



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

MARCOS VINICIUS COSTA RODRIGUES

**MATRIZ DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL
RÁPIDA (RIAM) APLICADA À DEFINIÇÃO DE
PRIORIDADES DE INTERVENÇÃO EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS URBANAS**

Londrina
2021

MARCOS VINICIUS COSTA RODRIGUES

**MATRIZ DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL
RÁPIDA (RIAM) APLICADA À DEFINIÇÃO DE
PRIORIDADES DE INTERVENÇÃO EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS URBANAS**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Fernandes

Londrina
2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Rodrigues, Marcos Vinicius Costa.

Matriz de Avaliação de Impacto Ambiental Rápida (RIAM) aplicada à definição de prioridades de intervenção em bacias hidrográficas urbanas / Marcos Vinicius Costa Rodrigues. - Londrina, 2021.
210 f.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Fernandes.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2021.

Inclui bibliografia.

1. Planejamento urbano - Tese. 2. Nascentes - Tese. 3. Gerenciamento - Tese. 4. Recursos hídricos - Tese. I. Fernandes, Prof. Dr. Fernando. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. III. Título.

CDU 62

MARCOS VINICIUS COSTA RODRIGUES

**MATRIZ DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL RÁPIDA (RIAM)
APLICADA À DEFINIÇÃO DE PRIORIDADES DE INTERVENÇÃO EM
BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando Fernandes
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Harry Alberto Bollmann
Pontifícia Universidade Católica do Paraná -
PUCPR

Prof. Dr. Carlos Mello Garcias
Pontifícia Universidade Católica do Paraná -
PUCPR

Londrina, 04 de fevereiro de 2021.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Fernando Fernandes, meu orientador e amigo, que aceitou transformar um trabalho de engenharia em um trabalho acadêmico. Agradeço também a oportunidade por trabalhar ao seu lado e por todos os ensinamentos que me repassou desde que o conheci. Agradeço muito por isso.

Aos Professores Carlos Garcias e Harry Bollmann por fazerem parte tanto da banca de qualificação quanto de defesa deste trabalho e por todos os comentários, críticas e sugestões que com certeza enriqueceram o trabalho e agregaram muito valor em minha vida acadêmica.

A minha mãe por sempre estar ao meu lado me ajudando e sempre me apoiando em todas as decisões que tomo em minha vida. Obrigado por todo o carinho de mãe e por ser a minha melhor amiga.

A equipe de campo e realização de apoio do trabalho, Dr. Diego Vila Guimarães, Doutorando Renan Borelli Galvão, Engenheiro Ambiental Thiago Landi, obrigado por toda a contribuição de vocês e não só pelos trabalhos de campo, mas por toda força doada a este trabalho e discussões.

A equipe da Prefeitura do Município de Arapongas, Engenheiro Agrônomo Carlos Helbel, Guardas Municipais Emerson Alves e Fabio Guerino Vicentin, ao estagiário Pedro Octavio Gobbo.

Ao futuro mestre Maurício Aparecido Bortoloti, obrigado por todo o apoio durante as disciplinas, durante meu período no laboratório e também durante a pequena ajuda minha em seu trabalho, nas composteiras, no reator e durante a trajetória do mestrado. Meus sinceros agradecimentos.

A Adriana Zemiani por toda a ajuda e conhecimento repassado ao longo do período em que trabalhei no laboratório e disciplinas cursadas.

À Emily Giany Assunção e à Professora Emília Kiyomi Kuroda por todo o auxílio do uso laboratorial para que fosse possível realizar as análises do IQA.

Aos demais amigos e colegas de mestrado que por acaso não citei nomes, mas saibam que os terei com carinho comigo pelo resto da vida.

Aos Professores Admir Créso Targino, Maurício Moreira dos Santos e

Orlando de Carvalho Junior que contribuíram no meu crescimento e desenvolvimento profissional durante a graduação e que com certeza são parte do profissional e pesquisador que eu sou hoje. Meus agradecimentos por vocês sempre serão citados.

Ao meu pai que estou certo de que mesmo lá no céu está orgulhoso de mim, a minha mãe por me aturar durante todos esses anos e ainda assim me engatilhar para sempre ir além. Ao meu irmão, por ser parte primordial da minha vida e por ser o elo responsável pelo primeiro contato com as pessoas que me deram a oportunidade da realização desse trabalho.

Ao pessoal do escritório, que sempre me ajudaram a buscar inovação nas minhas atividades, muito obrigado.

Aos meus estagiários, Alex da Cunha Molina, Beatriz Redondo Ribeiro e Rafael Pietroski Galvão, por todo o apoio e auxílio prestados.

A Universidade Estadual de Londrina, juntamente com o Instituto de Tecnologia e Desenvolvimento Econômico e Social e a Prefeitura de Araçongas, pela oportunidade da realização deste trabalho. Meu sincero muito obrigado.

“Menos copiar, mais se inspirar”

RODRIGUES, M. V. C. **Matriz de Avaliação de Impacto Ambiental Rápida (RIAM) Aplicada à Definição de Prioridades de Intervenção em Bacias Hidrográficas Urbanas**. 2021. 210p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021.

RESUMO

O crescimento urbano pouco sustentável, atrelado às mudanças climáticas, gera impactos negativos às cidades. Na área ambiental, pode-se observar processos erosivos, deslizamentos de terra, inundações, contaminação de rios urbanos, descarte irregular de resíduos sólidos, destruição da mata ciliar, estruturas de drenagem urbana danificadas, ligações clandestinas de esgoto sanitário ou efluentes, dentre outros. Portanto, o planejamento territorial por meio de bacias hidrográficas torna-se uma excelente ferramenta de gestão para contornar esses problemas, justamente numa época em que as degradações dos recursos hídricos impõem o rodízio no fornecimento de água potável a várias cidades brasileiras. O objetivo do trabalho foi aplicar a metodologia da Matriz de Avaliação de Impacto Ambiental Rápida (RIAM) às nascentes urbanas envolvendo variáveis referentes às características físicas das bacias hidrográficas urbanas, vegetação, processos erosivos, sistemas de drenagem urbana, resíduos sólidos e águas residuárias, para estabelecer uma ordem de prioridades de intervenção. A aplicação do IQA (CETESB) em três locais distintos, um com urbanização consolidada, outro em processo de urbanização e o último com características rurais no entorno, permitiu verificar se os aspectos importantes levantados realmente influenciavam na qualidade da água. Foram realizadas visitas *in loco* em 27 nascentes urbanas do município de Arapongas-PR abrangendo um raio de 200 m no seu entorno. De maneira complementar, dentro desse raio, foram analisadas: a cobertura, uso e ocupação do solo (MapBiomass); pedologia (ITCG); e declividade (SRTM/NASA). Os dados foram tratados no software QGIS e plugin QSWAT+. Os fatores mais impactantes observados nas bacias urbanas foram o sistema de drenagem de águas pluviais com partes desconexas, o qual apresentava voçorocas, e uma má preservação da APP. As nascentes cujo o entorno tinha como característica a urbanização consolidada, receberam os piores valores do saldo ambiental da RIAM, como por exemplo a 2a (-284), 2b (-390), 4a (-354), 5b (-346) e 5c (-322). Por outro lado, bacias urbanas cujas características eram de atividades rurais foram as de menor necessidade de intervenções, o que mostra o grande impacto nos recursos hídricos de uma urbanização não sustentável. Em relação à análise do IQA, o monitoramento de rios urbanos é dinâmico, mas novamente, locais com urbanização consolidada apresentaram pior qualidade, a exemplo a nascente 2b (Bandeirantes do Norte), cujos valores de NKT chegaram a 132,50 mg.L⁻¹ e DBO de 12,56 mg.L⁻¹. Por fim, a RIAM foi espacializada em mapa, o qual facilita aos tomadores de decisão e gestores públicos, conduzirem os recursos públicos de uma maneira mais eficiente às áreas de maior urgência ou locais definidos como prioritários. Isso evita gastos desnecessários e faz da RIAM uma ferramenta de diagnóstico das bacias hidrográficas urbanas, demonstrando os principais problemas que nelas ocorrem.

Palavras-chave: Planejamento Urbano. Nascentes. Gestão. Recursos Hídricos. Gerenciamento.

RODRIGUES, M. V. C. **Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) for Urban Watershed Management Prioritization**. 2021. 210p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021.

ABSTRACT

The urban growth when poorly sustainable and linked with the climate change it bring negative impacts to the cities. At the environment, erosion, landslide, inundation, water pollution of the urban rivers, illegal solid waste disposal, damaged drainage structures with disconnected parts, clandestine sewage or effluent discharge, degradation of the vegetation, among others, cab be cited as impacts of the urbanization. Because of that, planning the territory using the watershed is an excellent management tool to manage those problems when nowadays the degradation of the hydric resources imposes a rotation of the potable water supply in many Brazilian cities. The aim was to use the Rapid Environmental Impact Assessment Matrix (RIAM) on the urban headwaters using variables as physical characteristics of the urban watersheds, vegetation buffer, soil erosion, urban drainage systems and illegal disposal of solid waste and discharge of wastewater in order to established an Urban Headwater Management Prioritization (UHMAP). The use of IQA (CETESB) in three different spots with surround area of urbanized, ongoing urbanization and rural characteristics, allowed to verify if the survey aspects really had influence on water quality. A field survey was carried in 27 urban headwaters of the Arapongas city, state of Paraná and also within a 200 m radius in its surroundings to analyze the characteristics. Digital analysis was made with the software QGIS and its plugin QSWAT+ to treat data from SRTM (USGS) for slope and watershed physical characteristics, land cover and use (MapBiomias) and pedology (ITCG). The most impactful parameters were the drainage system with disconnected parts and bad preservation of the riparian forest. The urban headwaters with its surroundings as urbanized received the worst environmental score from RIAM, as an example 2a (-284), 2b (-390), 4a (-354), 5b (354) e 5c (-322). On the other hand, when the surroundings were rural activities, the environmental score were the best, which shows the impacts on the hydric resources of a not well sustainable urbanization. The IQA analysis showed again that urbanized areas received the lower water quality, for example the headwater 2b (Bandeirantes do Norte) with results of NKT of 132.50 mg.L⁻¹ and BOD of 12,56 mg.L⁻¹. With the RIAM map, the decision makers and the public managers can allocate more efficiently the public resources to places with more urgency or prioritization and then avoid unnecessary costs. Also, the RIAM is an excellent diagnosis tool for the urban watersheds, pointing the worst problems on it.

Key-words: Urban planning. Headwater. Management. Hydric Resources.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Representação de uma bacia hidrográfica, seu exutório e uma sub-bacia	22
Figura 3.2 – Exemplo de divisores de águas superficiais e subterrâneas.....	23
Figura 3.3 – Croqui de representação de relevo por TIN	25
Figura 3.4 – Representação de relevo e demonstração de grades de um MDE	26
Figura 3.5 – a) Exemplo de valores de altitude por grade. b) Códigos relacionados após os cálculos nas grades do MDE	27
Figura 3.6 – Significado dos códigos e respectivas direções para representação do escoamento superficial.....	28
Figura 3.7 – Representação dos fluxos em cada grade dos valores da Figura 3.5.....	28
Figura 3.8 – Croqui de uma bacia hidrográfica representada digital por meio de uma MDE	29
Figura 3.9 – Exemplo de ordem dos rios por Horton (1945)	31
Figura 3.10 – Exemplo de faixa sanitária ou faixa de transição em fundo de vale	42
Figura 4.1 – Localização da cidade de Araçatuba-PR	64
Figura 4.2 – Fluxograma para criação da rede hidrográfica a partir de SRTM e delimitação da bacia no QSWAT+	65
Figura 4.3 – Galaxy TAB E e GPSmap 62sc Garmin utilizado nos levantamentos de campo	73
Figura 4.4 – Pontos de coleta de amostras de água para análise do IQA	82
Figura 4.5 – Exemplo dos equipamentos utilizados para determinação do IQA.....	84
Figura 4.6 – Curva média em função da concentração medida dos parâmetros do IQA.....	86
Figura 5.1 – Bacias hidrográficas urbanas de Araçatuba e locais visitados in loco.....	108
Figura 5.2 – Mapa de declividade dentro das bacias urbanas de Araçatuba-PR	110
Figura 5.3 – Tipos de solo dentro das bacias urbanas de Araçatuba-PR	111

Figura 5.4 – Mapa de Cobertura, Uso e Ocupação do Solo com dados do MapBiomas	113
Figura 5.5 – Exemplo de solo exposto encontrado no córrego 5d	130
Figura 5.6 – Exemplo de processo de ravinamento no 5c (a), erosão no 5c (b) e voçoroca no 5b (c) encontrado in loco	130
Figura 5.7 – Exemplo de boca de lobo com entrada apenas pelo meio fio (a), apenas pela rua (b) e dupla com entrada pela rua e meio fio (c)	131
Figura 5.8 – Exemplo de boca de lobo obstruída	131
Figura 5.9 – Exemplo de galeria de águas pluviais danificada no córrego 3c	131
Figura 5.10 – Exemplo de dissipador de energia destruído no córrego 3b	132
Figura 5.11 – Resíduos sólidos dispostos de maneira pontual em área de APP	132
Figura 5.12 – Resíduos sólidos carregados de maneira difusa pelas águas das chuvas no córrego 3c	133
Figura 5.13 – Exemplo de coloração esverdeada encontrada no córrego 3b	133
Figura 5.14 – Priorização de Manejo das Nascentes Urbanas de Arapongas-PR com o uso da metodologia RIAM	134
Figura 5.15 – Pontos de coleta de amostras de água para análise do IQA	137
Figura 5.16 – Registro fotográfico dos pontos de amostragem de acordo com os dias de coleta de água	138
Figura 5.17 – Galeria de águas pluviais na parte superior da nascente 2b	141

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 – Coordenadas geográficas dos pontos de exutório utilizados para delimitar as bacias hidrográficas urbanas	66
Tabela 4.2 – Coordenadas geográficas dos pontos visitados em campo	67
Tabela 4.3 – Pesos aplicados para cada parâmetro do IQA.....	85
Tabela 5.1 – Dados resumidos do diagnóstico ambiental das nascentes urbanas – proporção de intervalos de declividade nas bacias urbanas	109
Tabela 5.2 – Dados resumidos do diagnóstico ambiental das nascentes urbanas – proporção de solos presente nas bacias urbanas	109
Tabela 5.3 – Dados resumidos do diagnóstico ambiental das nascentes urbanas – cobertura, uso e ocupação do solo das bacias urbanas	112
Tabela 5.4 – Dados resumidos do diagnóstico ambiental das bacias urbanas – características físicas das bacias urbanas	114
Tabela 5.5 – Dados resumidos do diagnóstico ambiental das nascentes urbanas – condicionantes ambientais encontradas em campo nas bacias	117
Tabela 5.6 – Análise da declividade e dos tipos de solo dentro do buffer de 200 m do entorno do ponto inicial da nascente (ponto amostrado em campo)	119
Tabela 5.7 – Porcentagem dos tipos de cobertura, uso e ocupação do solo dentro do buffer de 200 m dos pontos iniciais das nascentes (ponto amostrado in loco)	122
Tabela 5.8 – Análise da quantidade de classes por nascente urbana de acordo com a metodologia RIAM.....	127
Tabela 5.9 – Metodologia adaptada da matriz RIAM para priorização de manejo das nascentes urbanas	129
Tabela 5.10 – Informações referentes a localização, dia e horário das coletas nos pontos de amostra de água para análise do IQA	138
Tabela 5.11 – Resultados das coletas de água para análise do IQA.....	139
Tabela 5.12 – Limites de concentração para os parâmetros do IQA	140
Tabela 5.13 – Valores de “qi ^w ” obtidos para análise do IQA.....	142
Tabela 5.14 – Resultados obtidos para o IQA das nascentes 2a, 2b e 6a	143

