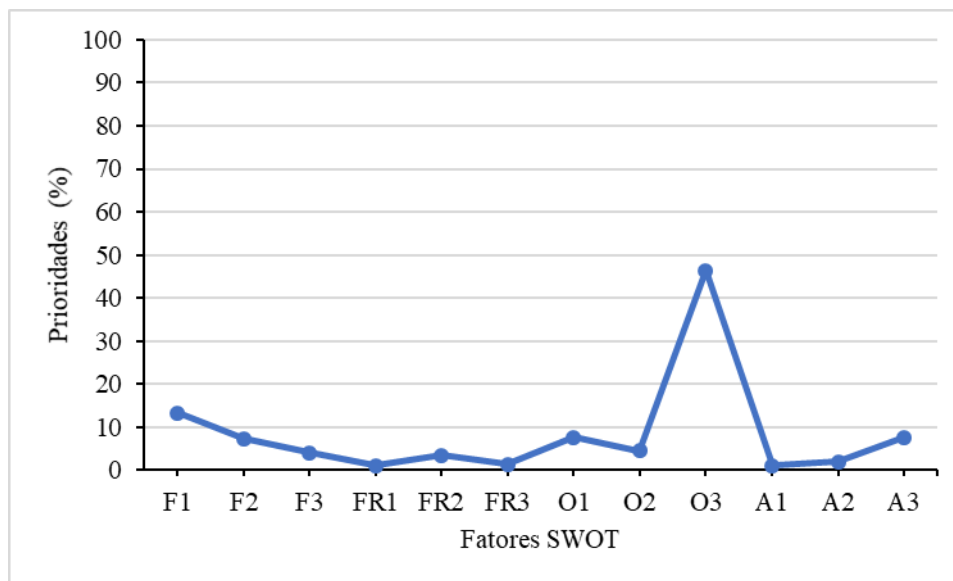


Figura 72 –Prioridades totais dos fatores SWOT dentro da análise global.

Legenda: F: Força, FR: Fraqueza, O: Oportunidade, A: Ameaça. Fonte: elaboração própria.

Como resultado da análise A'WOT (AHP-SWOT), foi possível obter um gráfico que apresenta os atributos com maiores graus de importância neste tipo de projeto. São eles: obras de baixo custo, melhorar a qualidade da água, pouco apoio e pessoas especializadas, risco de chuva intensa e carreamento das obras (Figura 73). Os comprimentos das linhas nos diferentes setores, evidenciam que as ameaças e oportunidades predominam sobre os outros atributos, sendo, portanto, necessária maior atenção aos fatores externos para o desenvolvimento de um projeto deste gênero.

Isto posto, foi factível direcionar o resultado do projeto de intervenção realizado para a obtenção de uma matriz TOWS, rica em uma abordagem ecossistêmica (Quadro 8). Esta matriz foi criada a partir dos critérios elencados na análise SWOT que mais receberam valores de importância de acordo com o método AHP (análise A'WOT). Esta matriz, resultante da análise descritiva de três projetos de intervenção com locais e tecnologias de implementação diferentes, portanto fruto de um estudo sem caráter comparativo, servirá como auxílio em projetos futuros de revitalização de trechos urbanos de córregos em regiões com características similares as dos locais estudados.

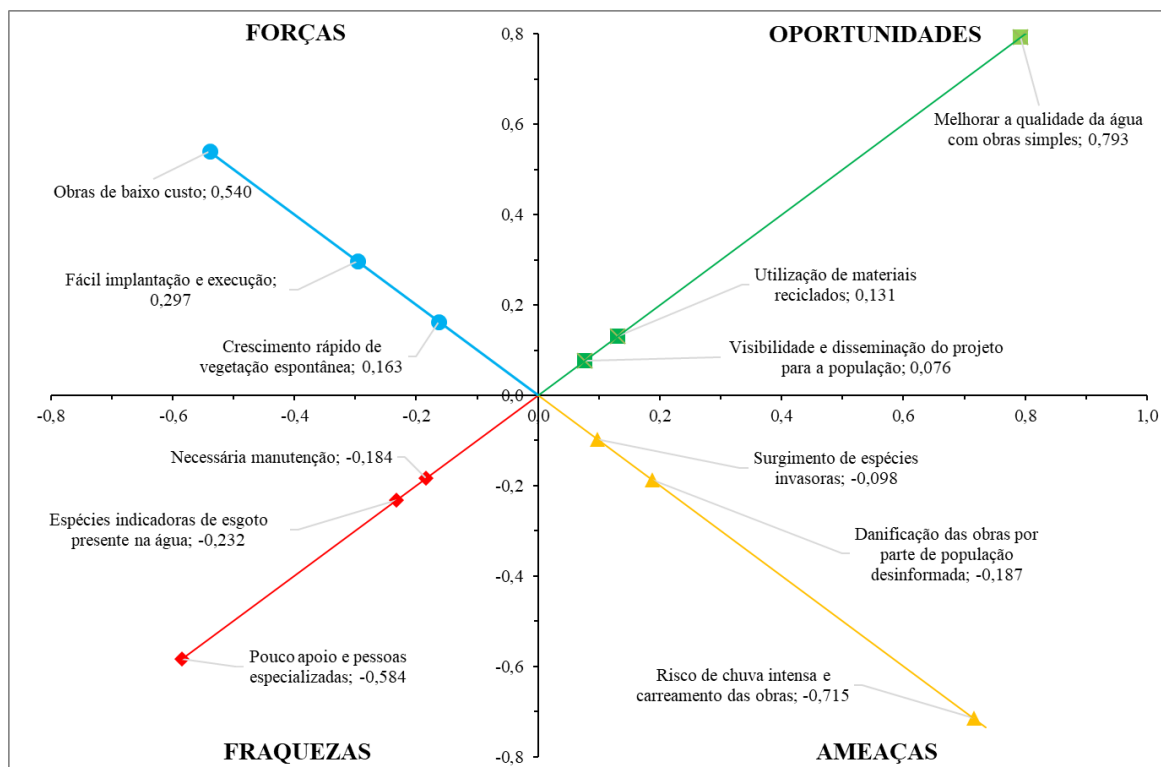


Figura 73 – Resultado do método A'WOT para o projeto de intervenção.

Nota: os valores negativos são simbólicos e devem ser ignorados.

Fonte: elaboração própria.

Quadro 8 – Matriz TOWS do projeto de revitalização de trechos urbanos de córregos.

	FORÇA	FRAQUEZA
OPORTUNIDADE	Melhorar a qualidade da água e paisagem urbana, com obras de baixo custo de bioengenharia e fácil execução, em córregos previamente investigados com potencial capacidade de revitalização.	Disseminar o conhecimento do assunto, por meio da publicação de trabalhos, para o reconhecimento do meio acadêmico e, despertar o interesse dos investidores e gestores públicos neste tema.
AMEAÇA	Maior envolvimento da população, com emissão de alertas aos monitores do projeto, principalmente após eventos de chuva intensa e rápida resposta do nível d'água dos córregos.	Realizar um estudo prévio da dinâmica de sedimentos dos córregos, do uso e ocupação do solo e regime de vazão para melhor escolha do tipo de obra e local de implementação, prevendo a redução de manutenção.

8 DISCUSSÕES

Analisando separadamente o progresso pós-intervenção nos córregos estudados, sem o objetivo de comparar os três modelos empregados, mas sim descrevê-los, temos, de forma sistemática:

- Córrego R1:

O sistema ora instalado permitiu um processo de surgimento e sucessão ecológica espontâneos nos aparatos implementados no córrego, com um número significativo de indivíduos de até quatro espécies vegetais diferentes, sendo que elas permaneceram, de acordo com o registro fotográfico, por mais de um ano após o término das coletas das amostras. Adicionalmente, afirma-se que os sacos contendo brita instalados, permitiram não só o surgimento, como também a co-existência das espécies observadas. O sistema radicular das plantas estava inserido nas britas contidas nas bolsas e as plantas eram, a todo tempo, nutridas de forma suficiente com a água do córrego. Infere-se então, que o surgimento das espécies vegetais apresentou um progresso dentro do esperado.