LISTA DE QUADROS

Quadro 4.1 – Parâmetros utilizados para caracterização física das bacias hidrográficas urbanas.....	68
Quadro 4.2 – Sistema brasileiro e internacionais para classificação dos solos.....	72
Quadro 4.3 – Metodologias aplicadas para obtenção dos resultados dos parâmetros do IQA baseado em APHA (2012).....	83
Quadro 4.4 – Equações utilizadas para o cálculo do IQA.....	85
Quadro 4.5 – Classificação do IQA.....	87
Quadro 4.6 – Critérios, escala e descrição de avaliação de impacto.....	88
Quadro 4.7 – Importância, magnitudes, permanência, reversibilidade e efeito acumulativo dos impactos referentes as características físicas dos corpos hídricos e bacias em que estão inseridos.....	91
Quadro 4.8 – Importância, magnitudes, permanência, reversibilidade e efeito acumulativo dos impactos referentes a APP.....	94
Quadro 4.9 – Importância, magnitudes, permanência, reversibilidade e efeito acumulativo dos impactos referentes a processos erosivos.....	98
Quadro 4.10 – Importância, magnitudes, permanência, reversibilidade e efeito acumulativo dos impactos referentes as infraestruturas de drenagem urbana.....	100
Quadro 4.11 – Importância, magnitudes, permanência, reversibilidade e efeito acumulativo dos impactos referentes a disposição de resíduos sólidos e indícios da presença de águas residuárias.....	102
Quadro 4.12 – Matriz de Impacto Ambiental Rápida proposta para a priorização de manejo de nascentes urbanas.....	104
Quadro 4.13 – Conversão dos saldos ambientais para as escalas finais de análise.....	105
Quadro 5.1 – Bacias urbanas e fundos de vale urbanos percorrido in loco.....	107
Quadro 5.2 – Resumo da classificação da metodologia RIAM aplicadas as nascentes urbanas de Arapongas-PR.....	125

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADMC	Análise de Decisão Multicritério
APP	Área de Preservação Permanente
CETESB	Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
EEA	European Environmental Agency
EPA	Environmental Protection Agency
GIBH	Gerenciamento Integrado de Bacias Hidrográficas
GIRH	Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IQA	Índice de Qualidade da Água
MIA	Matriz de Avaliação de Impacto Ambiental
MS	Ministério da Saúde
PAB	Política Agrária Brasileira
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
RIAM	Matriz de Avaliação de Impacto Ambiental Rápida
SiBCS	Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos
SWAT	Soil Water Assessment Tool
SIG	Sistema de Informação Geográfica

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	19
3	REVISÃO DE LITERATURA	20
3.1	PROCESSOS DE URBANIZAÇÃO E PRESERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS	20
3.2	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DE BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	22
3.2.1	Representação De Relevo.....	24
3.2.2	Delimitação Digital Da Rede De Drenagem De Águas Pluviais.....	27
3.2.3	Escoamento Superficial E Rede De Drenagem.....	29
3.2.4	Forma Da Bacia.....	33
3.3	IMPACTO AMBIENTAL	35
3.3.1	Estudos De Avaliação De Impacto Ambiental	36
3.3.2	Exemplos De Métodos De Avaliação De Impacto Ambiental	37
3.3.3	Matriz De Avaliação De Impacto Ambiental Rápida (RIAM).....	38
3.4	COBERTURA, USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	39
3.5	ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE	40
3.5.1	Vias De Fundo De Vale, Vias Parque, Parques Lineares E Faixa Sanitária	41
3.6	PROCESSOS EROSIVOS	43
3.7	DRENAGEM URBANA SUSTENTÁVEL.....	45
3.7.1	Diferença Entre Enchentes, Inundações E Alagamentos	46
3.7.2	Cidades Resilientes.....	47
3.8	FONTES DE POLUIÇÃO PONTUAIS E DIFUSAS	49
3.9	ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA) PROPOSTO PELA CETESB.....	49
3.10	PRIORIZAÇÃO DO MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS E NASCENTES	57
4	MATERIAIS E MÉTODOS	63
4.1	LOCAL DO ESTUDO	64
4.2	ANÁLISE MORFOLÓGICA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS DE ARAPONGAS-PR	65

4.2.1	Caracterização Física Das Bacias Hidrográficas.....	68
4.2.2	Análise De Uso E Ocupação Do Solo	69
4.2.3	Análise De Pedologia	71
4.2.4	Declividade	72
4.3	MATERIAIS UTILIZADOS PARA O LEVANTAMENTO IN LOCO.....	73
4.4	ANÁLISE DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APP).....	73
4.4.1	Adequada A Legislação.....	74
4.4.2	Vias De Contorno No Fundo De Vale.....	74
4.4.3	Cercamento Das Nascentes.....	74
4.4.4	Solo Exposto	75
4.4.5	Presença De Animais De Grande Porte Dentro Da APP.....	75
4.5	ANÁLISE DOS PROCESSOS EROSIVOS	75
4.5.1	Análise In Loco Dos Processos Erosivos	76
4.5.2	Curvas De Nível E Propriedades Rurais	76
4.6	ANÁLISE IN LOCO DAS ESTRUTURAS DE DRENAGEM URBANA	76
4.6.1	Deficiência Hidráulica Das Bocas De Lobo Do Entorno Das Nascentes.....	77
4.6.2	Obstrução De Bocas De Lobo.....	78
4.6.3	Situação Das Tubulações Das Águas Pluviais	78
4.6.4	Situação De Eventuais Dissipadores.....	78
4.7	RESÍDUOS SÓLIDOS E ÁGUAS RESIDUÁRIAS	79
4.7.1	Indícios De Disposição Direta De Resíduos Na APP	80
4.7.2	Indícios De Arraste Por Águas Pluviais	80
4.7.3	Indícios De Lançamento De Águas Residuárias	80
4.8	ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA	80
4.8.1	Métodos E Equipamentos Utilizados Para Análise Dos Parâmetros Do IQA.....	82
4.8.2	Cálculo Do IQA.....	84
4.8.3	Fatores De Correção Do IQA	87
4.9	METODOLOGIA DE PRIORIDADE DE MANEJO: INTEGRAÇÃO DOS DADOS – MATRIZ RIAM.....	88
4.9.1	CrITÉRIOS RIAM Para As Características Físicas Das Bacias	90
4.9.2	CrITÉRIOS RIAM para APP.....	94
4.9.3	CrITÉRIOS RIAM Para Os Processos Erosivos.....	98

4.9.4	Critérios RIAM Para Infraestrutura De Drenagem Urbana	99
4.9.5	Critérios RIAM Para Resíduos Sólidos E Águas Residuárias.....	102
4.10	PROCESSAMENTO DOS DADOS, ELABORAÇÃO DA MATRIZ RIAM E PRODUÇÃO DE MAPA TEMÁTICO DE DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA PRIORIZAÇÃO DE MANEJO	104
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	107
5.1	DECLIVIDADE E PEDOLOGIA	108
5.2	COBERTURA, USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	112
5.3	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	114
5.4	RESUMO DO DIAGNÓSTICO DAS BACIAS URBANAS	117
5.5	DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DAS NASCENTES URBANAS	118
5.6	ANÁLISE DA PRIORIDADE DE MANEJO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS E CORPOS HÍDRICOS URBANOS	124
5.7	ANÁLISE DO IQA	137
5.8	COMPARAÇÃO COM TRABALHOS SEMELHANTES.....	144
5.9	MEDIDAS MITIGATÓRIAS	149
5.10	APLICABILIDADE DO MÉTODO.....	150
6	CONCLUSÕES	152
6.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	153
6.2	SUGESTÕES DE PESQUISAS FUTURAS.....	155
7	REFERÊNCIAS	156
	APÊNDICE A.....	183

1 INTRODUÇÃO

Antigas civilizações, a partir da mudança do costume nômade para o sedentarismo, fixavam-se próximas a regiões com disponibilidade hídrica. A exemplo, tem-se os egípcios que desenvolveram uma grande civilização às margens do rio Nilo, bem como a civilização mesopotâmica, nas proximidades dos rios Tigre e Eufrates.

Ao ter riqueza hídrica em seus arredores, era possível a existência de terras férteis e conseqüentemente, essas sociedades conseguiam sobreviver por meio de suas colheitas, mesmo em terras cujo clima era considerado como árido.

Com o passar do tempo, a intensa urbanização resultante dos processos de industrialização que ocorreram na Europa, a partir do século XVIII, trouxe também a degradação dos recursos hídricos. Isso está atrelado ao fato de que, à época exigia uma maior quantidade de mão-de-obra nas cidades para suprir o desenvolvimento industrial, bem como atingir as necessidades e demandas da população.

Portanto, mesmo com a evolução das técnicas de engenharia, e seus sistemas de controle da poluição que melhoraram as características de alguns rios, o desafio do desenvolvimento sustentável permanece. Além disso, áreas urbanas tendem a concentrar mais pessoas em espaços mais restritos, o que gera maiores impactos ambientais de maneira geral, muito embora os recursos hídricos sejam um dos mais prejudicados.

Nesse sentido, é justamente nas regiões urbanizadas que os recursos hídricos são mais afetados pela poluição, muitas vezes sendo degradados a um nível que impede seu uso como água de abastecimento e que até mesmo podem causar certas epidemias à população.

Ao buscar rios que sofreram com algum tipo de poluição ou catástrofes relacionadas a uma urbanização excessiva ou a questões envolvendo indústrias, podem ser citados os rios, Reno (nasce nos Alpes e passa pela Suíça, Alemanha, França e Holanda), Tamisa na Inglaterra, e o Rio Cuyahoga nos Estados Unidos, dentre os diversos outros que já sofreram com algum tipo de poluição na história.

O Rio Reno sofreu com uma intensa poluição no período entre as décadas de 1950 e 1970, devido aos despejos de efluentes industriais e esgoto sanitário sem qualquer tipo de tratamento. Como consequência, ocorreu o

desaparecimento de peixes. Em 1986 ocorreu o desastre em Basel, na Suíça, em que um incêndio em uma planta química fez com que centenas de toneladas de pesticidas contaminassem a água do rio. Entretanto, regulamentações mais rígidas e cooperações internacionais fizeram o papel de alinhar as medidas necessárias para que esse corpo hídrico que atravessa diversos países europeus pudesse ser recuperado.

Relatos sobre o Rio Tamisa indicam que em 1800 ele era um rio saudável e limpo cujo objetivo era incentivar a indústria pesqueira. Conforme o desenvolvimento e crescimento da população, ele acabou se tornando sujo e tóxico, tanto que entre 1831 e 1832 ocorreu a primeira epidemia de cólera, repetindo-se nos anos de 1848 e 1849 e 1854 e 1855. Tais epidemias fizeram com que investigações fossem realizadas, as quais mostraram que essa doença estava vinculada as condições precárias de vida e a poluição da água que as pessoas bebiam.

Para combater esse problema, a partir de 1889, Londres adotou medidas de ampliar os interceptores de esgoto e também a maneira com que tratavam o esgoto. Contudo, em 1957, o rio Tamisa foi declarado biologicamente morto pelo Museu de História Natural, pelo fato de não haver mais oxigênio naquele corpo hídrico. Um dos motivos dessa poluição desenfreada foi a época das guerras, nas quais as bombas que caíam sobre a cidade acabavam por destruir as estruturas da rede de esgotamento sanitário da cidade. Mesmo após a guerra, o período de recuperação era moroso em virtude da falta de recursos e toda a complexidade para reestruturação da cidade. Nesse contexto, apenas ao final da década de 60 que a cidade de Londres conseguiu ir aos poucos melhorando o seu sistema de esgoto sanitário e fez com que o Tamisa pudesse respirar novamente. Além disso, nas décadas de 70 e 80, houveram preocupações a respeito do uso de pesticidas e fertilizantes que eram carregados aos rios quando da ocorrência de chuvas. Entretanto, regulações mais restritivas foram sendo empregadas ao longo desse período, não só para os dois tipos de substâncias citados anteriormente, mas também para os descartes de efluentes provenientes de indústrias.

Muito embora nos dias de hoje o Rio Tamisa esteja muito mais limpo do que em 1950, atualmente existe o problema relacionado aos plásticos e microplásticos, alvos de pesquisas e diversos outros estudos.

Por outro lado, o Rio Cuyahoga, nos Estados Unidos, recebeu por muitas décadas poluição de resíduos industriais, cujo resultado em 1969 foi um

incêndio de escala catastrófica. Entretanto, outros relatos indicam que já haviam ocorrido outros episódios de incêndios. Esse fato colocou a cidade de Cleveland como uma cidade símbolo de degradação ambiental. Contudo, nos dias atuais a qualidade da água vem melhorando.

No Brasil, visto que 45% não têm de soluções de esgoto e 70% das cidades não têm estações de tratamento de esgoto, também existem alguns rios de maior destaque quando se fala em poluição. Em São Paulo, pode ser citado o Rio Tietê, o qual em cerca de 130km de sua extensão existe poluição por esgoto e poluentes que vem quando carregados pela chuva. Por outro lado, existem exemplos de rios brasileiros que, após investimentos em esgotamento sanitário e recuperação de matas ciliares, se recuperaram, sendo eles os rios Jundiaí e Sorocaba. O Rio Jundiaí em 2017 sofreu mudança de enquadramento em alguns trechos de classe 4 para 3, tornando o rio habitável para os peixes. Já o Rio Sorocaba teve um programa específico de despoluição de 2000 a 2016, que após as melhorias necessárias, reduziu as doenças de veiculação hídrica da região, bem como trechos do rio puderam ser utilizados para lazer, turismo, transporte e reurbanização da região.

Detalhe interessante a ser observado é que, como o comportamento hídrico é muito dinâmico e depende de inúmeras variáveis, todas as ações, programas ou projetos de despoluição de rios são morosos. Em outras palavras, pode demorar mais de 10, 15 anos para que os resultados venham a surtir efeitos, mas é sempre importante ter um ponto de partida no sentido de planejamento.

Sendo assim, a Política Agrária Brasileira (PAB) (Lei Federal nº 8.171, de 17 de janeiro de 1991), definiu a bacia hidrográfica como unidade básica de planejamento do uso, da conservação e da recuperação dos recursos naturais. Mesmo que a PAB seja específica para o ambiental rural, nada impede que o mesmo conceito seja utilizado em bacias hidrográficas urbanas, podendo sofrer acréscimos. Anos depois, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) (Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997) surgiu para nortear a gestão de recursos hídricos. Dessa maneira, definiu a bacia hidrográfica como sendo a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Ou seja, torna-se uma unidade territorial de planejamento e implementação de políticas por parte do Poder Público, com a atuação também dos usuários e das comunidades, de maneira que a gestão dos recursos hídricos seja descentralizada.

Portanto, os problemas de poluição de rios podem ser contornados a partir de um planejamento atrelado a um gerenciamento integrado de bacias hidrográficas (GIBH), através dos Planos de Bacia.

Por outro lado, ao utilizar a bacia hidrográfica como base para o planejamento territorial, deve-se levar em consideração não apenas os recursos hídricos, mas também aspectos sociais, econômicos, políticos e com destaque para os ambientais.

Todavia, em casos de grandes bacias hidrográficas há uma certa dificuldade em ações de controle e recuperação ambiental, tamanha a sua complexidade, biodiversidade e problemas em que nelas ocorrem. Há uma recomendação de caráter estratégico, que no caso seria a criação de setores menores, ou seja, divisão da bacia em microbacias ou unidades menores para realização de um planejamento mais operacional e prático, com apoio de iniciativas e experiências em microbacias (ANDREOLI e SOUZA, 1992; DOUROJEANNI, 1993; FRANK, 1995; LANNA, 1995; FRANK, 1997).

Do ponto de vista de microbacias, em zona rural, problemas como erosão, contaminação das águas por defensivos agrícolas, perda de cobertura vegetal, reflorestamentos inadequados e elevadas taxas de ocupação agrícola podem ocorrer. Na zona urbana, diferentemente, os problemas podem estar ligados a contaminação de rios por substâncias químicas perigosas ou elevadas cargas orgânicas, derivadas de processos industriais; sistemas de drenagem de águas urbanas mal dimensionados ou com partes desconexas e até mesmo com ligações clandestinas de esgoto doméstico ou efluentes diversos, sem contar a ocorrência de canalização de rios e nascentes e os eventos de inundações dada a impermeabilização descontrolado do solo. Além disso, tanto em meio rural urbano, podem ser carreados os sólidos presentes na superfície, cuja composição ai sim, varia de acordo com o meio.

Portanto, na linha de pensamento de uma gestão integrada, seja de bacias ou recursos hídricos e para contornar esses problemas, existem metodologias de priorização de manejo. Ou seja, alinhar os recursos públicos de maneira mais eficiente para que a federação, o estado ou o município, possam tomar medidas em locais de maior urgência ou locais definidos como prioritários, com base em aspectos técnicos que englobam análises ambientais, econômicas e sociais.

Nesse contexto, este trabalho é resultado de uma pesquisa no

município de Arapongas, estado do Paraná, e que partiu do interesse do próprio Poder Público em preservar os cursos d'água dentro do perímetro urbano, cujo objetivo era definir uma ferramenta de gestão das nascentes urbanas para criação de uma ordem de prioridade de manejo e intervenções, a partir de um diagnóstico ambiental das bacias hidrográficas e os corpos hídricos.

Com base nisso, no ano de 2019, a Prefeitura juntamente com a Sanepar, Emater e o Conselho Municipal de Meio Ambiente lançou o Projeto Água Limpa, para proteção e execução de ações de conservação dessas nascentes.

Assim, a partir de dados técnicos de campo e caracterização física das bacias hidrográficas urbanas do município, foi possível utilizar de uma metodologia em que fosse possível trabalhar esses dados de maneira qualitativa, a qual ao final, gerou uma ordem de prioridade de intervenção para às bacias hidrográficas urbanas.

A metodologia utilizada foi a da Matriz de Avaliação de Impacto Rápida (RIAM), cujo saldo ao final das análises foi traduzido em um mapa com a distribuição espacial com a ordem de prioridade de manejo das nascentes urbanas. Além disso, de acordo com os resultados, áreas mais urbanizadas são as que causam as maiores prioridades, principalmente vinculadas a falta de gerenciamento em questões envolvendo vegetação e as estruturas de drenagem de águas urbanas.

O uso especificamente da RIAM para definir uma ordem de prioridade de intervenções em bacias hidrográficas urbanas é uma lacuna de pesquisa e o presente trabalho é algo inédito no Brasil com o uso dessa metodologia. Dessa maneira, este trabalho pode servir como base em outras cidades ou adaptado para prover valiosas informações para os tomadores de decisão, planejadores urbanos e políticos, quando da definição de prioridade de manejo de nascentes urbanas.

2 OBJETIVOS

Objetivo geral:

Aplicar a metodologia da Matriz de Avaliação de Impacto Ambiental Rápida (RIAM) para estabelecer uma ordem de prioridade de intervenção em bacias hidrográficas urbanas.

Objetivos específicos:

- a) Compreender as características físicas das bacias urbanas do município utilizando SIG para variáveis relacionadas à tendência de inundações nas bacias;
- b) Caracterizar parâmetros como vegetação, processos erosivos, infraestrutura de drenagem urbana, resíduos sólidos e águas residuárias, por meio de levantamento *in loco*;
- c) Construir o mapa de prioridade de intervenção das bacias hidrográficas urbanas por meio da RIAM;
- d) Comparar o Índice de Qualidade de Água proposto pela CETESB em três nascentes distintas e verificar as diferenças relacionadas ao entorno como: urbanizado, em processo de urbanização e rural;

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 PROCESSOS DE URBANIZAÇÃO E PRESERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

O meio ambiente em outras palavras, pode ser entendido como o conjunto de interações entre o meio físico, biológico e antrópico, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas. Assim, a instalação das cidades se dá sobre um suporte ambiental físico, no qual estão incluídos o solo e o ar, bem como as águas. Este suporte para urbanização recebe todos os impactos oriundos desse processo.

Nesse contexto, os impactos sobre os recursos hídricos ocorrem tanto nos aspectos qualitativos, que literalmente influenciam na qualidade das águas urbanas, quanto em aspectos quantitativos, na ocorrência de construções e infraestruturas que podem diversificar os padrões de fluxo e a quantidade e energia da água que chega a um determinado corpo hídrico.

Além disso, outros impactos são a geração de esgotos domésticos atrelada com ligações clandestinas nas redes de drenagem urbana e descarte irregular de resíduos sólidos urbanos oriundos de fontes de poluição pontuais ou difusas, além de atividades industriais diversas, as quais muitas vezes acontecem devido a uma falta de planejamento urbano e questões políticas de zoneamento.

Não distante, o clima vem mudando nos últimos anos e chuvas cada vez mais intensas estão ocorrendo, e os sistemas de drenagem e as ocupações desordenadas não suportam as “novas” vazões, advindas dessas mudanças (FRANCO *et al.*, 2018; BALISTROCCHI e GROSSI, 2020; WANG *et al.*, 2020). Motivo pelo qual nos últimos 10 anos no Brasil, todo período chuvoso, em especial no verão, repete-se nos noticiários os problemas e mortes relativas a inundações e alagamentos.

Tais problemas, citados no parágrafo anterior, estão vinculados ao crescimento urbano ou expansão urbana, que muitas vezes impermeabiliza áreas com pavimentos, calçadas, telhados e outras obras de construção civil, sem ser dada a devida atenção a retenção de água de chuva, bem como uma disponibilidade adequada de áreas impermeáveis. Essa impermeabilização desordenada é um fator primordial que aumenta a velocidade do escoamento superficial da água da chuva às redes de drenagem urbana, as quais conduzem a água de maneira mais impactante

até o curso d'água, sem contar todo e qualquer poluente que no caminho se encontra e é carreador junto, além também dos resíduos sólidos.

Uma das maneiras que auxilia no controle desse escoamento superficial e serve como uma barreira física para a entrada dos poluentes é a mata ciliar das margens dos rios e córregos, que nem sempre são conservadas e tampouco são respeitadas as metragens estabelecidas pela Lei Federal do Código Florestal Brasileiro, ou pelas legislações municipais quando mais restritivas. Essa barreira vegetal serve tanto como uma barreira física, a qual segura sedimentos, resíduos, entre outros, quanto uma espécie de filtro para alguns poluentes de veiculação hídrica como o nitrogênio e o fósforo (RICHEL *et al.*, 2016; FRANKL *et al.*, 2018; LUI *et al.*, 2019).

Por outro lado, a poluição de rios urbanos é algo recorrente a anos, mas com o decorrer do tempo, as intervenções para despoluição foram sendo efetivadas. Basta olhar os exemplos dos rios Tâmesa na Inglaterra, o Reno com início na Suíça, e passa por França, Alemanha e Holanda, cujas intervenções trouxeram resultados positivos em termos de qualidade das águas, sanitários e a recuperação da vida aquática. No Brasil, um dos rios mais comentado sobre poluição é o Rio Tietê em São Paulo. Nasce a cerca de 22km do mar, em Salesópolis-SP, e percorre o estado de São Paulo, até desaguar no rio Paraná, Mato Grosso do Sul, com uma extensão total de 1.100km. Porém, cerca de 130km de sua extensão sofre com algum tipo de poluição. Mesmo que isso simbolize cerca de 12% apenas, da extensão total, os impactos negativos oriundos dessa fração causaram e ainda causam diversos problemas sanitários, sociais, de saúde pública, entre outros (MACHADO *et al.*, 2010).

Portanto, a análise das condições físicas dos corpos hídricos urbanos, bem como a análise dos sistemas de drenagem ali instaladas e das características geomorfológicas e físicas das bacias hidrográficas urbanas, juntamente com a cobertura e o uso e ocupação do solo, vegetação e a presença de descarte irregular de resíduos ou despejo incorreto de efluentes são de extrema importância para os planejadores urbanos e gestores públicos na tomada de decisão, e que muitas vezes se fosse dada a devida atenção, poderia evitar algumas das catástrofes que já ocorreram e ainda ocorrem no território brasileiro. Basta fazer uma pesquisa rápida sobre chuvas e os meses de verão no Brasil, em especial janeiro, que fatidicamente nas grandes cidades, episódios de inundações, movimentação de massas, crateras no asfalto, entre outros aparecerão.

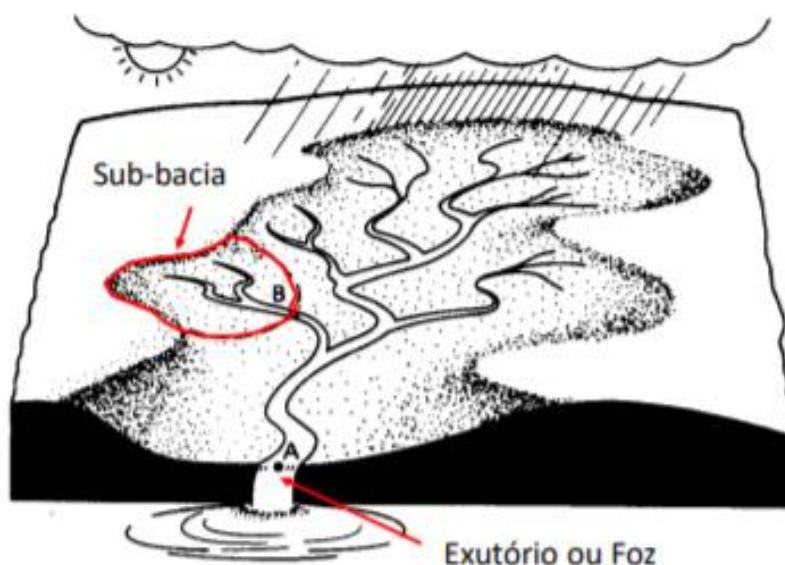
3.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

A análise física ou morfológica de bacias hidrográficas é parte importante do uso sustentável dos recursos hídricos, particularmente vinculado a países subdesenvolvidos, os quais, muitas vezes, têm orçamentos e investimentos reduzidos em termos de gerenciamento (AVINASH *et al.*, 2011).

Bacias hidrográficas podem ser considerados sistemas físicos, sujeitos a entrada de água (precipitação), os quais geram uma saída (escoamento e evapotranspiração). Em outras palavras, são áreas em que há a transformação de uma entrada de volume concentrada no tempo (precipitação) em uma saída de água mais distribuída (escoamento) (TUCCI, 2004; COLLISCHONN e DORNELLES, 2015).

Além disso, as bacias são contornadas por um divisor, o qual pode ser imaginado como uma linha imaginária de separação, relacionada com as partes mais altas do relevo, cuja função é separar as precipitações que caem em bacias vizinhas, e direcionar o escoamento superficial para um ou mais sistemas fluviais, do ponto mais alto para o mais baixo. Ou seja, para os rios, córregos e demais corpos hídricos, até que toda a água que chove na área, vá para um único ponto de saída, denominado exutório (Figura 3.1) (TUCCI, 2004).

Figura 3.1 - Representação de uma bacia hidrográfica, seu exutório e uma sub-bacia



Fonte: Dunne e Leopold (1978)

programas e projetos necessários para que a bacia possa ter um desenvolvimento o mais próximo de sustentável possível.

3.2.1 Representação de Relevo

A área da bacia, ou área de drenagem, é definida pelo limite da projeção horizontal dos divisores topográficos, ou seja, a área plana, e que se conecta a uma seção de controle. É o elemento básico para o cálculo de outras características físicas e deve ser feita em planta topográfica, de altimetria adequada, traçando a linha divisória através dos pontos de maior cota entre duas bacias vizinhas.

Nesse contexto, para delimitar uma bacia hidrográfica, primeiramente traça-se os divisores de água, os quais como citado anteriormente, separam as áreas nas quais o escoamento superficial vai para um único ponto, o exutório. Em outras palavras, o divisor de águas cruza o corpo hídrico apenas uma vez, exatamente em seu exutório (COLLISHONN e DOERNELLES, 2015).

Esse processo pode ser realizado de maneira manual, em um mapa de papel com as curvas de nível demarcadas, ou de maneira automática, por meio do uso de computadores e softwares de geoprocessamento ou específicos de drenagem.

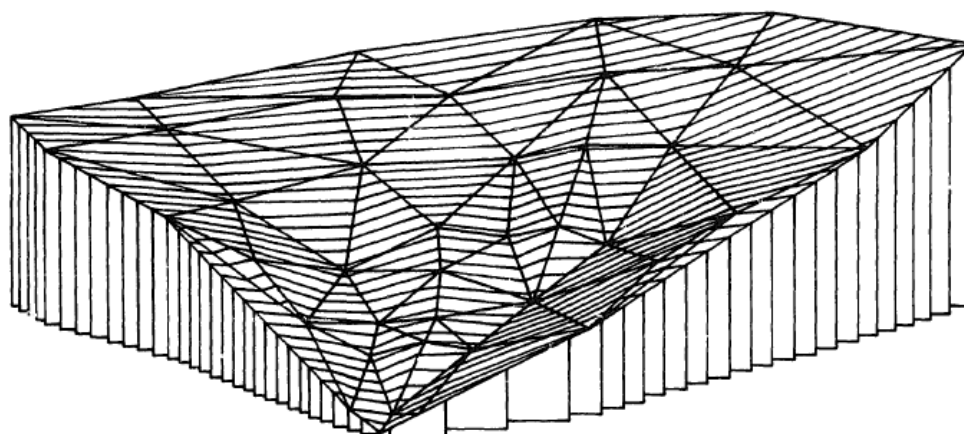
Nesse sentido, estudos de representação de bacias hidrográficas baseados em mapas topográficos, eram performados antes da década de 1970. A partir deles, metodologias agregadas a computadores começaram a serem divulgadas no mundo, o que permitiu que fossem criadas formas de representação de relevo de maneira digital, e que também permitisse o armazenamento e processamento dos dados, voltados para análise hidrológica (COLLISCHON e DORNELLES, 2015; ESRI, 2020).

No ambiente digital, a bacia hidrográfica possui maneiras diferentes de ser representada. Pode ser pela representação através das curvas de nível do terreno, a qual facilita a geração de mapas; pela representação TIN (*Triangular Irregular Network*) ou pelo MDE (Modelo Digital de Elevação). Esta última forma de representação é a mais utilizada em estudo hidrológicos (COLLISCHONN e DORNELLES, 2015).

A representação TIN, consiste na criação de pontos no terreno, os quais são ligados uns aos outros, com o critério de formar superfícies triangulares entre si, ou seja, cada ponto é ligado a três pontos vizinhos, o que pode gerar uma

menor necessidade de armazenamento de dados, e ser capaz de representar uma superfície mais complexa (MIRANTE e WEINGARTEN, 1982; HUANG, 1989; COLLISCHONN e DORNELLES, 2015) (Figura 3.3).

Figura 3.3 - Croqui de representação de relevo por TIN



Fonte: PALACIOS-VÉLEZ e CUEVAS-RENAUD (1992)

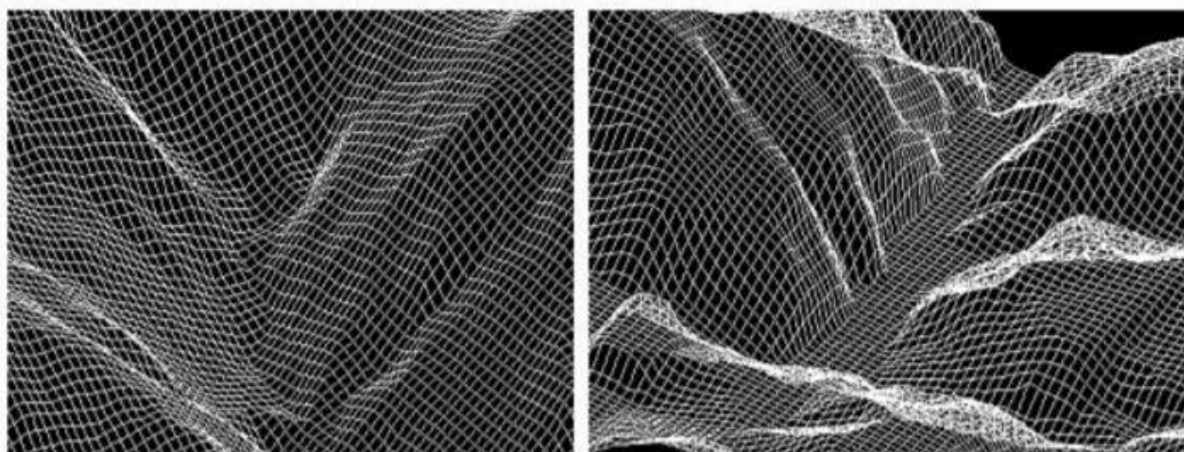
Além da delimitação de terrenos (HUANG, 1989), o TIN também vêm sendo utilizado para aplicações na hidrologia faz algum tempo. Por exemplo, Palacios-Vélez e Cuevas-Renaud (1992), utilizaram dessa maneira para elaborar o modelo SHIFT (Sistema Hidrológico de Facetas Triangulares), cujo uso era relacionado a modelos topográficos de bacias hidrográficas. Zhang et al. (2014), utilizaram do TIN para calcular áreas de inundações próximas ao rio Songhua, na cidade de Harbin na China e Marsh et al. (2018), para uso em modelos hidrológicos e de superfície.