De acordo com os testes estatísticos, não foi plausível afirmar que houve diferença entre os dados montante e intervenção para a DBO e carbono orgânico do sedimento. Por conseguinte, não foi possível afirmar que as espécies de macrófitas do tipo *Heteranthera reniformis* (Ruiz & Pav.), *Polygonum acuminatum* (Kunth), *Ludwigia grandiflora* (Michx.) e *Rumex crispus* (L.) contribuíram para a redução do teor de carbono orgânico do sedimento e da DBO. Vale ressaltar que, análises de teores de carbono orgânico dissolvido, nitrato e fosfato deveriam ter sido feitas para talvez, comprovar teorias consultadas na bibliografia (Dhote, 2017 e Rodríguez-Merino *et al.*, 2018) que correlacionam o desenvolvimento de espécies de macrófitas com estes parâmetros.

Somente neste córrego, o surgimento de espécies de invertebrados foi considerado significativo, possivelmente devido ao micro-habitat criado pelas plantas que ali surgiram. Entretanto, tratou-se de espécies que são consideradas indicadoras da presença de esgoto

no local, podendo então, através de uma abordagem holística, ser justificado pela presença de um bairro periférico localizado próximo à nascente deste córrego. Portanto, não correlacionado somente como consequência da implementação das obras biofílicas.

Todavia, as espécies de macroinvertebrados identificadas neste córrego, que ultrapassou limites de DBO para um rio de classe 2 estabelecido pela CONAMA 357/05 (Brasil, 2005), puderam reiterar a afirmação encontrada na literatura (Barros, *et al.*, 2016, Li *et al.*, 2010 e Lu *et al.*, 2019) de que tais comunidades podem ser empregadas como indicadoras das condições dos sistemas aquáticos, mais precisamente as espécies de Chironomidae, corroborando com pesquisas realizadas por Machado *et al.* (2015) e Johann *et al.* (2019).

O teor de carbono orgânico se mostrou bem acima dos outros córregos, atingindo valores de 2,5 %, sendo o principal fator justificável para o surgimento de espécies vegetais a partir deste substrato mais rico em matéria orgânica. Neste córrego, foi pertinente verificar que, o teor de carbono orgânico no sedimento está moderadamente relacionado com o teor de OD de acordo com a análise estatística, sendo que uma variável diminui enquanto a outra aumenta. De acordo com as pesquisas realizadas por Heaton *et al.* (2016), pode-se dizer que o teor de carbono orgânico contido no sedimento e dissolvido na água, pode afetar a entrada de luminosidade e conseqüente reduzir a taxa de fotossíntese das espécies submersas. Além disso, conclui-se que a própria deposição de matéria orgânica proveniente das macrófitas emergentes, também podem reduzir as concentrações de oxigênio dissolvido na água, pela influência na circulação da água e aumento de DBO em conformidade com as afirmações de Grewell *et al.* (2016).

Baseado nos predicados utilizados para os julgamentos de projetos descritos por Palmer *et al.* (2005), de maneira geral, analisando o córrego que melhor apresentou uma resposta à intervenção, alguns critérios para alcançar a eficiência do projeto foram atendidos como: o sistema apresentou, sem prejuízos ao ecossistema, uma condição ecológica melhorada, ficou mais dinâmico e finalmente, proporcionou dados para análise e publicação de resultados.

- Córrego R2:

A respeito das análises estatísticas, os teores de carbono orgânico dos sedimentos nos pontos de amostra à montante e na intervenção, indicaram que há diferença entre os dados coletados, porém, como este córrego não apresentou espécies vegetais que surgiram de forma consistente; a título de pesquisa, a informação de variação do teor de carbono

orgânico não foi relevante. Com relação aos testes estatísticos dos valores de DBO amostrados nos pontos montante e na intervenção, não existe diferença significativa entre os dados.

Neste córrego, portanto, a sucessão ecológica de espécies vegetais no substrato das obras não se apresentou em conformidade com o esperado, pela confirmação da ausência destas espécies nos registros fotográficos apresentados neste trabalho. A justificativa para tal fato pode ser evidenciada pelo alto teor de sedimento arenoso no leito do córrego, provindo de sua nascente, onde existe uma indústria de mineração. Em estudos realizados por Santos (2019) neste mesmo córrego, foi verificado que a porcentagem de substrato que passou pelo peneiramento de malha de 2 milímetros, ou seja, que apresenta granulometria inferior ao tamanho da referida malha foi de 55,8%.

Assim como no trabalho desenvolvido por Beechie *et al.* (2010), a dificuldade de implementação do projeto de intervenção foi maior no rio de maior calha (córrego R2), devido a maior perturbação decorrente dos processos que ocorrem a montante do ponto de intervenção.

Outro fato a ser colocado é que, devido à alta energia existente na água do córrego, conforme explanado por Bontempo *et al.* (2012), existe um prejuízo devido a retificação do canal que acelera o escoamento da água. Portanto, em eventos de cheia, pode-se dizer que tais obras de caráter biofilico não foram suficientes. Neste caso, obras mais robustas de perfil da engenharia civil (como o tanque de sedimento que ali foi instalado) talvez sejam alternativas mais viáveis para permitir algum restabelecimento da vegetação com alguma confiabilidade de permanência. Também, devido à alta energia das águas que ali ocorrem em momentos de fortes chuvas, certamente a natureza das intervenções deveria ser de perfil *ongoing*, e não *one-off* como foi feito.

Conclui-se então que, a alta velocidade da água dos córregos R2 e R3 (valores médios de 5,01 e 3,98 m.s⁻¹, respectivamente) em relação ao córrego R1 (velocidade média de 0,258 m.s⁻¹), podem ter afetado o desenvolvimento das macrófitas nestes córregos em harmonia com os estudos semelhantes realizados por Esteves (2011). Portanto, infere-se que, além de características físicas, químicas e biológicas da água, os níveis de água dos rios e valores de velocidade da água podem interferir na dinâmica populacional das macrófitas. Em contrapartida, não foi notado que existe forte correlação entre a diversidade de espécies e as características físicas do rio, como largura e profundidade e a qualidade da água, ao contrário dos estudos realizados por Szoszkiewicz *et al.* (2014) na Polônia.

Além da frequência e intensidade de chuva à montante influenciarem nos resultados de retenção de sólidos em ambientes lóticos conforme afirmaram Filoso *et al.* (2015), a análise obtida neste estudo identificou outra variável que engloba mais informações do que somente a precipitação, podendo levar em consideração a área da bacia hidrográfica e o uso e ocupação do solo. Portanto, baseado nos resultados obtidos, como o córrego R2 alcançou maiores valores de vazão de projeto, seguido do R3 e por último do R1, esta variável pode então, interferir na resposta aos projetos de intervenção de forma inversamente proporcional.

- Córrego R3:

Este córrego, no presente estudo, não alcançou progresso com relação ao surgimento de espécies vegetais. O embasamento e justificativa para tal não pode ser expressado pela baixa qualidade da água, visto que, para o córrego R1 os teores de DBO se mostraram bem mais críticos, indicando uma pior qualidade da água.

Os testes estatísticos das variáveis carbono orgânico do sedimento e DBO, retornaram para ambos, a hipótese de nulidade, ou seja, não existe diferença entre os valores à montante e na intervenção.