Por outro lado, os modelos digitais de elevação (MDE) são os mais comumente usados para estudos de superfície e hidrológicos, justamente por melhor representar as superfícies de relevo (Figura 3.4) (COLLISCHONN e DORNELLES, 2015), uma vez que parte das depressões existentes no TIN podem trazer alguns erros de representação do terreno.

Os MDEs são utilizados para gerar informações sobre a morfologia de uma superfície e normalmente processados pelo algoritmo baseado na metodologia do “vizinho mais próximo”, assim, declividade, aspecto, relevo sombreado, pontos de inflexão podem ser calculados (PEUCKER e DOUGLAS, 1975; JENSON e DOMINGUE, 1988; KLIN et al., 1988). Funciona como uma espécie de grade ou matriz, em que cada elemento da malha (normalmente um quadrado) possui um

determinado valor de altitude (COLLISCHON e DORNELLES, 2015) e a acurácia dos dados depende de sua resolução (diferença em distância dos pontos amostrados), o tipo de dados (integral ou ponto flutuante e o tipo de amostragem quando da criação do MDE (ESRI, 2020).

Figura 3.4 - Representação de relevo e demonstração de grades de um MDE



Fonte: ELMIRO (2008).

Elmiro (2008), em sua tese, cita alguns autores para demonstrar a complexidade e os estudos relacionados a qualidade e acurácia de um MDE, as quais estão relacionadas com a própria superfície que se quer representar e sua extensão, por exemplo, tipo de cobertura do solo, relevo (plano, suave, moderado ou movimentado), densidade e distribuição dos pontos amostrais, tipos de grades, métodos de interpolação, e a resolução espacial do modelo final. Ainda, o mesmo autor cita que existem anseios da comunidade global acadêmica na modelagem de processos naturais e ambientais, os quais para serem supridos parcialmente, tiveram ajuda da missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) em 2000.

Alguns exemplos de estudos utilizando MDE são: transformação de dados LiDAR em MDE (YANG *et al.*, 2014), uso de dados LiDAR simulados para encontrar erros na geração de mapas de declividade, aspecto, rede de drenagem e delimitação de bacias hidrográficas, determinação de área de planícies alagáveis, baseado na metodologia binária, em outras palavras, “áreas alagáveis” e “áreas não alagáveis” (JAFARZADEGAN e MERWADE, 2017), determinação da forma de drenagens subglaciais relacionadas com processos erosivos (MÄKINEN *et al.*, 2017), delimitação de bacias hidrográficas utilizando o modelo *Soil Assessment Tool* (SWAT)

(ARNOLD *et al.*, 2012; ALNAHIT *et al.*, 2020) e delimitação da lagos (LIU *et al.*, 2020).

3.2.2 Delimitação digital da rede de drenagem de águas pluviais

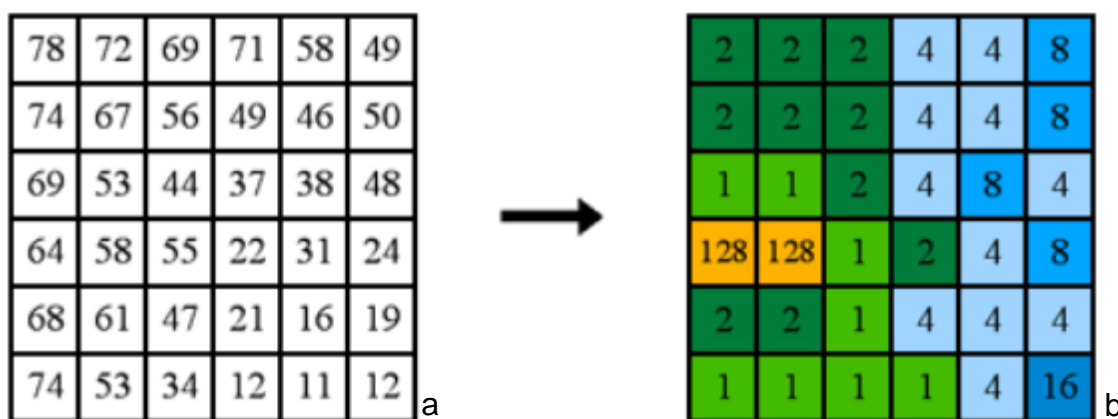
Com base no MDE, o qual armazena dados topográficos com utilização de grades ou matriz, em que cada elemento representa um valor de altitude, é possível representar a área de uma bacia hidrográfica juntamente com sua rede de drenagem.

No entanto, é fundamental deixar claro que sua resolução, ou seja, o tamanho de cada grade, tem influência na acurácia da representação digital. Em bacias urbanas por exemplo, utilizando um MDE de alta resolução, poderia ter essa resolução de 2 m, ou seja, cada célula representaria um quadrado de 2 m por 2 m, cujo ponto com o valor da altitude é locado em seu centro. Já para bacias rurais, não há necessidade de informações tão detalhadas, cuja resolução pode chegar a 100 m.

Através do MDE, é possível descobrir, com base nos valores de altitude, qual é a direção preferencial do escoamento superficial. Para isso, admite-se que a água deve escoar de uma célula para uma das oito células vizinhas (Figura 3.5a), de acordo com o critério de maior declividade.

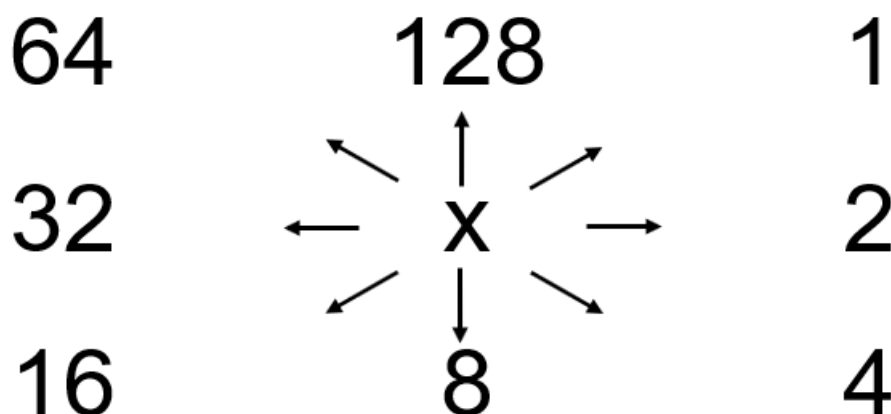
Esse cálculo é repetido para todas as células da matriz. Como resultado, da primeira matriz surge outra, agora, os resultados são códigos (Figura 3.5b), os quais possuem direções respectivas (Figura 3.6), e representam a direção do fluxo do escoamento superficial (Figura 3.7).

Figura 3.5 - a) Exemplo de valores de altitude por grade. b) Códigos relacionados após os cálculos nas grades do MDE



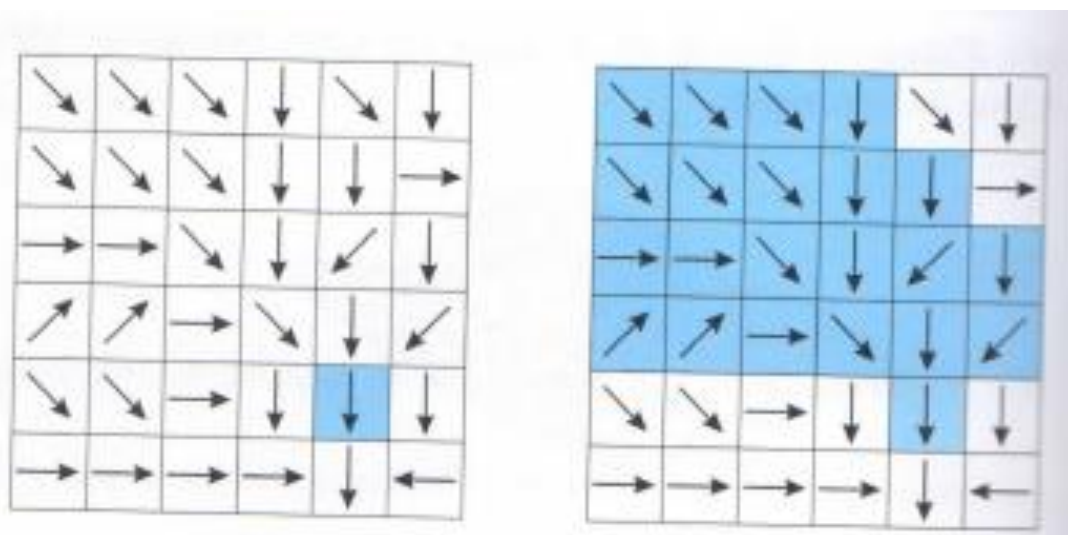
Fonte: ESRI (2020)

Figura 3.6 - Significado dos códigos e respectivas direções para representação do escoamento superficial



Fonte: o próprio autor

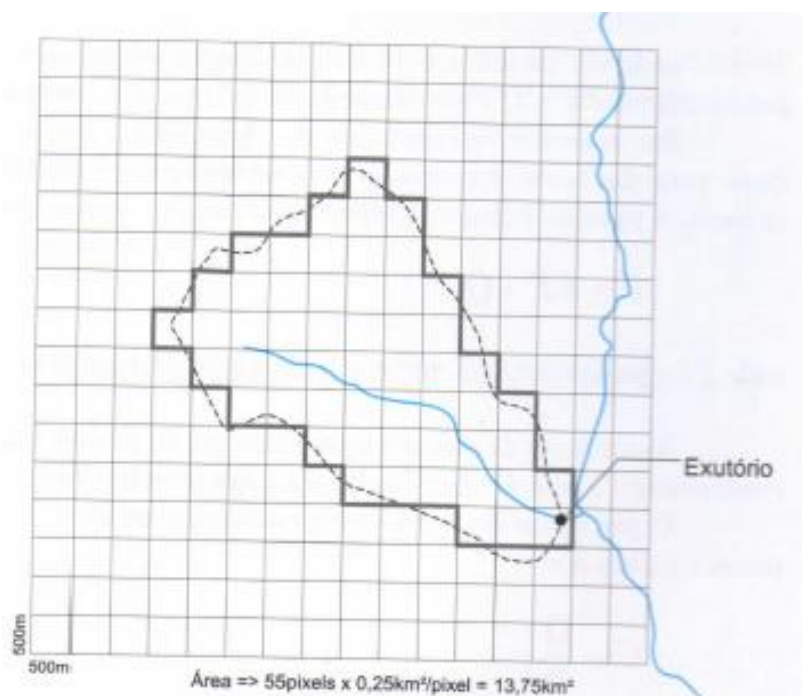
Figura 3.7 - Representação dos fluxos em cada grade dos valores da Figura 3.5



Fonte: COLLISCHON e DORNELLES (2015)

Justamente com base nesses códigos, e nas direções encontradas, é possível obter a delimitação da bacia ou os divisores da bacia hidrográfica automaticamente, e posteriormente calcular parâmetros como perímetro, área, declividade do corpo principal e assim por diante (Figura 3.8).

Figura 3.8 - Croqui de uma bacia hidrográfica representada digital por meio de uma MDE



Fonte: COLLISCHON e DORNELLES (2015)

Por fim, vale salientar que o MDE possui algumas nomenclaturas na literatura em termos de resolução. Quando esta vier nominada como “3 Arc-Second”, a resolução é de 90 m, quando vir com “1 Arc-Second”, a resolução será de 30m, e por fim, “1/3 Arc-Second” é igual a 10 m. Normalmente os SRTM-DEM ficam entre 90 m e 30 m, e o ASTER-GDEM 30 m.

3.2.3 escoamento superficial e rede de drenagem

O escoamento em uma bacia é dividido, normalmente, em duas partes: (1) a geração de escoamento e (2) a sua propagação. Ainda, está ligado a ocorrência ou não de chuvas. Por exemplo, em chuvas intensas, a maior parte do que chove não é absorvido pelo solo, e logo escorre pela superfície, aumentando a vazão de um rio ou córrego. De maneira contrária, em épocas de seca, a vazão de um rio é mantida pelo esvaziamento lento da água armazenada na bacia, principalmente pelas águas subterrâneas (COLLISCHON e DORNELLES, 2015).

Nesse contexto, conforme os rios e córregos são formados nas áreas mais baixas das bacias e recebem essa contribuição das chuvas e escoamento

superficial, na própria bacia começa a se formar a rede drenagem, que nada mais é do que a região ou o canal/ponto em que a água do escoamento sempre se concentra.

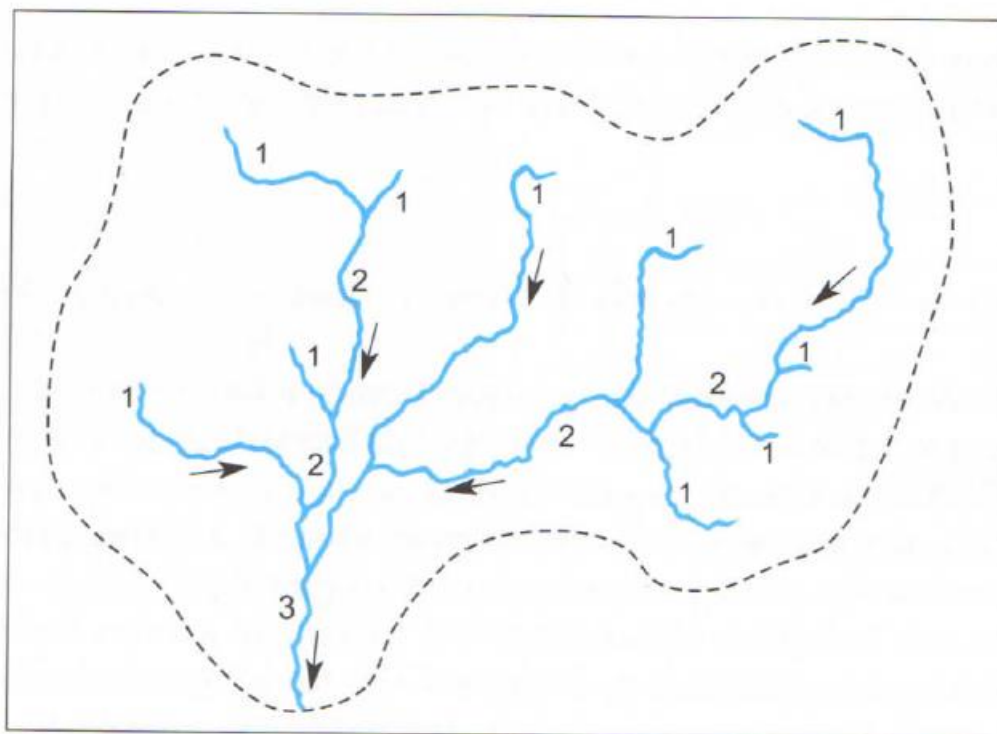
Essa rede é constituída por um rio principal e seus tributários e sua eficiência de drenagem está relacionada ao tipo de solo da bacia, o número de tributários e à potencialidade de formação de picos de vazão, além da velocidade com que a água deixa a bacia hidrográfica através de seu ponto de exutório.

Além disso, alguns fatores que descrevem a drenagem em uma bacia podem estar relacionados a hidrologia e classificados em: (1) morfológicos: os quais dependem do formato da bacia e os comprimentos dos curso d'água; (2) solos: que são os materiais que constituem a superfície e a parte subterrânea por onde a água vai escorrer ou infiltrar, nesse caso, entram questões envolvendo capacidade de infiltração do solo, umidade, entre outros; (3) geológico estruturais: relacionados as formações do relevo da região e o tipo de rocha na área da bacia, o qual envolve as águas subterrâneas; (4) vegetação: se é natural ou cultivada, ou seu estágio de desenvolvimento; e (5) clima da região: envolve parâmetros como temperatura, humidade, pluviosidade média, evaporação, evapotranspiração (HORTON, 1932).

Horton (1945), baseado no trabalho de Gravelius (1914), observou a necessidade de classificar os cursos d'água de acordo com a sua ramificação ou bifurcação. Nesse sistema, os rios mais longos são os que possuem maiores ramificações, cujas pontas, ou as nascentes, são consideradas de ordem 1 e os canais principais, conseqüentemente obtêm maiores ordens.

Para que a ordem aumente, por exemplo, de 1 para 2, é necessário que dois córregos de ordem 1 cheguem a mesma bifurcação, e se tornem um curso d'água de ordem 2; para que ocorra um curso d'água de ordem 3, é necessário que 2 rios de ordem 2 se encontrem em uma mesma bifurcação e assim por diante para que as ordens aumentem (Figura 3.9).

Figura 3.9 - Exemplo de ordem dos rios por Horton (1945)



Fonte: COLLISCHON e DORNELLES (2015)

Portanto, mais adiante no trabalho realizado por Horton em 1945, Stralher (1957), observou que para a análise da drenagem de uma bacia, o primeiro passo é a definição de sua ordem, que será respectiva a ordem do curso principal, assumindo que toda a rede de drenagem deve incluir todos os corpos hídricos intermitentes e os permanentes, bem como as regiões de fundos de vale e as nascentes. Estas também consideradas como ordem 1.

Baseado nos mesmos trabalhos citados no parágrafo anterior e também em Horton (1932), que são algumas das referências clássicas para análises morfológicas de bacias hidrográficas, alguns parâmetros podem ser destacados, para o cálculo de variáveis envolvendo a capacidade de drenagem da bacia e sua propensão natural a ter ou não enchentes, como por exemplo: o perímetro da bacia (P); Comprimento da bacia (Lb); ordem dos cursos d'água; Soma do comprimento de todos os cursos d'água (Lt); Densidade de drenagem (Dd); Densidade Hidrográfica (Fs); Textura de drenagem (Dt); Coeficiente de Compacidade (Cc) e Fator Forma (Rf).

Densidade de Drenagem (Dd):

Proposto por Horton (1932), é expressa pela relação entre a soma do comprimento de todos os cursos d'água (sejam eles efêmeros, intermitentes ou perenes) e a área total da bacia, ou seja, define o comprimento dos cursos d'água por unidade de área. Assim, reflete as condições topográficas, pedológicas, hidrológicas e da vegetação da bacia.

Em seu trabalho, Horton (1945, p. 283), definiu que a bacia hidrográfica de Bridgeton, cuja ordem era 2, obteve uma Dd pobre, com o valor de 2,74 e, a bacia de Cherry Creek, de ordem 5, obteve uma drenagem boa, com Dd de 0,74. Nesse mesmo trabalho, Horton (1945) cita que para que a densidade de drenagem possua uma boa acurácia, é interessante que as medições sejam realizadas direto dos mapas, e que a escala seja boa o suficiente para representar os cursos d'água perenes (linhas azuis sólidas) e intermitentes (linhas azuis pontilhadas).

Ainda, o autor comenta que se uma bacia tenha apenas rios intermitentes, a Dd poderia ser igual a zero, mesmo que a bacia tenha um bom desenvolvimento de sua drenagem. Isso se deve ao fato de que, os rios perenes, que têm água durante todo o ano, ao longo de sua extensão, estão conectados e recebem contribuição dos rios intermitentes (água durante a estação de chuva) ou efêmeros (água aparece em eventos de chuvas fortes), ou ambos, os quais são os que estão mais próximos das nascentes. Dessa maneira, ambos são os que recebem as águas do escoamento superficial, sendo assim, também devem ser inclusos no cálculo da Dd.

Outros fatores que influenciam e traduzem se uma Dd é boa ou pobre são a pluviosidade média e o relevo da bacia. Horton (1945), cita que bacias pobres de drenagem recebem 30% a mais de chuvas do que as bem drenadas, muito embora outros fatores sejam mais importantes, como por exemplo, a capacidade de infiltração da bacia e a resistividade inicial a processos erosivos.

Densidade Hidrográfica (Fs):

Proposto por Horton (1932), é a relação entre o número de cursos d'água e a área da bacia. Mais adiante, Horton (1945) cita que a Dd e a Fs, para pequenas e grandes bacias hidrográficas não estão diretamente relacionadas e não podem ser comparadas, porque normalmente ambos os parâmetros variam de acordo com o tamanho da área de drenagem.

Uma grande área de drenagem pode conter muitas áreas de nascentes por unidade de área. Da mesma maneira, uma bacia de menor área de drenagem pode ter o mesmo comportamento.

Entretanto, a título de comparação, ao supor uma mesma área de bacia para duas bacias diferentes, em que uma possua maior quantidade de cursos d'água do que a outra, a bacia que possui mais canais, ou seja, maior F_s , terá um pico de vazão no canal principal e concentração das águas de chuvas mais rápida, justamente por possuir mais corpos hídricos, os quais conduzem mais facilmente a água do escoamento superficial até o meandro. Em outras palavras, pode-se considerar que esta drenagem é mais eficiente. Já a bacia com menor quantidade de corpos hídricos, por possuir maior área para infiltração da água, e menos tributários para canalizar a água até o curso principal terá um pico de vazão menor, devido a infiltração.

Textura de Drenagem (Dt):

Proposto por Horton (1945), relaciona o número total de canais pelo perímetro da bacia. Quanto menor são os valores, mais finas são as texturas, e quanto maiores, mais grosseira. Nesse sentido, texturas finas estão relacionadas a altas densidades de drenagem, e texturas grosseiras, a baixas densidades de drenagem.

3.2.4 Forma da bacia

A forma da bacia tem sua importância relacionada ao tempo de concentração das águas pluviais, ou seja, é o tempo em que toda a água da chuva, que está caindo de maneira homogênea em toda a área da bacia, leva para chegar à saída da mesma.

Nesse contexto, comumente as bacias são denominadas de circulares, quando têm a forma parecida com um círculo e retangulares, quando têm a forma parecida com um retângulo. Sendo assim, os escoamentos em bacias retangulares, ou estreitas e longas, não se concentram tão rápido como nas circulares, e são mais dificilmente atingidas em sua totalidade por chuvas intensas (SCHWAB *et al.*, 1966).

Dentre os coeficientes relacionados a forma da bacia podem ser citados o Coeficiente de Compacidade ou Índice de Gravelius (C_c), o qual relaciona a

forma da bacia com a forma de um círculo e o Fator de Forma (Kf), que relaciona a forma da bacia com a forma de um retângulo.

Coeficiente de Compacidade ou Índice de Gravelius (Cc):

Proposto por Horton (1945), é a relação entre o perímetro da bacia e a circunferência (perímetro) de um círculo de área igual à da bacia. É um parâmetro adimensional.

Quanto mais irregular for a bacia, maior será o Cc, da mesma forma, o inverso caracterizaria a bacia como sendo circular. As bacias que se aproximam geometricamente de um círculo, convergem o escoamento superficial ao mesmo tempo para um trecho relativamente pequeno do rio principal, ou seja, há acúmulo de fluxo, indicando maior potencialidade de produção de picos de enchente.

Fator de Forma (Rf):

Proposto por Horton (1932), é representado pela relação entre a largura média e o comprimento axial da bacia. O comprimento axial é medido seguindo o curso d'água principal desde a nascente até a cabeceira. Já a largura média pode ser obtida ao dividir a área pelo comprimento da bacia.

Expressa a capacidade da bacia em gerar picos de enchentes. Quanto mais próximo de 1, maior será a propensão a enchentes, pela bacia ter forma semelhante a um quadrado, em outras palavras, converge todo o escoamento ao mesmo tempo para uma mesma região.

A título de comparação, duas bacias de mesma área, caso uma seja estreita e longa, com fator de forma baixo, há menor possibilidade de chuvas intensas cobrindo toda sua extensão, já a bacia de forma semelhante a um quadrado tem maior possibilidade de receber de maneira homogênea em toda a sua área, a água que cai da chuva.

Esses parâmetros, bem como os apresentados no item anterior, são utilizados na literatura de bacias hidrográficas para definir a prioridade de manejo (RAHMATI *et al.*, 2018), melhorar o gerenciamento (ALILOU *et al.*, 2019), identificar bacias mais vulneráveis a impactos envolvendo drenagem e relevo (BASU e PAL, 2018), priorizar sub-bacias por seus potenciais em relação as águas subterrâneas e enchentes em condições desfavoráveis (YADAV *et al.*, 2016), mapeamento de enchentes (JAFARZADEGAN e MERWADE, 2017), implantação de estratégias de

desenvolvimento (TOOSI e SAMANI, 2017) e o mapeamento de áreas mais susceptíveis a processos erosivos (VULEVIC e DRAGOVIC, 2017), o que demonstra o interesse em sua análise.

3.3 IMPACTO AMBIENTAL

Impacto ambiental, segundo a Resolução CONAMA nº 001 de 23 de janeiro de 1986, é toda e qualquer alteração de propriedades físicas, químicas e biológicas, relacionadas ao meio ambiente. Pode ser causado por qualquer tipo de matéria ou energia, resultante de atividades humanas, afetando direta ou indiretamente, a população em relação a saúde, segurança e bem-estar, atividades sociais, econômicas, biota, paisagens naturais e condições sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais. Ou seja, é qualquer tipo de desequilíbrio que ocorre no meio ambiente relacionado com alguma atividade humana.

Entretanto, segundo a Deliberação CECA nº3.663/1997, que aprovou as diretrizes para realização de estudo de impacto ambiental – EIA e do respectivo relatório de impacto ambiental, alguns tipos de impacto ambiental possuem diferentes definições:

- Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) – instrumento de execução de política ambiental, cujo objetivo é por meio de procedimentos técnicos, analisar sistematicamente impactos ambientais de atividades e suas diversas alternativas com a finalidade de embasar as decisões quanto ao licenciamento;
- Impacto positivo ou benéfico – quando a ação resulta em melhoria na qualidade de um parâmetro ambiental;
- Impacto negativo ou adverso – quando a ação resulta em dano à qualidade de um parâmetro ambiental;
- Impacto direto – quando a ação possui uma simples relação de causa e efeito;
- Impacto indireto – quando a ação possui uma relação secundária na cadeia de reações;
- Impacto local – quando afeta apenas o próprio *site* ou as imediações;
- Impacto regional – quando o impacto se faz além das imediações do *site* onde ocorre a ação;
- Impacto estratégico – quando o componente ambiental afetado tem relevante

interesse coletivo ou nacional;

- Impacto imediato – quando a reação ocorre imediatamente após a ação;
- Impacto a médio ou longo prazo – quando o impacto da ação se pronuncia certo após a sua realização;
- Impacto temporário – quando as consequências do impacto têm tempo determinado;
- Impacto permanente – quando as consequências do impacto não cessam de se manifestar num tempo conhecido;
- Impacto cíclico – quando as reações se manifestam em intervalos de tempo determinados;
- Impacto reversível – quando o fator ou parâmetro ambiental afetado, após encerrada a ação, retorna às suas condições originais;
- Impacto irreversível – quando não há recuperação do fator ou parâmetro ambiental afetado após uma ação; e
- Impacto cumulativo – é o impacto derivado da soma ou interação com outros impactos.

Nesse sentido, o impacto ambiental pode ser entendido como qualquer alteração física ou funcional de um fator ou parâmetro ambiental e que pode ser qualificado e muitas vezes quantificado, podendo ainda, ser benéfico ou maléfico ao ecossistema ou à sociedade. Justamente para entender essa parte quantitativa e qualitativa que os Estudos de Impacto Ambiental (EIA) são realizados, a partir de uma avaliação dos impactos ambientais.

3.3.1 Estudos de avaliação de impacto ambiental

A necessidade desse estudo varia de acordo com o tipo de atividade a ser monitorada, por exemplo, mineração, obras hidráulicas, projetos urbanísticos, entre outros. No Brasil, o próprio IBAMA consolida quais atividades são ou não, passíveis de EIA, de acordo com seu potencial poluidor. Todavia, alguns estados podem ser mais restritivos, e adicionar outras atividades.

Portanto, o EIA funciona como uma espécie de identificação dos impactos e a análise de suas consequências, sejam positivas ou negativas e que engloba toda uma gama de participação social, propostas legislativas, programas de

desenvolvimento, projetos, comunicação, dentre outros (TOMASSI, 1998).

Nesse contexto, para que um EIA seja executado, é necessário que haja uma avaliação de impacto ambiental (AIA). A AIA é um processo que consiste na identificação dos impactos, que são atividades que mudam as características do meio ambiente.

3.3.2 Exemplos de métodos de avaliação de impacto ambiental

Exemplos de métodos de AIA são: “*ad hoc*”, listagem de controle, rede de interações, superposição de cartas, modelos, matrizes de interação, os quais um resumo de suas descrições está descrito abaixo:

- *Ad hoc*: consiste em uma reunião de um grupo multidisciplinar de técnicos, com o maior grau de experiência possível no tipo de atividade, objeto em questão do estudo. Todos os impactos da atividade, suas consequências e soluções são discutidas em um primeiro momento. Em outras palavras, é onde são levantados os aspectos mais importantes a serem avaliados.
- Listagem de controle: como o próprio nome diz, é uma lista na qual estão listados os parâmetros ambientais de interesse do projeto de maneira sistêmica, com o objetivo de determinar se os mesmos irão sofrer modificações com a implantação do projeto. Sendo assim, é possível criar uma ordem de hierarquização através dos rankings de consequências das ações.
- Rede de interação: é possível visualizar a relação entre as ações dos parâmetros ambientais de maneira correlacionada. Entretanto, para análises regionais, tal rede pode ser um tanto quanto extensa, dificultando a sistematização e sintetização das análises.
- Superposição de cartas: nada mais é do que sobrepor os mapas elaborados durante o estudo com o objetivo de sintetizar e facilitar a análise espacial dos parâmetros ambientais de interesse, por exemplo, ao sobrepor os mapas de declividade e tipo de solo de uma região, é possível encontrar locais mais frágeis a processos erosivos.
- Matrizes de interação: um exemplo desta matriz é a de Leopold (1971), criada para projetos de mineração, porém não leva em consideração as alterações entre os impactos, nem os impactos indiretos. Mesmo assim, essa matriz permite uma rápida identificação, mesmo que preliminar, de problemas ambientais que possam

vir a acontecer em um dado projeto.

Entretanto, um EIA não é um estudo rápido, sendo necessários tempo e esforço, além da participação social durante um longo período de tempo, para que todos os impactos, positivos e negativos sejam exaustivamente analisados e que suas soluções sejam propostas de maneira a conciliar as esferas social, econômico e ambiental da atividade.

Nesse contexto, como o desenvolvimento urbano está cada vez mais acelerado, e com isso, os impactos oriundos dele, bem como do crescimento das cidades, outras matrizes de avaliação impacto ambiental foram elaboradas de maneira a servir como uma ferramenta para os planejadores urbanos (BISSET, 1978; WATHERN *et al.*, 1986; BISSET, 1988), em especial, a Matriz de Avaliação de Impacto Ambiental Rápida (*Rapid Impact Assessment Matrix* - RIAM), aplicada para diversas atividades de avaliação de impacto ambiental (PASTAKIA e JENSEN, 1998; KANKAM-YEBOAH *et al.*, 2005; GILBUENA Jr *et al.*, 2013; SHAKIB-MANESH *et al.*, 2013; LI *et al.*, 2014; SAJWAN, 2014; CORTELEZZI *et al.*, 2019).