Desta maneira, a variável que se destacou, e que justificaria o não aparecimento de espécies no R3, foi o nível d'água do córrego, uma característica do tipo física. A partir dos dados coletados, conclui-se que o nível d'água no R1 foi em média 2,5 cm, enquanto no R3, foi de 4,0 cm, o que pode ter afogado e prejudicado as obras biofílicas, não garantindo a germinação espontânea de espécies com tanta facilidade. Este fato também foi evidenciado pela necessidade constante de manutenção desta obra a fim de fixa-la no leito do rio, notadamente em período pós chuva.

Conforme já reportado por Silva *et al.* (2018), alguns meses após a instalação das obras biofílicas, um total de aproximadamente 18 m³ de sedimento foi acumulado no aparato utilizado na obra de intervenção do córrego R3. Porém, sendo este um sedimento pobre em substrato, provindo de resíduos da construção civil, não houve crescimento espontâneo de espécies vegetais.

Diversos outros temas relacionados com os três rios podem ser exaltados como frutos do presente trabalho, conforme discorre-se a seguir.

A partir da análise estatística dos dados de temperatura e oxigênio dissolvido dos três córregos, foi verificado que existe uma tendência de redução da saturação deste gás, de acordo com o aumento da temperatura, em conformidade com os estudos propostos por Esteves (2011). Argumenta-se então, que a redução da temperatura em trechos urbanos de

córregos de leito concretado pode ser favorável em relação ao teor de oxigênio dissolvido na água.

O teste estatístico que englobou as variáveis climatológicas também reiterou a afirmativa de que áreas sombreadas são benéficas para garantir a presença de água no ar pois, a partir da análise da matriz de correlação contendo todos os dados climatológicos dos três córregos, foi verificado que existe uma moderada correlação entre iluminância e umidade relativa do ar, sendo que uma variável aumenta enquanto a outra diminui.

Com o emprego da análise SWOT em conjunto com o método AHP (análise A'WOT), foi possível obter o seguinte ranking de prioridades da análise SWOT: oportunidade (58,55%), força (24,71%), ameaça (10,74%) e fraqueza (6,00%). De acordo com esta análise, o atributo SWOT mais importante foi “Melhorar qualidade da água com obras simples”, do grupo oportunidade, com 46,41% de prioridade total deste fator. Outros fatores considerados importantes foram: obras de baixo custo (13,34%), utilização de materiais reciclados (7,68%), risco de chuva intensa e carreamento das obras (7,68%) e fácil implantação e execução (7,34%).

De fato, assim como citado por Gann *et al.* (2019), a falta de alcance dos objetivos, por parte dos projetos de bioengenharia implementados nos córregos R2 e R3, pode ser devido aos erros cometidos como desconhecimento dos riscos, falta de planejamento e investimento. De acordo com (Zedler, 2007), pode-se dizer que se tratou de projetos sem progresso e desconformes com as metas iniciais.

Tais fatores servirão como lição para estudos futuros e não devem ser encarados como fracasso, em harmonia com afirmações feitas por Geist e Hawkins (2016) e Gann *et al.* (2019) e evidenciadas em outros estudos realizados por Arango *et al.* (2015).

Em um contexto geral, analisando os três rios, verificou-se que a capacidade de restaurar os córregos através da redução de cargas de poluentes na água foi ineficiente pois o lançamento de cargas poluidoras permaneceu inalterado, corroborando com as hipóteses descritas por Beechie *et al.* (2010), Filoso *et al.* (2011) e Geist e Hawkins (2016). Isto posto, sugere-se que o primeiro passo para permitir a recuperação de um ecossistema degradado é através da remoção ou redução dos atuais impactos identificados.

Por fim, sugere-se que, sejam realizadas pesquisas que antecedam projetos de intervenção, com a população no entorno de locais com futuros potenciais de instalação de tais obras, e além disso, uma consulta à população seria pertinente após o término dos projetos, verificando os ganhos obtidos do ponto de vista social e econômico, assim como

realizados por Polizzi *et al.* (2015), Vásquez e Rezende (2016) e Brouwer (2017) em seus respectivos trabalhos.

9 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A hipótese inicial levantada pelo trabalho foi atingida em partes, considerando que as obras de intervenção ecológica de baixo custo, em trechos urbanos de córregos de leitos concretados, não foram suficientes para o melhoramento da qualidade da água, porém, a dinâmica do ecossistema foi modificada pelo surgimento espontâneo de espécies vegetais e consequente sucessão ecológica, assim como no surgimento de espécies de macroinvertebrados. Portanto, foram notados progressos após a implementação das obras biofílicas nos leitos dos córregos selecionados para o estudo em questão. Considera-se que o objetivo geral mencionado no início deste trabalho foi atingido, ou seja, os produtos gerados no presente estudo servirão como ferramentas em possíveis projetos futuros de intervenção em córregos urbanos. As informações levantadas, sobre o comportamento dos parâmetros de qualidade da água, poderão embasar tomadas de decisão para escolha dos tipos de tecnologias a serem utilizadas e o melhor local para empregá-las.

Considera-se que, os objetivos específicos também foram alcançados; dentre eles discorre-se, de forma conclusiva e sucinta, as principais informações que podem ser denominadas como produtos deste trabalho.

A redução da seção transversal, pela inserção das obras no leito do córrego R3, não afetou o nível d'água, de maneira considerável, a ponto de ser o fator responsável por algum evento de inundação dentro do período de tempo do estudo realizado. Assim, em córregos de baixo nível d'água, com aproximadamente menos de 10% da altura da margem livre disponível - como nos casos estudados, pode-se recomendar adição de obras biofílicas sem prejuízo à população com estudo prévio de dados históricos de vazão no local.

De maneira geral, a utilização da intervenção ecológica por meio de ações mitigadores de caráter corretivo, no melhoramento dos parâmetros de qualidade da água, como por exemplo, o teor de DBO, não se mostrou eficaz. Portanto, seria crucial, para melhor efetividade das intervenções, o fim do lançamento de esgotos domésticos *in natura*

nos leitos dos córregos, ou seja, prevenção ou interrupção da continuidade da degradação identificada.

Entre os três córregos abordados, o que apresentou melhor progresso na intervenção ecológica foi o córrego R1, seguido do R2 e por último o R3. Infere-se então que, aliado ao tipo de obra biofílica escolhida, o potencial de recuperação ecológica do local onde está inserido o córrego R1, é melhor do que dos outros dois.

Desta maneira, ainda que, a análise de grande parte das variáveis envolvidas neste trabalho, não justificasse a implementação de tais obras nos córregos, vale ressaltar que a implementação de obras de bioengenharia em leitos de córregos concretados pode modificar a dinâmica do ecossistema aquático se projetos deste tipo obtivessem um maior investimento, melhor experiência e maior auxílio aos cientistas evitando riscos, notadamente durante os trabalhos de campo, visando sempre a melhoria na qualidade das águas dos córregos urbanos do Brasil. Um bom exemplo da aplicação de experimentos como este, poderia ocorrer em planos de controle ambiental de empresas poluidoras, que causam danos aos ecossistemas aquáticos.

Finalmente, como resultado final da abordagem ecossistêmica deste trabalho, pode ser desenvolvido um protocolo de gerenciamento, para decisões envolvendo a revitalização de recursos hídricos, com estruturas do tipo *one-off*, por meio da criação de uma matriz TOWS com sugestões de estratégias para projetos futuros. O resultado deste estudo pode ser usado como uma série de prioridades adequadas para o meio acadêmico e para gestão pública em geral. Recomenda-se indicar projetos de intervenção de córregos urbanos através de obras de baixo custo para melhorar a qualidade da água, com um estudo prévio da dinâmica de sedimentos dos córregos, condicionados a verificação do uso e ocupação do solo, do regime de vazão e interesse da população, com o intuito de uma melhor escolha das técnicas biofílicas, bem como do posicionamento e arranjo das mesmas no leito do córrego.