Uma breve introdução à RIAM pode ser encontrada no próximo tópico e a metodologia em si, no item 4.9, no qual também há um maior detalhamento.

3.3.3 Matriz de avaliação de impacto ambiental rápida (RIAM)

A RIAM foi criada para ser uma ferramenta para organizar, analisar e apresentar resultados da avaliação de impactos ambientais com o diferencial de utilizar uma matriz estruturada, que agrega julgamentos subjetivos com quantitativos, permitindo o máximo de transparência possível (PASTAKIA e JENSEN, 1998).

Seu primeiro uso propriamente dito foi em um projeto de desenvolvimento de turismo (MADSEN *et al.*, 1993), cujo conceito foi somente exposto ao público posteriormente (PASTAKIA e MADSEN, 1995). Contudo, só após passar por análises rigorosas e testada em diversos campos e atividades é que a metodologia foi publicada em 1998 (JENSEN, 1998; PASTAKIA, 1998).

Em qualquer área que seja o estudo de impacto ambiental, é necessário que sejam considerados, a importância dos impactos, local, regional, nacional, internacional, sua magnitude, ou seja, se é positivo ou negativo e se as consequências serão permanentes ou temporárias, reversíveis ou irreversíveis, acumulativas ou não.

Assim, a RIAM buscou padronizar a definição em relação aos critérios de avaliação dos impactos, que até o momento eram definidos de maneira subjetiva, e apenas pela experiência dos profissionais envolvidos no estudo.

Essa metodologia foi adotada como base à proposição das magnitudes deste trabalho e por haver outros estudos já realizados com ela, aplicados a recursos hídricos/sistemas de água (GILBUENA Jr *et al.*, 2013; SHAKIB-MANESH *et al.*, 2014) e planejamento urbano (LI *et al.*, 2014).

3.4 COBERTURA, USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Bacias hidrográficas são unidades territoriais de implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei federal nº 9.433/97), bem como dos Planos de Recursos Hídricos e os Planos das próprias bacias hidrográficas. Ou seja, são unidades territoriais de planejamento.

Nesse contexto, os dados de cobertura, uso e ocupação do solo são o ponto de início para o planejamento de uma bacia hidrográfica, por traduzirem as atividades econômicas e ações humanas que nela são desenvolvidas e os impactos sobre os aspectos ambientais presentes.

Conforme comentado anteriormente, a cobertura do solo, bem como seu uso e ocupação influenciam nas características de geração de escoamento superficial em uma bacia hidrográfica. A partir de sua caracterização, é possível avaliar e estimar parâmetros como potencial de infiltração, interceptação, evapotranspiração e o próprio escoamento superficial em si. Alterações como por exemplo, retirada de florestas para implantação de agricultura podem levar a sérios problemas com erosão, caso não haja o correto gerenciamento das ações (VANACKER *et al.*, 2019).

Outro detalhe são os rápidos e desenfreados processos de urbanização que causam alterações nos ecossistemas naturais, os quais podem levar ao aumento de poluição e falta de água (LI *et al.*, 2016; CAI *et al.*, 2017) e um decaimento na disponibilidade de serviços (comida, fibras naturais, água limpa, etc) (COSTANZA e FOLKE, 1997; DAILY, 1997). Outro porém, é a diminuição da qualidade da água em áreas urbanas devido a influência humana em atividades como agricultura intensiva e construção de loteamentos (RASMUSSEN *et al.*, 2013; RODRIGUES *et al.*, 2017), bem como o soterramento de córregos, causando o

chamado “*Stream Channel Loss*” (JULIAN *et al.*, 2015).

Justamente por essas alterações de cobertura e da dinâmica do uso e ocupação (SRIWONGSITANON e TAESOMBAT, 2011; LIANG *et al.*, 2019) é que são necessárias políticas públicas de gerenciamento (EBABU *et al.*, 2019), principalmente para os corpos hídricos considerados como nascentes. Entretanto, a elaboração e implementação dessas políticas públicas voltadas ao controle da cobertura e uso e ocupação do solo é um desafio, visto que exige mudanças políticas, culturais e socioeconômicas (KRECEK e HAIGH, 2019).

Além disso, a ocorrência de eventos adversos e as vezes extremos, como por exemplo, chuvas intensas (LUO *et al.*, 2020), que muitas vezes são ainda mais intensificadas em áreas urbanizadas e, até mesmo as mudanças climáticas, podem acarretar em uma demora até que a elaboração e implementação de novas políticas mais sustentáveis e robustas aconteçam (ANACHE *et al.*, 2018; HAIGH, 2019; KERTESZ *et al.*, 2019; KRECEK e HAIGH, 2019).

3.5 ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE

A vegetação no entorno de corpos hídricos pode servir como uma barreira natural no controle de escoamentos superficiais e processos erosivos, bem como um filtro para sedimentos ou outras substâncias para que não caiam diretamente no curso d’água (RICHET *et al.*, 2016; FRANKL *et al.*, 2018; LUI *et al.*, 2019). Entretanto, na literatura, a vegetação nas margens dos cursos d’água é denominada como “*Vegetation Buffer*”, o que no Brasil é denominado de Área de Preservação Permanente (APP).

Um fato interessante a ser comentado é o de que o primeiro Código Florestal Brasileiro, aprovado pelo Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934, indiretamente já tratava o conceito de APP, mas não utilizava esse termo propriamente dito. Nos artigos 3º e 4º, do referido decreto, foi determinada a existência de uma floresta classificada como “*protectora*”, cujos fins seriam os de conservar o regime das águas, evitar processos erosivos pela ação de agentes naturais, fixar dunas, auxiliar a defesa das fronteiras, assegurar condições de salubridade pública, proteger sítios que por sua beleza mereciam ser conservados e asilar espécimes raros de fauna indígena.

Contudo, é na Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, a

qual institui o Código Florestal Brasileiro, que o conceito de Áreas de Preservação Permanente (APP) apareceu pela primeira vez e com uma descrição mais robusta, mas que de maneira geral, relembra o conceito de floresta protetora, do decreto citado no parágrafo anterior.

Anos mais tarde, a Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012, veio para revogar a Lei Federal nº 4.771/1965 e dispor sobre a proteção da vegetação nativa por meio do estabelecimento de normas gerais, inclusive a proteção das APPs. Nela, o conceito de APP ficou definido como sendo uma área coberta ou não por vegetação nativa, mas que deve ser protegida e cuja função é preservar recursos hídricos, solo, paisagem, estabilidade geológica, biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora e assegurar o bem-estar das populações humanas.

A legislação citada, ainda inclui no conceito de APP, as faixas marginais em zonas rurais ou urbanas, de qualquer curso d'água natural (mata ciliar de beira rio), entorno de nascentes, olhos d'água perenes, lagos ou lagoas naturais, reservatórios d'água artificiais, nas encostas ou em partes destas com declividade superior a 45° e topo de morros, montes, montanhas e serras. Faixas essas que devem variar de acordo com a largura de seu rio central ou córrego e que, em alguns casos, por meio de Leis municipais, tais larguras podem ser mais restritivas do que as recomendadas no código florestal brasileiro.

3.5.1 Vias de fundo de vale, vias parque, parques lineares e faixa sanitária

Adentrando questões urbanísticas, algumas cidades brasileiras vêm trabalhando num conceito denominado de vias de fundo de vale. A via ou avenida de fundo de vale, tem por objetivo separar a área de preservação permanente (APP) do lote privado em áreas já urbanizadas. Em cidades nas quais os lotes são localizados no limite da APP, geralmente os lotes privados avançam sobre a APP, reduzindo o seu espaço de preservação.

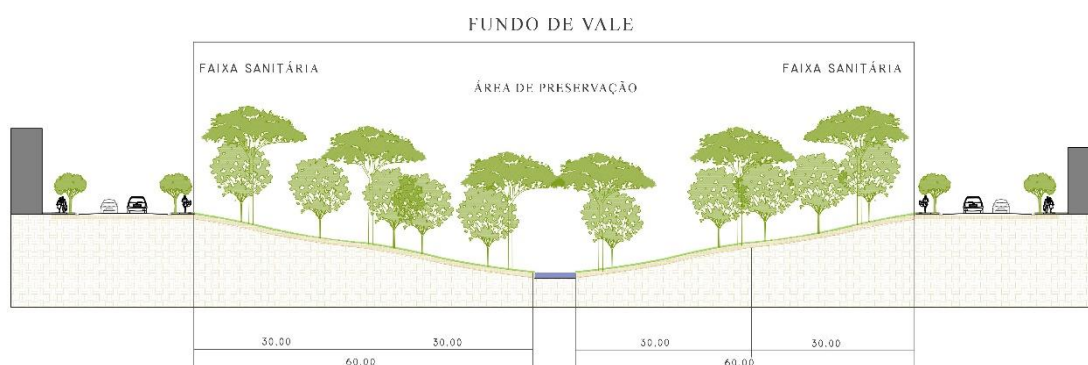
Nesse sentido, em alguns municípios, é comum que os moradores dos lotes dentro da APP tendem a utilizá-la para o plantio de hortas e árvores frutíferas, além da criação de galinhas, cavalos e até mesmo gado, isso sem considerar possíveis descargas diretas de esgoto no córrego da APP. Portanto, a via pública confere a garantia da separação do espaço público do privado e a preservação do curso d'água em questão.

Outro instrumento para preservação dos cursos d'água urbanos é a criação de uma faixa entre a APP e a via de fundo de vale, denominada de faixa sanitária. Do ponto de vista legal, a faixa sanitária não é um item obrigatório por uma lei estadual ou federal, diferentemente da APP, que é obrigatória, de acordo com o Código Florestal Brasileiro. Entretanto, devido aos diversos benefícios à coletividade, nada impede o município, quando da revisão de seus planos diretores, ou por decreto municipal, estabeleça essa faixa além da APP.

Na faixa sanitária podem ser instalados espaços de recreação, pistas de caminhada, academias ao ar livre, e até mesmo manter uma maior área com permeabilidade para água da chuva. Fato curioso ligado a essa prática é que quando bem gerenciadas, elas podem vir a diminuir taxas de criminalidade relacionadas a furtos e fugas de ladrões (KUO, 2003; TROY e GROVE, 2008; DONOVAN e PRESTEMON, 2012; TROY *et al.*, 2012; ESCOBEDO, 2018).

Além disso, ela também pode ser considerada uma faixa de transição, na qual, além do uso público por parte da população, pode servir para a instalação de infraestruturas de drenagem de águas pluviais e sistemas de esgotamento sanitário (CAO *et al.*, 2006; WANG *et al.*, 2016; SZOTA *et al.*, 2019), além de proteger o fundo de vale contra a construção de moradias irregulares (KUO e SILLIVAN, 2001) e o avanço da vegetação da APP para as calçadas e até mesmo para as ruas, o que atrapalha o caminhar dos pedestres e transito de veículos automotores (Figura 3.10).

Figura 3.10 - Exemplo de faixa sanitária ou faixa de transição em fundo de vale



Fonte: o próprio autor

Não distante, também serve como prevenção contra ligações clandestinas de esgoto na rede de drenagem, bem como o despejo irregular de esgoto direto no curso d'água da respectiva APP (DHAKAL e CHEVALIER, 2017; BRUDLER

et al., 2019b). Pode também, evitar possíveis ônus envolvendo incêndios, tanto o da biota do local em si, quanto no caso das moradias irregulares, em que o fogo pode destruí-las e no pior dos cenários, caso ocorram mortes (MOREIRA, 2001; DWIRE e KAUFFMAN, 2003; FAJARDO e GUNDALE, 2015; WITTENBERG *et al.*, 2020).

Em termos paisagísticos, essas faixas sanitárias podem ser inseridas ao conceito de vias perimetrais ou marginais de fundo de vale, que muitas vezes em algumas cidades podem ser transformadas em vias parques ou os denominados Parques Lineares, quando margeiam o recurso hídrico em toda a sua extensão de ambos os lados, agregando ao município, uma área de lazer e cultura à população. Contudo, os Parques Lineares não necessariamente estão restritos aos fundos de vale. Por isso, também podem ser instalados as marginais de unidades de conservação, áreas verdes ou parques já instalados (MORA, 2013).

Alguns exemplos de Parques Lineares ou Corredores Verdes (*Greenways*) já implantados são, o Parque Linear em Nova Iorque, “*Manhattan Waterfront Greenway*”, o qual circunda a Ilha de Manhattan, o “*Rose Fitzgerald Kennedy Greenway*” em Boston, composto por jardins, avenidas e praças, também em Boston o Parque Linear “*Emerald Necklace*”. Já no Brasil, alguns exemplos são o Parque Linear de Canivete em São Paulo, Parque da Represa em São José do Rio Preto, Parque Linear Cajuru em Curitiba e o Parque Linear da Beira Mar em Cubatão.

Em termos mais regionais com foco nos fundos de vale, nas proximidades de Arapongas, o município de Rolândia, na Revisão de seu Plano Diretor Municipal, através do Zoneamento e Uso e Ocupação do Solo trabalhou o conceito de Vias Parque, Parque Linear e Faixa Sanitária.

Para aquele município, a metragem das áreas de APP, antes da revisão do plano diretor era de 70 metros, o que era um certo exagero. Porém, a respectiva revisão indicou que, tal metragem poderia ser mantida, mas que fosse dividida em 30 metros de APP e o restante, 40 metros, como faixa sanitária. Sendo assim, o uso público para essa área poderia ser usufruído, além de proteger os fundos de vale ao mesmo tempo. Contudo, a Lei da revisão do plano diretor, bem como a Lei do Uso e Ocupação do Solo ainda não foram aprovadas.

3.6 PROCESSOS EROSIVOS

O fenômeno natural de esculturação da forma de vertentes devido a

desagregação, transporte e deposição de materiais na superfície, juntamente com a ação conjugada de agentes atmosféricos, os quais nivelam o relevo, desgastando as saliências e com fatores climáticos que diferenciam as paisagens, é denominado de erosão (FENCDRICH, 1997; SUDO, 2000).

É um processo que tem a atuação de fatores naturais e antrópicos no processo de drenagem do solo e pode estar ligado a alguns problemas, como por exemplo, baixa de produtividade agrícola, principalmente em terrenos declivosos, perdas de solo em áreas urbanas e rurais, junto aos recursos naturais e desenvolvimento de empreendimentos urbanos (ALVES, 2000).

Conforme o agente erosivo (água, ar, gelo), a erosão assume diferentes características em desagregar o material consolidado do solo e rochas, transportando e depositando os sedimentos em locais diferentes. Além disso, os processos erosivos ocorrem na superfície do solo quando este permanece desnudo e exposto à ação dos ventos e água, retirando a camada mais fértil do solo, ainda, corte e aterros, retirada de mata ciliar e depósitos irregulares de resíduos podem facilitar o início de erosões e aumentar a frequência e intensidade das inundações (HUDSON, 1995; CRAUL, 1999; ROBAINA *et al.*, 2001).

Os tipos de erosão podem ser classificados como (GUERRA, 1987):

- Superficial ou laminar: definida pelo transporte da camada superficial do solo em terrenos abertos devido a ação laminar das águas de chuva na forma de escoamento superficial.
- Em sulcos e ravinas: são formadas quando há a concentração do escoamento superficial em linhas de drenagem, com maior fluxo de energia da água. Comumente se iniciam rasos e estreitos, e com o passar do tempo, não havendo controle, tendem a alargar e aprofundar, gerando formas maiores denominadas como ravinas e em casos mais graves, voçorocas.
- Voçoroca: é formada devido o aprofundamento do canal natural (sulcos) até que atinja a altura do lençol freático e no seu conseqüente alargamento, com dimensões extremamente avantajadas.

A erosão superficial ou laminar geralmente ocorre pelo impacto das gotas de água da chuva no encontro com o solo, que a partir disso começa a se desenvolver em maior escala por conta de enxurradas, até que um pequeno canal erosivo é aberto com fluxo superficial concentrado. Em estágios avançados, a laminar

pode se tornar voçoroca, que normalmente é vinculada a algum tipo de ação humana (FENDRICH, 1997).

Entender como os processos erosivos se formam no meio urbano é um importante passo para a formulação de critérios e metodologias de prevenção e controle desse tipo de fenômeno, além do monitoramento de sua evolução.

Com o desenvolvimento desordenado das cidades e as mudanças climáticas, aliado a implantação de novos loteamentos, faz surgir preocupações quanto a evolução dos processos erosivos e a necessidade por tomadas de decisão cada vez mais centrada em trabalhos técnicos.

3.7 DRENAGEM URBANA SUSTENTÁVEL

As mudanças climáticas, juntamente com o crescimento desordenado da urbanização, cada vez mais geram desafios para questões relacionadas a drenagem e infraestruturas, devido ao impacto criado por precipitações com intensidades cada vez maiores e sistemas de drenagem urbana mal dimensionados ou muitas vezes negligenciados (WANG *et al.*, 2008; ECHOLS, 2007; FRANCO *et al.*, 2018; BALISTROCCHI e GROSSI, 2020; WANG *et al.*, 2020).

Nesse sentido, os sistemas de drenagem deveriam ser parte de um conjunto de melhoramentos públicos e que seu planejamento fosse integrado com outras variáveis como por exemplo, rede de esgoto, rede de água, cabos elétricos e assim por diante (CETESB, 1980). Isso se traduz pelo simples fato de que o escoamento superficial sempre ocorrerá, independentemente de haver ou não um sistema de drenagem. Por isso, é interessante que esses sistemas sejam bem projetados e de maneira resiliente para que enfrentem as intempéries climáticas (MUGUME *et al.*, 2014).

Além disso, um problema comum que ocorre no Brasil é a mistura dos sistemas de drenagem de águas pluviais com ligações clandestinas de esgoto doméstico. Quando há uma mistura entre esses dois tipos de concentração de efluentes, é onde podem ocorrer piores impactos relativos a própria infraestrutura do sistema (BRUDLER *et al.*, 2019). Ainda, nos últimos anos, os meses de verão brasileiro, eventos como enxurradas, alagamentos e inundações estão se repetindo, e sempre em conjunto com impactos negativos, tanto no âmbito ambiental, seja por deslizamento de encostas, quanto social, quando família perdem os seus entes

queridos, casas, pertences, dentre outros.

Portanto, a drenagem urbana sustentável traz consigo algumas medidas de gerenciamento estruturais e não estruturais, como por exemplo o controle do volume de escoamento superficial e picos, projetos de drenagem com dados mais atuais referentes a precipitação e conseqüentemente chuvas críticas mais atualizadas, padrões construtivos mais restritos em algumas áreas ou tipos de empreendimento, retenção de água nos empreendimentos (por exemplo cisterna) e também o uso de infraestruturas verdes (DAWSON *et al.*, 2011; GOURBESVILLE, 2012; ZHOU, 2014; PAPPALARDO *et al.*, 2017; PAPPALARDO e LA ROSA, 2020).

Um dos objetivos da drenagem urbana sustentável é estar atrelada ao uso de infraestrutura verde (DHAKAL e CHEVALIER, 2017), uma vez que é possível ter um design mais resiliente ao combinar os componentes construídos com os não construídos, como por exemplo o melhor uso de áreas naturais de infiltração, retenção e evapotranspiração. Tal combinação pode ser alcançada em soluções como telhados verdes, pavimentos com maior permeabilidade, jardins drenantes, valas de infiltração, wetlands construídos (PAPPALARDO *et al.*, 2017; PAPPALARDO e LA ROSA, 2020) e área de infiltração de árvores drenantes no passeio público (GREY *et al.*, 2018), bem como diretrizes de governança em termos de cidades resilientes (UNISDR, 2015; MERROW *et al.*, 2016; CHUANG, 2020; UNISDR, 2021).

3.7.1 Diferença entre enchentes, inundações e alagamentos

Enchentes ou cheia é a temporária elevação do nível d'água normal da drenagem, devido a acréscimo de descarga. Em outras palavras, é quando o volume de água atinge a cota máxima do canal, porém sem transbordamento.

Inundação é quando o volume de água não se limita à calha principal do rio e extravasa para áreas marginais, habitualmente não ocupadas pelas águas. Ou seja, é o transbordamento das águas de um canal de drenagem.

Alagamento é o acúmulo de água nas ruas e nos perímetros urbanos por problemas drenagem. Normalmente está ligado a ocorrência de chuvas intensas em áreas total ou parcialmente impermeabilizadas, nas quais a rede drenagem pluvial não consegue escoar a vazão do momento.

3.7.2 Cidades resilientes

O conceito de cidades resilientes surgiu como uma maneira de encarar as mudanças climáticas, as quais causaram e ainda causam desastres catastróficos em várias partes do globo (Chuang *et al.*, 2020). Portanto, é um conceito atrelado aos riscos, susceptibilidade e vulnerabilidades que as cidades podem sofrer, frente a variáveis ambientais, e que serve como uma espécie de uma governança climática para as cidades.

Merrow et al. (2016) definiu o conceito de resiliência urbana como sendo um sistema que pode manter ou rapidamente retornar as suas funções frente a um evento de desastre, se adaptar as mudanças após o desastre, tanto social, quanto ecologicamente.

Em outras palavras, criar resiliência para a cidade é fazer com que ela tenha a capacidade de se recuperar e voltar a funcionar normalmente após um desastre. Sendo assim, também se torna importante a avaliação de impactos ambientais em questões envolvendo o planejamento urbano de riscos de desastres, visto que essa ferramenta tem a opção em sua análise, de antecipar os impactos recorrentes de alguma atividade, definindo sua importância, magnitude e ainda, a reversibilidade, a permanência e sua acumulação.

Em termos de diretrizes para cidades resilientes, em 2005, o framework de Hyogo, surgiu como uma ferramenta para definir ações de políticas públicas, de maneira a melhorar a resiliência das cidades para reduzir futuros desastres. Contudo, após a 3ª Conferência Mundial de Redução de Riscos de Desastres das Nações Unidas em 2015, aquele framework foi atualizado para o framework de Sendai, cuja agenda contempla o período entre 2015-2030. Tal ferramenta requer a adoção de políticas, estratégias e planos, os quais contribuirão para a elaboração ou revisão de instrumentos normativos locais, regionais, estaduais, nacionais e até mesmo internacionais (UNISDR, 2015; UNISDR, 2021).

Assim, o framework de Sendai utiliza 6 princípios que norteiam a resiliência das cidades em termos de gestão de riscos de desastres (UNISDR, 2015):

- Responsabilidade dos estados em prevenir e reduzir os riscos de desastres através de cooperações;
- Responsabilidade compartilhada entre os agentes locais, autoridades, sociedade civil organizada e demais entidades e empresas;

- Proteção às pessoas e seus ativos enquanto promovem e protegem os direitos humanos direcionados a um correto desenvolvimento;
- Engajamento de toda a sociedade;
- Engajamento total de todas as instituições do executivo e legislativo a nível nacional e local; e
- Coerência de políticas, planos, práticas e mecanismos entre os mais diversos setores e agendas.

Além desses princípios, o framework de Sendai possui 4 áreas prioritárias de ação (UNISDR, 2015):

- Entender o risco de desastres;
- Governança sobre o risco de desastres;
- Investimentos em resiliência; e
- Preparar para reconstruir melhor.

Nesse sentido, investimentos os quais estão incorporados com considerações voltadas as mudanças climáticas, tendem a ser mais vantajosos quando suas ações são planejadas de maneira a antecipar os desastres tais como inundações, movimentação de massa, desestabilização de encostas, tsunamis, terremotos, secas severas, dentre outros (Chuang *et al.*, 2020).

No Paraná, a Defesa Civil possui a campanha “Cidades Resilientes – minha cidade está participando”, cuja iniciativa partiu do escritório das Nações Unidas para redução do risco de desastres – UNISDR. O objetivo é o de incentivar gestores municipais a desenvolverem ações para estabelecerem cidades resilientes, como parte de processos de urbanização sustentável.

Assim, o município pode identificar os riscos aos quais está sujeito, dessa maneira, antecipar o planejamento da gestão de riscos de desastres. Portanto, a avaliação de impactos ambientais em questões envolvendo o planejamento urbano de riscos de desastres torna-se importante, visto que essa ferramenta tem a opção em sua análise, de antecipar os impactos recorrentes de alguma atividade, definindo sua importância, magnitude e ainda, a reversibilidade, a permanência e sua acumulação, definindo o ponto de partida inicial para o Poder Público sobre como e onde agir.

Por fim, não basta apenas ao município assinar um termo de

compromisso firmando que é uma cidade resiliente, mas sim, esquematizar a planejar as ações voltadas para resiliência. Contudo, é de extrema importância que a própria cidade a seguinte pergunta: em qual área a cidade vai ser resiliente? Visto a complexidade de áreas e agentes presentes dentro e fora de seus limites territoriais.

Em outras palavras, se o município que ser resiliente em relação a inundações, deve haver todo um planejamento de maneira a conciliar as pressões que a cidade sofre. Ou seja, tratar com sinergia a engenharia e o planejamento urbano da cidade, bem como a sociedade, para que as respostas aos desastres sejam mais rápidas e eficazes e que também protejam os patrimônios e mais importante, a vida dos cidadãos que nela residem.

3.8 FONTES DE POLUIÇÃO PONTUAIS E DIFUSAS

Despejos pontuais, seja um emissário de esgotos, efluentes, ou descarte de resíduos, como o próprio termo diz, são considerados como fontes de poluição pontuais. Já a poluição difusa, ocorre pela ação das águas da chuva, quando de seu escoamento superficial, que escorre e transporta todo e qualquer material ou substância presente na superfície, seja em áreas urbanas ou rurais (EEA, 2020; EPA, 2020).

Na poluição difusa podem estar incluídos fertilizantes, herbicidas e inseticidas em excesso, óleos, graxas ou outros químicos que ficam nas superfícies por onde a água irá escorrer (ruas, avenidas, rodovias, áreas impermeabilizadas), além de sedimentos, entulhos de construção civil, matérias que saem do desgaste de esculturas, materiais cerâmicos, restos de galhos, bactérias, nutrientes, materiais metálicos, plásticos e microplásticos e substâncias que sofreram deposição atmosférica (LI *et al.*, 2009; KANG *et al.*, 2010; EPA, 2020; MULLER, 2020).

Nesse contexto, é importante que essas fontes de poluição sejam identificadas quando do planejamento tanto urbano quanto da instalação de atividades diversas, visto que os rios urbanos, diferentemente dos rios em áreas rurais, sofrem com maiores variedade de possíveis poluentes.

3.9 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA) PROPOSTO PELA CETESB

A qualidade das águas superficiais teve alguns estudos preliminares

iniciados na década de 1950 (AKERLINDTH, 1950) e posteriormente na década seguinte (WEIBEL *et al.*, 1964). Baseado nesses estudos, vários poluentes começaram a servir de interesse aos pesquisadores, como por exemplo sólidos suspensos totais, as demandas químicas e bioquímicas de oxigênio, metais (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) e espécies de nitrogênio e fósforo (SYLVESTER e DEWALLE, 1972; LAXEN e HARRISON, 1977; HORKEBY e MALMQUIST, 1977; MALMQUIST, 1983).

Mesmo que os estudos de fontes de poluição vinculadas ao escoamento superficial de águas de chuva em áreas urbanas tenham sido iniciados a mais de meio século, alguns grupos de poluentes ainda não foram identificados, o que deixa uma lacuna de pesquisa para futuros estudos, por ser uma poluição que pode afetar os rios urbanos (MULLER, 2020).

Nesse sentido, no Brasil, a partir de 1975, baseado no Índice de Qualidade das Águas (IQA), criado em 1970, pela *National Sanitation Foundation*, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), adotou o IQA, que hoje é o principal índice de qualidade da água utilizado no país.

Para encontrar um denominador comum, que pudesse incluir diversos parâmetros em apenas um, o IQA foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água bruta, com vista para o abastecimento público, após tratamento.

A avaliação de qualidade obtida por meio do IQA apresenta limitações, uma vez que vários parâmetros importantes não são englobados no cálculo deste índice, muito embora, em sua maioria, são parâmetros indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos, e que deixa de lado protozoários, patógenos, e substâncias que interferem nas propriedades organolépticas da água (ANA, 2020). O IQA é composto de nove parâmetros, sendo eles:

- 1) Oxigênio dissolvido;
- 2) Coliformes fecais;
- 3) Potencial hidrogeniônico – pH;
- 4) Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO_{5,20};
- 5) Temperatura da água;
- 6) Nitrogênio Total;
- 7) Fósforo Total;
- 8) Turbidez; e
- 9) Resíduo Total ou sólidos totais.

Todos esses parâmetros possuem características próprias quantos aos poluentes que possuem, por exemplo, os esgotos domésticos apresentam compostos orgânicos biodegradáveis, nutrientes e microrganismos patogênicos. Já para efluentes industriais, a diversidade de compostos é maior em função dos diferentes tipos de matérias-primas e processos industriais utilizados.

Oxigênio Dissolvido (OD)

É a concentração de oxigênio contido na água, essencial para todas as formas de vida aquáticas aeróbias. Para esse oxigênio estar presente na água, assim como outros gases, ele sofre influência da sua própria solubilidade; a pressão parcial da atmosfera em que se encontra; da temperatura; e a concentração de impurezas (METCALF e EDDY, 2003; VON SPERLING, 2007).

Um dos mecanismos de entrada na água, em maior parte, é pela atmosfera, normalmente através de afloramentos d'água, em que a água ao sair, sofre uma turbulência e nesse processo o oxigênio vai se dissolvendo. Outro detalhe é sua relação com a temperatura em que as mais baixas podem segurar uma maior quantidade quando comparada a águas com temperaturas maiores (USGS, 2020).

Por outro lado, a diminuição da quantidade de oxigênio na água pode ser correlacionada com a introdução de matéria orgânica no meio, cuja bactérias durante o processo respiratório, o utilizam e conseqüentemente, sua concentração diminui (METCALF e EDDY, 2003; VON SPERLING, 2007). Valores abaixo de 2 mg / L, implicam na morte de todos os peixes.

Os limites permitidos de OD são instituídos na Resolução CONAMA 357/2005, de acordo com o enquadramento do corpo hídrico:

- Classe 1: $\geq 6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$;
- Classe 2: $\geq 5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$;
- Classe 3: $\geq 4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$;
- Classe 4: $> 2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$.

Coliformes fecais

As características biológicas da água têm importância no controle de doenças causadas por organismos patogênicos de origem humana, além do papel exercido pelas bactérias e outros organismos na decomposição e estabilização da matéria orgânica, bem como na transformação de compostos inorgânicos (METCALF

e EDDY, 2003).

Alguns tipos de bactérias, tanto patogênicas quanto não patogênicas são comuns de estarem presentes em esgotos domésticos brutos. Em relação aos patogênicos, as doenças mais comuns de ocorrerem são tipicamente doenças no trato gastrointestinal, como febre tifoide e paratifoide, disenteria, diarreia e cólera. Além disso, algumas dessas bactérias são excretadas pelos próprios seres humanos e animais infectados (METCALF e EDDY, 2016).

Nesse contexto, um exemplo de bactérias que estão presentes no sistema digestivo dos seres humanos são as bactérias coliformes. Tipicamente são *gram-negativos* (termo referente ao procedimento de coloração para identificar grupos diferentes de organismos), não formadores de esporos com formato em bastonete. Cerca de 100 a 400 bilhões de bactérias coliformes são eliminadas por cada pessoa por dia. Por isso, ao longo dos anos, o seu uso como indicador de contaminação fecal vem sendo utilizado (METCALF e EDDY, 2016).

O grupo de coliformes totais engloba quatro gêneros da família Enterobacteriaceae: *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Klebisella*. Contudo, os três grupos mais comuns, utilizados como indicadores bacterianos são coliformes totais, fecais e *E.Coli* (METCALF e EDDY, 2016).