Como sugestão para elaboração de projetos futuros, seria interessante a utilização de obras do tipo *on-going* com previsão de alteração e modificação do experimento. A inclusão da população durante o período de estudo seria uma vantagem em relação ao método *one-off*, pois se trataria de um estudo holístico de revitalização de ecossistemas para interconexão de meios aquáticos, terrestres e da comunidade em geral. Além disso, participações públicas na construção da matriz SWOT poderiam ser implementadas com a análise de prioridades, entre os pares, pela própria população, levando em conta a

importância individual de cada atributo, com diferentes pontos de vista, agregando mais criatividade no planejamento dos projetos.

10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, M. C. (2015). Avaliação hidrológica e relação entre disponibilidade e demanda hídrica na bacia hidrográfica do rio Sorocaba – SP. 2015. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba.

ALEKSANDROVA, L. N.; NAIDENOVA, O. A. (1976). Laboratory practice in soil science. Kolos, Leningrad (In Russian).

ALSHOMRANI, S.; QAMAR, S. (2012). Hybrid SWOT-AHP analysis of Saudi Arabia e-government. International journal of computer applications. Vol. 48: 1-7.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. (1999). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. Washington: APHA. 1325 p.

ARANGO, C. P.; JAMES, P. W.; HATCH, K. B. (2015). Rapid ecosystem response to restoration in an urban stream. Hydrobiologia, vol. 749: 197–211.

Atlas de desenvolvimento humano do Brasil de 2013 (2013). Disponível em: <<http://atlasbrasil.org.br/2013/pt/download/publication/>>. Acesso em: 09 de mar. de 2020.

AYRES, M.; AYRES, J. R. M.; AYRES, D. L. (2007). Bioestat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas. Versão 5.0. Belém, Pará: Sociedade Civil Mamirauá, MCT-CNPq, 324 p.

BASCETIN, A. (2007). A decision support system using analytical hierarchy process (AHP) for the optimal environmental reclamation of an open-pit mine. *Environmental geology*, vol. 52:663–672.

BARROS, M. P.; GAYESKI, L. M.; TUNDISI, J. G. (2016). Benthic macroinvertebrate community in the Sinos river drainage basin. *Brazilian journal of biology*, vol. 76, no. 4: 942-950.

BEECHIE, T. J.; SEAR, D. A.; OLDEN, J. D. (2010). Process-based principles for restoring river ecosystems. *BioScience*, vol. 60, nº 3: 209–222.

BEGHELLI, F. G. S.; SANTOS, A. C. A.; GUIMARÃES, M. V. U. (2012). Relationship between space distribution of the benthic macroinvertebrates community and trophic state in a neotropical reservoir (Itupararanga, Brazil). *Biota neotrópica*, vol. 12, no. 4.

BERGSTROM, J. C.; LOOMIS, J. B. (2017). Economic valuation of river restoration: An analysis of the valuation literature and its uses in decision-making. *Water resources and economics*, vol. 17: 9–19.

BERNEGOSI, A. C.; CARDOSO, N. P.; FELIPE, M. C. (2019). *Chironomus sancticaroli* generation test: A new methodology with a Brazilian endemic insect. *MethodsX*, vol. 6: 92-97.

BERNHARDT, E. S.; PALMER, M. A. (2007). Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater biology*, vol. 52: 738-751.

BOCKELMANN, B. N.; FENRICH, E. K.; LIN, B. (2004). Development of an ecohydraulics model for stream and river restoration. *Ecological engineering*, vol. 22: 227–235.

BONTEMPO, V. L.; OLIVIER, C.; MOREIRA, C. W. S. (2012). Gestão das Águas em Belo Horizonte: avanços e retrocessos. *Rega*, vol. 9, nº 1, p. 5-16, 2012.

BOTTINO, F.; CUNHA-SANTINO, M. B.; JUNIOR, I. B. (2016). Cellulase activity and dissolved organic carbon release from lignocellulose macrophyte-derived in four trophic conditions. *Brazilian journal of microbiology*, vol. 47: 352–358.

BRAGA, M. (2006). *Infra-estrutura e projeto urbano*. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm. Acesso em: 30 ago. 2016.

BRASIL, Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 30 ago. 2016.

BRASIL, Resolução CONAMA nº430, de 16 de maio de 2011a. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 30 ago. 2016.

BRASIL, Ministério da Saúde. Portaria nº2.914, de 12 de dezembro de 2011b. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso em: 30 ago. 2016.

BROUWER, R. (2017). The economic value of river restoration. *Water resources and economics*, vol. 17: 1-8.

BRUNELLI, M. (2015). Introduction to the analytic hierarchy process. *Springerbriefs in operations research*. P. 83. 978-3-319-12502-2 (digital). 10.1007/978-3-319-12502-2.

CETESB (2018). *Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2017*. São Paulo: CETESB.

CHEN, W. Y. (2017). Environmental externalities of urban river pollution and restoration: A hedonic analysis in Guangzhou (China). *Landscape and urban planning*, vol. 157: 170-179.

CHEN, W. Y.; CHO, F. H. T. (2019). Environmental information disclosure and societal preferences for urban river restoration: Latent class modelling of a discrete-choice experiment. *Journal of cleaner production*, vol. 231: 1294-1306.

CLEWELL, A.; RIEGER, J.; MUNRO, J. (2005). Diretrizes para desenvolver e gerenciar projetos de restauração ecológica, 2ª Edição. Sociedade internacional para a restauração ecológica. Disponível em: www.ser.org. Acesso em: 13 mai. 2016.

COMITRE, F. (2017). A evolução do uso e ocupação do solo na periferia urbana de Sorocaba-SP: do esquecimento ao despertar dos interesses públicos e privados. *Geo UERJ*, n. 31, p. 770-799.

COWX, I. G.; WELCOMME, R. L. (1998). *Rehabilitation of rivers for fish*. Oxford: FAO, Fishing News Books, 260p.

CRAWFORD, G.; WILLIAMS, C. (1985). A note on the analysis of subjective judgment matrices. *Journal of mathematical psychology*, vol. 29: 387-405.

DHOTE, S. (2007). Role of macrophytes in improving water quality of an aquatic ecosystem. *Journal of applied science environmental management*, vol. 11(4): 133 – 135.

DORNFELD, C. B. (2006). Utilização de *Chironomus* sp (Diptera, Chironomidae) para a avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação por metais. Dissertação (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Paulo.

EASTMAN, J. R.; KYEM, P. A. K.; TOLEDANO, J. (1993). *GIS and decision making*. UNITAR, Geneva.

EASTMAN, J. R. (2001). *Decision support: decision strategy analysis*. Idrisi 32 release 2: Guide to GIS and image processing. Worcester: Clark Labs, Clark University. Vol. 2, 22p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2016). Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos. Disponível em: http://www.cnpma.embrapa.br/download/comunicado_19.pdf. Acesso em: 06 nov. 2016.

ENGLAND, J.; WILKES, M. A. (2018). Does river restoration work? Taxonomic and functional trajectories at two restoration schemes. *Science of the total environment*, vol. 618: 961–970.

EPA – Environmental Protection Agency (2016). Wetlands Restoration Definitions and Distinctions. Disponível em: <https://www.epa.gov/wetlands/wetlands-restoration-definitions-and-distinctions> Acesso em: 01 nov. 16.

ESTEVES, F. A. (2011). Fundamentos de Limnologia. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência.

ESTOQUE, R. (2012). Analytic hierarchy process in geospatial analysis. *Progress in geospatial analysis*, 157–181.

EVERARD, M.; MOGGRIDGE, H. L. (2012). Rediscovering the value of urban rivers. *Urban ecosystem*, vol. 15: 293-314.

FAO (2019). World agriculture: towards 2015/2030. Interim report (2003). Rome, Italy: FAO. Disponível em: <http://www.fao.org/3/y4473e/y4473e06.htm>. Acesso em: 20 jun. 2019.

FILOSO, S.; PALMER, M. A. (2011). Assessing stream restoration effectiveness at reducing nitrogen export do downstream waters. *Ecological applications*, vol. 21: 1989-2006.

FILOSO, S.; SMITH, S. M.; WILLIAMS, M. R. (2015). The efficacy of constructed stream – wetland complexes at reducing the flux of suspended solids to Cheasapeake Bay. *Environmental science & technology*, vol. 49: 8986-8994.

FLORA AQUÁTICA (2016). *Heteranthera reniformis*. Disponível em: <https://www.flora-aquatica.com.br/flutuantes-fixas/74-heteranthera-reniformis.html>. Acesso em: 02 nov. 2018.

GALLEGO-AYALA, J.; JUÍZO, D. (2011). Strategic implementation of integrated water resources management in Mozambique: An A'WOT analysis. *Physics and chemistry of the earth*, vol. 36: 1103–1111.

GANN, G. D.; MCDONALD, T.; WALDER, B.; ARONSON, J. (2019). *International principles and standards for the practice of ecological restoration – 2nd edition*. *Restoration ecology*, vol. 27: S1–S46.

GBIF (Global Biodiversity Information Facility) (2017). *Polygonum acuminatum*. Disponível em: <https://www.gbif.org/search?q=Polygonum%20acuminatum>. Acesso: 10 dez. 2018.

GEIST, J. (2015). Seven steps towards improving freshwater conservation. *Aquatic conservation: Marine freshwater ecosystems*, vol. 25: 447–453.

GEIST, J.; HAWKINS, S. J. (2016). Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. *Aquatic conservation: Marine freshwater ecosystems*, vol. 26: 942–962.

GIORGIO, C. T. (2017). Diagnóstico preliminar das condições física, química e biológica do trecho de três córregos urbanos localizados em Sorocaba-SP. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual Paulista, Sorocaba.

GOOGLE EARTH-MAPS (2019). Disponível em: <http://mapas.google.com>. Acesso em: 23 fev. 2019.

GREWELL, B.; NETHERLAND, M.; THOMASON, M. S. (2016). Establishing research and management priorities for invasive water primroses (*Ludwigia* spp.). 10.13140/RG.2.1.5020.6482.

GRIBBIN, J. E. (2016). Introdução a Hidráulica, Hidrologia e Gestão de Águas Pluviais. Tradução da 4ª Edição Norte-Americana. São Paulo, SP: Cengage Learning.

HANSEN, R.; OLAFSSON, A. S.; VAN DER JAGT, A. P. N. (2019). Planning multifunctional green infrastructure for compact cities: What is the state of practice? *Ecological indicators*, vol. 96: 99-110.

HEATON, L.; FULLEN, M. A.; BHATTACHARYYA, R. (2016). Critical analysis of the van Bemmelen conversion factor used to convert soil organic matter data to soil organic carbon data: Comparative analyses in a UK loamy sand soil. *Espaço Aberto*, vol. 6: 35-44.

HOBBS, R. J.; CRAMER, V. A. (2008). Restoration ecology: Interventionist approaches for restoring and maintaining ecosystem function in the face of rapid environmental change. *Annual review of environmental and resources*, vol. 33: 39-61.

HOBBS, R. J.; HALLETT, L. M.; EHRLICH, P. R. (2011). Intervention ecology: Applying ecological science in the twenty-first century. *Bioscience*, vol. 61 n. 6.

HOCKING, M. B. (2005). *Handbook of chemical technology and pollution control*, 3rd edition, 830 p, Academic Press.

HOSEN, J. D.; FEBRIA, C.; CRUMP, B. C.; PALMER, M. A. (2017). Watershed urbanization linked to differences in stream bacterial community composition, *frontiers in microbiology*, vol. 6, article 1452.

HRYCIK, A. R.; ALMEIDA, L. Z.; HOOK, T. O. (2017). Sub-lethal effects on fish provide insight into a biologically-relevant threshold of hypoxia. *Oikos* vol. 126: 307–317.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019). Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 20 out. 2019.

IOANA-TOROIMAC, G.; ZAHARIA, L.; MINEA, G. (2017). Using a multi-criteria analysis to identify rivers with hydromorphological restoration priority: Braided rivers in

the south-eastern Subcarpathians (Romania). *Science of the total environment*, vol. 599–600: 700–709.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2014). *Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part a: global and sectoral aspects*. Cambridge, UK and New York, USA.

JANKAUSKAS, B.; SLEPETIENE, A.; JANKAUSKIENE, G. A. (2006). Comparative study of analytical methodologies to determine the soil organic matter content of Lithuanian Eutric Albeluvisols. *Geoderma*, vol. 136: 763–773.

JIANG, X.; XU, S.; LIU, Y. (2015). River ecosystem assessment and application in ecological restorations: A mathematical approach based on evaluating its structure and function. *Ecological engineering*, vol. 76: 151–157.

JOHANN, A. S. T.; MANGOLIN, L. P.; SANCHES, P. V. (2019). Urbanized tributary causes loss of biodiversity in a neotropical river segment. *Springer nature Switzerland*, vol. 230: 118.

JOHNSON, L. (2019). Seonyudo Park. Disponível em: <https://lesliejohnson89.wordpress.com/tag/seoul/>. Acesso em: 20 fev. 2019.

JOLY, A. B. (2002). *Botânica: Introdução à Taxonomia Vegetal*. São Paulo: Companhia editora nacional.

JORDÃO, E. P. (2011). *Tratamento de esgotos domésticos*. Artes gráficas e editora Ltda, 6ª ed. Rio de Janeiro.

KANGAS, J.; PESONEN, M.; KURTTILA, M.; KAJANUS M. (2001). A‘WOT: Integrating the AHP with SWOT analysis. Sixth international symposium on the analytic hierarchy process- ISAHP 2001 (August 2-4, 2001, Bern, Switzerland), 189-198, Disponível em: <http://www.isahp.org/2001Proceedings/Papers/037-P.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2019.

KAJANUS, M.; LESKINEN, P.; KURTTILA, M. (2012). Making use of MCDS methods in SWOT analysis—Lessons learnt in strategic natural resources management. *Forest policy and economics*, vol. 20: 1–9.

KIM, H.; JUNG, Y. (2019). Is Cheonggyecheon sustainable? A systematic literature review of a stream restoration in Seoul, South Korea. *Sustainable cities and society*, vol. 45: 59–69.

KUROKI, L. Y. (2018). Avaliação do interesse e percepção ambiental de moradores do entorno dos trechos de três córregos urbanos submetidos à revitalização em Sorocaba-SP. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual Paulista, Sorocaba.

KURTTILA, M.; PESONEN, M.; KANGAS, J. (2000) Utilizing the analytic hierarchy process (AHP) in SWOT analysis - a hybrid method and its application to a forest-certification case. *Forest policy and economics*, vol. 1: 41-52.

LESKINEN, L.A.; LESKINEN, P.; KURTTILA, M.; KANGAS, J.; KAJANUS, M. (2006). Adapting modern strategic decision support tools in the participatory strategy process—a case study of a forest research station. *Forest policy and economics*, vol. 8: 267-278.

LI L.; ZHENG, B.; LIU, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia environmental sciences*, vol. 2: 1510–1524.

LIN, Z.; HUI MIN, Y.; YUNFENG, H. (2017). Overview of ecological restoration technologies and evaluation systems. *Journal of resources and ecology*, vol. 8 n. 4.

LOGAR, I.; BROUWER, R.; PAILLEX, A. (2019). Do the societal benefits of river restoration outweigh their costs? A cost-benefit analysis. *Journal of environmental management*, vol. 232: 1075-1085.

LU, W.; FON, R. A.; CHENG, S. (2019). Assessing the context and ecological effects of river restoration – A metaanalysis. *Ecological engineering*, vol. 136: 30–37.

MACHADO, N. G.; NASSARDEN, D. C. S.; SANTOS, F. (2015). Chironomus larvae (Chironomidae: Diptera) as water quality indicators along an environmental gradient in a neotropical urban stream. *Rev. amb. & água*, vol. 10: 298-390.

MALEKI, S.; SOFFIANIAN, A. R.; KOUPAEI, S. S. (2018). Wetland restoration prioritizing, a tool to reduce negative effects of drought; An application of multicriteria-spatial decision support system (MC-SDSS). *Ecological engineering*, vol. 112: 132-139.

MARTIN, D. M. (2017). Ecological restoration should be redefined for the twenty-first century. *Restoration ecology*, vol. 25, n.5: 668-673.

MATZEK, V.; GORNISH, E. S.; HULVEY, K. B. (2017). Emerging approaches to successful ecological restoration: five imperatives to guide innovation. *Restoration ecology*, vol. 25: 110-113.

MCDONALD, T.; GANN, G.D.; JONSON, J.; DIXON, K.W. (2016). International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. SER - Society for Ecological Restoration, Washington, D.C.

MIGUEZ, M. G.; VERÓL, A. P. (2016). Drenagem urbana: do projeto tradicional à sustentabilidade. Rio de Janeiro: Elsevier.

MONTEIRO, P. B. C. L.; CABRAL, J. J. S. P. (2018). Análise SWOT da gestão de águas subterrâneas no Piauí. *REGA*, vol. 15, e5.

NOORHOSSEINI, S. A.; ALLAHYARI, M. S.; DAMALAS, C. A. (2017). Public environmental awareness of water pollution from urban growth: the case of Zarjub and Goharrud rivers in Rasht, Iran. *Science of the total environment*, vol. 599: 2019-2025.

ODUM, E. P. e Barret, G. W. (2007). Fundamentos de ecologia. Tradução da 5ª edição americana. São Paulo, São Paulo: Thompson.

OLIMPIO, B. C. (2019). Identificação de espécies vegetais que estão em fase de crescimento num trecho de rio urbano e concretado submetido a ações de recuperação ambiental. Relatório Parcial de Iniciação Científica – PIBIC.

PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F.; POFF, N. L. (1997). Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration ecology*, vol. 5: 291-300.

PALMER, M. A.; BERNHARDT, E. S.; ALLAN, J. D. (2005). Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of applied ecology*, vol. 42: 208–217.

PAN, B.; YUAN, J.; ZHANG, X. (2016). A review of ecological restoration techniques in fluvial rivers. *Journal of sediment research*, vol. 31: 110-119.

PANDER, J.; MUELLER, M.; GEIST, J. (2018). Habitat diversity and connectivity govern the conservation value of restored aquatic floodplain habitats. *Biological conservation*, vol. 217: 1–10.

PEREIRA, A. L. (2011). Princípios da restauração de ambientes aquáticos continentais. *Boletim da associação brasileira de limnologia*, vol. 39 (2): 1-21.

PODIMATA, M. V.; YANNOPOULOS, P. C. (2013). Evaluating challenges and priorities of a trans-regional river basin in Greece by using a hybrid SWOT scheme and a stakeholders' competency overview, *International journal of river basin management*, vol. 11:1, 93-110.

POLIZZI, C.; SIMONETTO, M.; BARAUSSE, A. (2015). Is ecosystem restoration worth the effort? The rehabilitation of a finish river affects recreational ecosystem services. *Ecosystem services*, vol. 14: 158-169.

QU, Y.; SUN, G.; LUO, C. (2019). Identifying restoration priorities for wetlands based on historical distributions of biodiversity features and restoration suitability. *Journal of environmental management*, vol. 231: 1222–1231.

REITSEMA, R. E.; MEIRE, P.; SCHOELYNCK, J. (2018). The future of freshwater macrophytes in a changing world: dissolved organic carbon quantity and quality and its interactions with macrophytes. *Frontiers in plant science*, vol. 09: 629.

RIENTE, L. A. (2017). Efeitos antrópicos na qualidade da água no córrego Cantagalo - Três Rios/RJ. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Gestão Ambiental) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Três Rios - RJ.

ROCHA, S. (2015). *Estatística Geral e Aplicada para os Cursos de Engenharia*. 2. ed. São Paulo: Atlas.

RODRÍGUEZ-MERINO, A.; GARCÍA-MURILLO P.; CIRUJANO, S. (2018). Predicting the risk of aquatic plant invasions in Europe: How climatic factor and anthropogenic activity influence potential species distributions. *Journal for nature conservation*, vol. 45: 58-71.

ROSSA-FERES, D. C.; SAWAYA, R. J.; FAIVOVICH, J. (2011). Anfíbios do estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. *Biota neotrópica*, vol. 11: 47-66.

Rumex crispus L. (2019). Disponível em: <https://www.asturnatura.com/especie/rumex-crispus.html>. Acesso em: 17 de jul. 2019.

SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Sorocaba (2006). Projeto básico do reservatório de retenção de cheias do córrego água vermelha. Volume I, nov. 2006.

SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Sorocaba (2019a). Município de Sorocaba – Bacias de Drenagem. Disponível em: http://www.saaesorocaba.com.br/downloads/Sorocaba_Bacias.pdf. Acesso em: 22 jan. 2019.

SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Sorocaba (2019b). Programa de despoluição do rio Sorocaba. Disponível em: <http://www.saaesorocaba.com.br/programa-de-despoluicao-do-rio-sorocaba/>. Acesso em: 20 mar. 2019.

SABIÁ, R. J.; MARINS, F. A.; SALOMON, V. (2015). Determination of the most appropriate policy for river basin management. *International journal of the analytic hierarchy process*, vol. 7: 201-210.

SAATY, T.L. (1977). A scaling method for priorities in hierarchical structures. *J. Math. psychology*, vol. 15: 234-281.

SAATY, T.L. (2003). Decision aiding decision-making with the AHP: Why is the principal eigenvector necessary. *European journal of operational research*, vol. 145: 85–91.

SANTOS, M. C. M. R. (2019). Padrões de germinação e crescimento da espécie ruderal *Bidens alba* (L.) sob diferentes características de substratos e água de irrigação. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual Paulista, Sorocaba.

SCHOELYNCK, J.; GROOTE, T.; BAL, K. (2012). Self-organised patchiness and scale-dependent bio-geomorphic feedbacks in aquatic river vegetation. *Ecography*, vol. 35: 760–768.

SIGRH – Sistema Integrado de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (2019). Comitê de Bacia Hidrográfica Sorocaba Médio Tietê. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhsmt/apresentacao>. Acesso em: 22 ago. 2019.

SILVA, A. M.; SANTOS, A. R.; FERNANDES, R. A. (2013). Hydrosedimentological disequilibrium in a small, urbanized watershed. *Acta limnologica brasiliensia*, vol. 25: 140-149.

SILVA, A. M. (2015a). Recuperação ambiental: tecnologias para solução de problemas de degradação ambiental de larga, média e pequena escalas. Projeto de Pesquisa em desenvolvimento (com financiamento FAPESP – processo 2015/20560-6), 23 p.

SILVA, A. M.; CASTELLI, K. R.; BORTOLETO, L. A. (2018). Successes and failures reported in a multiscaled framework constituted by biophilic projects engineered toward environmental recovery. *Land degradation development*, vol. 29: 4146-4157.

SILVA, G. B. (2019). Mapeamento da cobertura da terra de três microbacias localizadas em Sorocaba-SP: subsídio para projeto de revitalização de rios urbanos. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual Paulista, Sorocaba.

SILVA, P.; PIRES, M. (2007). Renaturalização de rios, em áreas de trechos urbanos com a aplicação de técnicas de bioengenharia em obras de engenharia hidráulica. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo, SP.

SILVA, R. A. (2015b). Desenvolvimento de uma chave para apoio no diagnóstico e na tomada de decisão de ações de recuperação ambiental de cursos d'água degradados. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Estadual Paulista, Sorocaba.

SILVA, R. A. (2018). Concepção e avaliação de técnicas de restauração de trechos de córregos urbanos com leito concretado em Sorocaba (SP). Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental – em andamento) - Universidade Estadual Paulista, Sorocaba.

SMITH, W. S.; SILVA, F. L.; BIAGIONI, R. C. (2019). River dredging: when the public power ignores the causes, biodiversity and science. *Ambiente & sociedade*, vol. 22: e00571.

SOMOROWSKA, U.; LASZEWSKI, M. (2019). Quantifying streamflow response to climate variability, wastewater inflow and sprawling urbanization in a heavily modified river basin. *Science of the total environment*, vol. 656: 458-467.

SOUSA, D. J. L. (2018). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. *Polygonaceae in*. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB13718>. Acesso em: 02 set. 2019.

SOUZA, V.; LORENZI, H. (2012). Botânica Sistemática. 3ª Edição. Instituto Plantarum de Estudos da Flora LTDA: Nova Odessa.

STAENTZEL, C.; COMBROUX, I.; BARILLIER, A. (2019). Effects of a river restoration project along the Old Rhine River (France-Germany): Response of macroinvertebrate communities. *Ecological engineering*, vol. 127: 114–124.

SZOSZKIEWICZ, K.; CIECIERSKA, H.; KOLADA, A. (2014). Parameters structuring macrophyte communities in rivers and lakes – results from a case study in North-Central Poland. *Knowledge and management of aquatic ecosystems*, vol.: 415, 08.

TAVARES, P. O. (2013). Análise de intervenções urbanas e suas articulações com a legislação na cidade de Belo Horizonte. Dissertação (Mestrado em Construção Civil) – Universidade Federal do Estado de Minas Gerais, Belo Horizonte.

THOMAZ, S; CUNHA, E. (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages composition and biodiversity. *Acta limnologica brasiliensia*, vol. 22: 218-236.

THOUVENOT, L.; PUECH, C.; MARTINEZ, L. (2013). Strategies of the invasive macrophyte *Ludwigia grandiflora* in its introduced range: Competition, facilitation or coexistence with native and exotic species?. *Aquatic botany*, vol. 107: 8–16.

TORRES, C. J. F. (2014). Desenvolvimento metodológico para apoio à tomada de decisão sobre o programa de efetivação do enquadramento dos corpos d'água. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) - Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia (UFBA).

TOOSI, A. S.; CALBIMONTE, G. H.; NOURI, H. (2019). River basin-scale flood hazard assessment using a modified multi-criteria decision analysis approach: A case study. *Journal of hydrology*, vol. 574: 660–671.

TRIVINHO-STRIXINO, S. (2011). Chironomidae (Insecta, Diptera, Nematocera) do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota neotrópica*, vol. 11: 675-684.

TUCCI, C. E. M. (2009). Hidrologia: ciência e aplicação. 4. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (2008). Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos, 631p.

URBAN, R. C.; MANFRÉ, L. A.; SILVA, A. M. (2011). Análise de superfície de tendência de variáveis de solo em ambiente prioritariamente urbano. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR. p. 9231.

US Army Corps of Engineers (1982). A guide to the George Palmiter river restoration techniques. Engineer institute for water resources.

VALENTE, R. A.; PETEAN, F. C. S.; VETTORAZZI, C. A. (2017). Multicriteria decision analysis for prioritizing areas for forest restoration. CERNE, vol. 23: p. 53-60.

VÁSQUEZ, W. F.; REZENDE, C. E. (2016). Willingness to pay for the restoration of the Paraíba do Sul river: A contingent valuation study from Brazil. Ecohydrology & hydrobiology.

VON SPERLING, M. (2014). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. 4ª edição. Belo Horizonte: UFMG, 470 p.

WEIHRICH, H. (1982). The TOWS matrix- A tool for situational analysis, Long Range Planning, Vol. 15: 54-66.

WILLIAMS, M. R.; BHATT, G.; FILOSO, S. (2017). Stream restoration performance and its contribution to the Chesapeake Bay TMDL: Challenges posed by climate change in urban areas. Estuaries and coasts, DOI 10.1007/s12237-017-0226-1.

WILLIAMS, M. R.; WESSEL, B. M.; FILOSO, S. (2016). Sources of iron (Fe) and factors regulating the development of flocculate from Fe-oxidizing bacteria in regenerative streamwater conveyance structures. Ecological engineering, vol. 95: 723-737.

WINKING, C; LORENZ, A.; HERING, D. (2015). Restoration of a river system in an urban area: towards the good ecological potential of former sewage channels. REFORM International conference on river and stream restoration “Novel approaches to assess and rehabilitate modified rivers”. Wageningen, The Netherlands.

WMO - World Meteorological Organization (2018). WMO greenhouse gas bulletin No. 14. Disponível em: https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=5455. Acesso em: 06 mar. 2019.

YANG, P; LAID, D. Y. F.; Y. H.; TONGA, C. (2019). Carbon dioxide dynamics from sediment, sediment-water interface and overlying water in the aquaculture shrimp ponds in subtropical estuaries, southeast China. *Journal of environmental management*, vol. 236: 224-235.

YAVUZ, F.; BAYCAN, T. (2014). Application of combined analytic hierarchy process (AHP) and SWOT for integrated watershed management. *International Journal of the analytic hierarchy process*, vol. 6, issue 1.

ZEDLER, J. B. (2007). Success: An unclear, subjective descriptor of restoration outcomes. *Ecological restoration*, vol. 25:162-168.

ZEDLER, J. B. (2018). Communicating useful results from restoration ecology research. *Restoration ecology*, vol. 26: 395–398.

XU, X.; SHENG, D.; CHEN, X. Comprehensive assessment of the water ecological security of the Xiangjiang river basin based on physico-chemistry and organism indices. *Applied ecology and environmental research*, vol. 17: 4547-4574.

APÊNDICE A

Dados de medição de condições climatológicas:

Córregos e variáveis / Data		29/04/2017		25/06/2017		26/08/2017		28/10/2017		09/12/2017		24/02/2018							
R1	Clima	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção						
	Velocidade do vento (m/s)	máx.	0	0	máx.	0,5	2,2	máx.	0,2	0	máx.	0,1	0	máx.	1,5	0	máx.	0	0,1
		mín.	0	0	mín.	0	0	mín.	0	0	mín.	0	0	mín.	0	0	mín.	0	0
	Umidade Relativa (%)	55	55	61,3	55	50,6	44,8	70,6	71,4	61,3	51,1	33,8	45,6						
	Temperatura (°C)	20,8	20,8	21,5	23,6	17,3	17,3	20,8	20,8	25,5	29,5	21,8	21,8						
Luminância (lux)	16060	14550	-	2400	-	-	12310	14320	-	-	-	-							
R2	Clima	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção						
	Velocidade do vento (m/s)	máx.	2,4	1,6	máx.	0,3	0	máx.	0	0,1	máx.	0,1	2,0	máx.	0,1	0,9	máx.	1,1	0
		mín.	0	0	mín.	0	0	mín.	0	0	mín.	0	0	mín.	0	0	mín.	0	0
	Umidade Relativa (%)	52,7	52,7	46,3	43,7	50,7	42,4	62,4	60,6	54,4	55,3	32,3	43,3						
	Temperatura (°C)	20,5	20,5	28,2	27,8	22,7	22,7	23,6	23,6	28,4	27,9	25,8	25,8						
Luminância (lux)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17900	-	17900							
R3	Clima	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção	Montante	Intervenção						
	Velocidade do vento (m/s)	máx.	0,4	1,8	máx.	1	0,2	máx.	0	0	máx.	0,5	1,0	máx.	0	0,1	máx.	0	0,1
		mín.	0	0,5	mín.	0	0	mín.	0	0	mín.	0	0	mín.	0	0	mín.	0	0
	Umidade Relativa (%)	51,8	51,8	51,8	53,9	39,4	40,6	58,1	56,1	60,8	61	46,3	46,3						
	Temperatura (°C)	23,8	23,8	23,7	22,9	24,6	24,6	23,0	23,0	26,1	26,4	25,3	25,3						
Luminância (lux)	11650	18180	2690	4850	-	-	16540	17340	1020	604	3050	3790							

Legenda: R1: Córrego R1, R2: Córrego R2, R3: Córrego R3.

APÊNDICE B

Método AHP – Escolha do córrego que apresentou melhor conformidade com os objetivos

Matriz dos critérios:

Critérios:	Surgimento de espécies vegetais na intervenção.	Surgimento de espécies de invertebrados na intervenção.	Retenção teor de carbono orgânico intervenção	Redução da DBO entre os pontos montante e intervenção.	Redução da temperatura da água entre os pontos montante e intervenção.	A restauração não necessitou de manutenção.	A restauração apresentou benefícios à sociedade.
Surgimento de espécies vegetais na intervenção.	1,0	3,0	6,0	4,0	5,0	9,0	2,0
Surgimento de espécies de invertebrados na intervenção.	0,3	1,0	4,0	2,0	3,0	4,0	0,7
Retenção teor de carbono orgânico intervenção	0,2	0,3	1,0	0,5	0,7	2,0	0,3
Redução da DBO entre os pontos montante e intervenção.	0,3	0,5	2,0	1,0	2,0	7,0	0,5
Redução da temperatura da água entre os pontos montante e intervenção.	0,2	0,3	1,4	0,5	1,0	3,0	0,5
A restauração não necessitou de manutenção.	0,1	0,3	0,5	0,1	0,3	1,0	0,3
A restauração apresentou benefícios à sociedade.	0,5	1,4	4,0	2,0	2,0	4,0	1,0

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	7,186
n (dimensão da matriz)	7,000
ic (índice de consistência)	0,031
IR (índice randômico)	1,320
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,023

Matriz das alternativas dentro de cada critério:

Surgimento de espécies vegetais na intervenção.	R1	R2	R3
R1	1	8	9
R2	0,125	1	1
R3	0,1111	1	1

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	3,00154
n (dimensão da matriz)	3,000
ic (índice de consistência)	0,001
IR (índice randômico - ver tabela)	0,580
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,001

Surgimento de espécies de invertebrados na intervenção.	R1	R2	R3	
	R1	1	4	7
	R2	0,25	1	4
	R3	0,1429	0,25	1

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	3,076
n (dimensão da matriz)	3,000
ic (índice de consistência)	0,038
IR (índice randômico - ver tabela)	0,580
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,066

Retenção teor de carbono orgânico intervenção	R1	R2	R3	
	R1	1	8	7
	R2	0,125	1	1
	R3	0,1429	1	1

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	3,002
n (dimensão da matriz)	3,000
ic (índice de consistência)	0,001
IR (índice randômico - ver tabela)	0,580
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,002

Redução da DBO entre os pontos montante e intervenção.	R1	R2	R3	
	R1	1	3	7
	R2	0,3333	1	5
	R3	0,1429	0,2	1

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	3,065
n (dimensão da matriz)	3,000
ic (índice de consistência)	0,032
IR (índice randômico - ver tabela)	0,580
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,056

Redução da temperatura da água entre os pontos montante e intervenção.	R1	R2	R3
R1	1	2	0,5
R2	0,5	1	0,2
R3	2	5	1

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	3,006
n (dimensão da matriz)	3,000
ic (índice de consistência)	0,003
IR (índice randômico - ver tabela)	0,580
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,005

A restauração não necessitou de manutenção.	R1	R2	R3
R1	1	2	2
R2	0,5	1	2
R3	0,5	0,5	1

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	3,054
n (dimensão da matriz)	3,000
ic (índice de consistência)	0,027
IR (índice randômico - ver tabela)	0,580
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,046

A restauração apresentou benefícios à sociedade.	R1	R2	R3
R1	1	7	6
R2	0,1429	1	1
R3	0,1667	1	1

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	3,003
n (dimensão da matriz)	3,000
ic (índice de consistência)	0,001
IR (índice randômico - ver tabela)	0,580
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,002

APÊNDICE C

Método AHP-SWOT (A'WOT)

Matriz dos critérios:

	FORÇA	FRAQUEZA	OPORTUNIDADE	AMEAÇA
FORÇA	1	4	0,5	2
FRAQUEZA	0,25	1	0,111111	0,5
OPORTUNIDADE	2	9	1	7
AMEAÇA	0,5	2	0,142857	1

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	4,041
n (dimensão da matriz)	4,000
ic (índice de consistência)	0,014
IR (índice randômico - ver tabela)	0,900
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,015

Matriz das alternativas dentro de cada critério:

	Obras de baixo custo	Fácil implantação e execução	Crescimento rápido Vegetação espontânea
FORÇA:			
Obras de baixo custo	1	2	3
Fácil implantação e execução	0,5	1	2
Crescimento rápido Vegetação espontânea	0,333333	0,5	1

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	3,009
n (dimensão da matriz)	3,000
ic (índice de consistência)	0,005
IR (índice randômico - ver tabela)	0,580
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,008

	Necessária manutenção	Pouco apoio e pessoas especializadas	Espécies indicadoras de esgoto presente na água
FRAQUEZA:			
Necessária manutenção	1	0,25	1
Pouco apoio e pessoas especializadas	4	1	2
Espécies indicadoras de esgoto presente na água	1	0,5	1

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	3,054
n (dimensão da matriz)	3,000
ic (índice de consistência)	0,027
IR (índice randômico - ver tabela)	0,580
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,046

	Utilização de materiais reciclados	Visibilidade e disseminação do projeto para população	Melhorar qualidade da água com obras simples
OPORTUNIDADE:			
Utilização de materiais reciclados	1	2	0,142857
Visibilidade e disseminação do projeto para população	0,5	1	0,111111
Melhorar qualidade da água com obras simples	7	9	1

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	3,022
n (dimensão da matriz)	3,000
ic (índice de consistência)	0,011
IR (índice randômico - ver tabela)	0,580
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,019

	Surgimento de espécies invasoras	Danificação das obras por parte de população desinformada	Risco de chuva intensa e carreamento das obras
AMEAÇA:			
Surgimento de espécies invasoras	1	0,5	0,142857
Danificação das obras por parte de população desinformada	2	1	0,25
Risco de chuva intensa e carreamento das obras	7	4	1

Análise de Consistência:

YMAX (autovalor)	3,002
n (dimensão da matriz)	3,000
ic (índice de consistência)	0,001
IR (índice randômico - ver tabela)	0,580
RC (razão de consistência deve ser $\leq 0,1$)	0,002