Os coliformes fecais, subgrupo dos coliformes totais, podem ser encontrados em quantidades altas no intestino e fezes humanas e em animais de sangue quente. Sua presença na água, indica um maior risco, em comparação à presença de coliformes totais, de que organismos causadores de doenças também podem estar presentes. Já a *E.Coli*, é específica de intestinos e de fezes de humanos e de animais de sangue quente. Embora muitas cepas da *E.Coli* sejam inofensivas a humanos, o serotipo 0157:H7 pode causar envenenamento de alimentos e se tornar uma ameaça à vida. Além disso, seu risco é maior quando comparado aos coliformes totais e fecais, de que organismos patogênicos causadores de doenças podem estar presentes (METCALF e EDDY, 2016).

Um exemplo de método que pode ser aplicado para determinação das concentrações de coliformes é o Quanti-Tray^R/2000 com o auxílio do Teste de Colilert. Neste, dois indicadores nutrientes (ONPG e MUG), são as fontes de carbono no Colilert e podem ser metabolizados pelos coliformes pela enzima coliforme β -galactosidase e pela *E.Coli* pela enzima β -glucuronidase. Conforme os coliformes crescem no Teste Colilert, elas metabolizam o ONPG modificando a cor para amarelo.

Já a *E.Coli* metaboliza o MUG criando a fluorescência, que posteriormente pode ser visualizada com auxílio de luz ultravioleta.

pH

É o potencial hidrogeniônico da água, representando a concentração de íons hidrogênio (H^+), variando entre 0 e 14. Tal parâmetro indica as condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água, os quais por sua vez, influenciam no equilíbrio químico nas águas. Além disso, o intervalo entre 6 e 9 é o intervalo crítico para que grande parte da vida biológica possa se desenvolver (METCALF e EDDY, 2003). Ele influencia diretamente em efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies e indiretamente em termos químicos de equilíbrio, por contribuir com a precipitação de elementos químicos, como por exemplo os metais pesados, e outras condições que podem exercer efeitos sobre a solubilidade de nutrientes (CETESB, 2016).

Em termos de tratamento de água, tem sua influência na etapa de coagulação e floculação, bem como na etapa de cloração. Além disso, a água nas redes de distribuição também é influenciada pelo pH, visto que águas ácidas são corrosivas, ao passo que as alcalinas são incrustantes, sendo então, seu controle, de uma importância preponderante em relação a distribuição de água (CETESB, 2016).

DBO_{5,20}

É um dos parâmetros mais utilizados para verificação de poluição orgânica, cuja medição envolve a análise do oxigênio dissolvido presente na água. A demanda bioquímica de oxigênio pode ser entendida como o conjunto de componentes orgânicos de proteína, carboidratos, gorduras e óleos. Além disso, também pode ser entendida como a quantidade necessária de oxigênio para que a matéria orgânica presente na amostra se estabilize através de processos biológicos (METCALF e EDDY, 2003; VON SPERLING, 2007).

A decomposição aeróbia ocorre até que todo o oxigênio seja consumido, em que as bactérias o utilizaram para obter energia por meio da respiração. Quando toda a matéria orgânica também foi utilizada, as novas células de bactérias começam a utilizar de seu próprio tecido por meio de um processo denominado de respiração endógena. Valores altos deste parâmetro estão relacionados ao lançamento de cargas orgânicas elevadas, e isso pode causar a diminuição do valor de OD (METCALF e EDDY, 2003; VON SPERLING, 2007).

É nesse contexto que esse parâmetro pode ser determinado pela comparação das concentrações de oxigênio dissolvido do dia inicial de preparo com a do quinto dia, em que a amostra pode ser diluída em um meio contendo nutrientes para o crescimento bacteriano. Dessa maneira, é possível que o resultado seja mais fidedigno, por haver nutrientes no meio e o oxigênio necessário para o período de incubação de 5 dias a 20°C, daí o nome DBO_{5,20}.

Temperatura

Representa a medida da intensidade de calor e é importante nas reações químicas, físicas, biológicas, suas reações e na vida aquática e podem afetar a saturação do oxigênio dissolvido. Organismos aquáticos são afetados por temperaturas fora dos limites de tolerância, o que pode acarretar em problemas de crescimento e reprodução. Além disso, altas temperaturas diminuem as concentrações de oxigênio presente na água, porque este se torna menos solúvel quando comparado em águas mais geladas (METCALF e EDDY, 2003).

Nitrogênio Total

É um elemento essencial para o crescimento de microrganismos, plantas e animais. Pode ser encontrado na forma de molécula de gás (N₂), nitrogênio orgânico dissolvido e em suspensão, amônia (NH₃ – livre e NH₄⁺ – ionizada), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) (METCALF e EDDY, 1991; VON SPERLING, 2007).

Quando na forma de amônia livre, é tóxico para os peixes e na forma de nitrato, está ligado a doenças como metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul). Além disso, pode ser oxidado por cloretos, o que faz com que a dosagem para o tratamento desse composto seja mais alta, conferindo maior valor a ser gasto em processos de desinfecção (METCALF e EDDY, 2003).

Os processos que ocorrem na transformação do nitrogênio são a amonificação, a qual transforma o nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas*; a nitrificação, na qual ocorre a transformação de amônia para nitrito e posteriormente nitrato, pelas bactérias do gênero *Nitrobacter*, e este posteriormente é transformado em nitrogênio na forma de gás através do processo de desnitrificação (WPCF, 1983; METCALF e EDDY; 1991; COOPER *et al.*, 1996; CAMPBELL *et al.*, 1999).

Por também ser um parâmetro orgânico, os microrganismos os

utilizam como alimento, e por exemplo, pode acarretar no crescimento excessivo de algas e até mesmo eutrofização. Suas fontes podem ser os próprios compostos nitrogenados com origem das plantas e animais, nitrato de sódio e o nitrogênio atmosférico (fixação) (METCALF e EDDY, 2003; VON SPERLING, 2007).

O nitrogênio na forma de nitrogênio orgânico, e amoniacal (amônia ou íon amônio) são mais estáveis em meio aquoso e estão em formas reduzidas, por isso são um indicativo de poluição recente. Pode-se associar esses dois as zonas de autodepuração e zona de decomposição ativa, respectivamente (CETESB, 2020). Já sua presença na forma de nitrato ou nitrito (forma oxidada) é um indicativo de poluição antiga. Em outras palavras, durante o processo de estabilização, as bactérias decompõem o nitrogênio orgânico para amônia e posteriormente, o que leva um tempo, elas oxidam essa amônia em nitrito e nitrato, conferindo a sua estabilização (METCALF e EDDY, 2003; VON SPERLING, 2007).

O nitrogênio orgânico é obtido analiticamente pelo método do nitrogênio Kjeldahl. Num primeiro momento, a amostra é posta para ferver com o objetivo de volatilizar a amônia para posterior digestão. Durante esta, o nitrogênio orgânico é convertido no íon amônio pela ação do calor e ácido. Ao final, o processo de destilação é feito e o líquido resultante é posto para titulação, da qual é possível encontrar a concentração respectiva de acordo com o volume titulado gasto (METCALF e EDDY, 2003).

Outro exemplo de método que pode ser utilizado para determinar nitrogênio total é o que vem na forma de um kit. Por exemplo o Nanocolor Nitrogênio total TN_b 22, cuja escala de medição varia entre 0,5 mg/L a 22 mg/L (método Macherey-Nagel – MN, 0831). O princípio consiste na decomposição oxidativa com subsequente compensação de interferência e determinação fotométrica com 2,6-dimetilfenol em mistura de ácido sulfúrico/ ácido fosfórico.

Fósforo Total

O fósforo também é um composto orgânico essencial para o crescimento de algas e outros organismos biológicos presentes nas águas. É um parâmetro interessante porque quando ocorrem os crescimentos excessivos de algas, ele pode ter relação com esses incidentes, o que o confere interesse de controle (METCALF e EDDY, 2003; VON SPERLING, 2007).

Nas águas é encontrado principalmente nas formas de ortofosfato,

polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos estão disponíveis para o metabolismo biológico, sem a necessidade de conversão para formas mais simples. Serve como alimento para algas e microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Os polifosfatos incluem moléculas com dois ou mais átomos de fósforo e passa por hidrólise em solução aquosa de maneira morosa para chegar à forma de ortofosfato (METCALF e EDDY, 2003).

Suas fontes podem estar relacionadas a esgotos domésticos, detergentes e até mesmo a drenagem de áreas agrícolas e urbanas, além dos efluentes industriais (CETESB, 2016). Já a sua determinação, pode envolver duas etapas gerais, a conversão do fósforo na forma de interesse a ortofosfato dissolvido e sua posterior determinação colorimétrica.

Nesse sentido, um dos métodos de análise de fósforo é o método azul de molibdênio, o qual é baseado na leitura da absorbância da amostra comparada a absorbância de um branco. Em meio ácido, o molibdato de amônia e tartarato de potássio e antimônio (catalisador) reagem com ortofosfato, cujo resultado é a formação de ácido fosfomolibdico (coloração amarela). Com a aplicação da ácido ascórbico (agente redutor), o ácido de coloração amarela é reduzido e forma um complexo azul de molibdênio (coloração azul), o qual absorve radiação a 882 nm e cuja absorbância é proporcional à concentração de ortofosfato na amostra.

Turbidez

É o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao passar pela água, cuja redução parte da absorção e espelhamento desse feixe, dado que as partículas provocam turbidez nas águas, por possuírem comprimento de onda maior do que o da luz branca. Sua unidade é dada em NTU (*Nephelometric Turbidity Units*) (METCALF e EDDY, 2003; CETESB, 2016).

É um parâmetro importante, por exemplo, para operação de estações de tratamento de água, por serem primordiais para determinação da quantidade de dosagem de coagulantes. Além disso, altos valores de turbidez impedem a passagem da luz nos rios, o que reduz a fotossíntese da vegetação enraizada submersa e de algas, o que pode vir a acarretar a diminuição da produtividade de peixes (CETESB, 2016).

Resíduo total ou sólidos totais

É uma das características físicas da água e é a matéria que permanece após a evaporação, secagem ou calcinação da amostra de água. Os sólidos totais são os sólidos resultantes após a evaporação em temperaturas que variam entre 103 e 105° C. Já os sólidos totais voláteis, são os que sofrem volatilização quando postos em 500°C ± 50°. Os sólidos que sobram dessa volatilização são denominados de sólidos totais fixos, cujos componentes são em maior parte minerais. (METCALF e EDDY, 2003; VON SPERLING, 2007).

Em geral, os sólidos estão relacionados com matéria orgânica, muito embora alguns compostos inorgânicos podem ser quebrados a aquelas temperaturas. Por outro lado, existem compostos orgânicos que volatizam em 250°C a até 1000°C (CETESB, 2016).

Os sólidos para o recurso hídrico são importantes em termos de análise porque podem causar danos à vida aquática. Ao sedimentar no leito do rio, podem destruir organismos que fornecem alimentos, a desova de peixes e reter bactérias e resíduos orgânicos, assim, torna-se um ambiente favorável à decomposição anaeróbia (CETESB, 2016).

3.10 PRIORIZAÇÃO DO MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS E NASCENTES

O planejamento de microbacias é indispensável para um bom desenvolvimento sustentável, e também é onde se encontram muitas nascentes e rios, e possíveis rios urbanos. Nesse sentido, entender o comportamento hidrológico dessas áreas é interessante para elaborar suas diretrizes de gerenciamento (AHER *et al.*, 2014).

Entretanto, a literatura sobre priorização de bacias hidrográficas possui uma quantidade grande de trabalhos feitos a partir de métodos matemáticos e modelagens. E, portanto, a análise *in loco* de algumas variáveis não é incluída, o que demonstra uma necessidade em determinar prioridades de gerenciamento de bacias hidrográficas ou manejo de cursos d'água urbanos com o aditivo dos levantamentos em campo.

Dentro dessas análises matemáticas e de modelagens, podem ser citadas algumas delas. Por exemplo, a análise de soma e aplicação de pesos (*Weighted Sum Analysis – WSA*), em que Aher *et al.* (2014), tiveram por objetivo

formar um ranking de todas as unidades hidrológicas em uma região na Índia, dando pesos para o ranqueamento das variáveis morfométricas, do qual descobriram que 51,66% das sub-bacias analisadas estão precisando de planos de conservação.

Por outro lado, Ahmed et al. (2017), fizeram o seu trabalho priorizando as sub-bacias para melhor conservação do solo da região do Rio Gumti (Cataratas Tripura), também na Índia, sobre clima tropical em que ocorrem processos erosivos contínuos. Tiveram por objetivo priorizar essas microbacias através da equação universal de perda de solo (*Universal Soil Loss Equation – USLE*), dividindo a perda de solo em categorias diferentes, em que a maior perda é a maior prioridade. Sendo assim, era possível aplicar por exemplo, planos de reflorestamento dessas áreas ou outras medidas mitigatórias, rotação de culturas, etc.

Além disso, também existem as análises por decisão multicritério, aplicada ao planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, como demonstrado pela revisão bibliográfica que Hajkowicz e Collins (2007) fizeram. Essa data de 2007, já demonstra que existe um certo tempo na literatura em que essa metodologia é aplicada nessa temática, visto que os estudos deles englobou cerca de 34 países.

Nesse sentido, outro trabalho relacionado a processos erosivos, mas agora com uso de metodologia de decisão multicritério, Arabameri et al. (2018), utilizaram 17 variáveis morfométricas divididas em lineares, relevo e forma, e 5 classes de cobertura e uso e ocupação do solo dentro de um ambiente SIG, para avaliar a susceptibilidade de erosão em algumas áreas na bacia do Neka Roud, Província Mazandaran no Irã e determinar áreas de prioridade de mitigação.

Continuando no uso de decisão multicritério, outra área é a análise de encontrar zonas susceptíveis a inundações. Fernández e Lutz (2010) nas cidades de Yerba Buena e Tucuman na Argentina propuseram o uso de ambiente SIG munido dessa decisão multicritério, para encontrar áreas mais sensíveis, com uso de variáveis como distância entre canais de drenagem, topografia, nível do lençol freático e o uso e ocupação do solo urbano. Ao fim geraram um mapa de risco aplicando combinação de pesos lineares. Áreas mais sensíveis estavam ligadas as áreas com declividade baixa e rios urbanos com uma conservação pobre.

Outros autores que trabalham com a decisão multicritério para encontrar zonas mais sensíveis de inundação, foram Wang et al. (2011), os quais utilizaram a metodologia dos modelos semiquantitativos e análise hierárquica de processos Fuzzy, que também são decisões multicritérios, Província de Hunan, China

Central, também dentro de ambiente SIG. Entretanto, os autores citam que seus resultados podem conter erros, devido aos dados escassos utilizados. Por outro lado, Meyer et al. (2009), procuraram encontrar essas zonas mais sensíveis a inundações no Rio Mulder, na Alemanha, distribuindo espacialmente múltiplos critérios de risco econômicos, sociais e ambientais, e seus indicadores de avaliação de risco respectivos.

Stefanidis e Sthatis (2013) também buscaram encontrar o risco de inundações utilizando a metodologia de análise hierárquica de processos. A área de análise foi a Península de Kassandra (Norte da Grécia), em que utilizaram variáveis morfométricas e hidrológicas nas sub-bacias, bem como a gênese natural de inundação e a influência das intervenções humanas. Sendo assim, dividiram a análise em dois índices de inundação, um natural e outro de antropogênico. Justamente a ação humana é que derivou a classificação de zonas com maiores riscos. Contudo, os autores também comentam que algumas variáveis, como por exemplo, intensidade das chuvas, não foram consideradas no modelo.

Ayele et al. (2017) utilizaram uma abordagem diferente para priorização de bacias hidrográficas. Em seu trabalho, os autores estudaram a parte de cima da Bacia do Nilo Azul na Etiópia, com o uso do modelo “*Soil and Water Assessment Tool*” (SWAT), calibrado e validado com uma variedade de algoritmos. Como objetivo, a ideia era de avaliar a variabilidade espacial da produção de sedimentos; a quantidade de sedimentos que chegam aos reservatórios e por fim, priorizar as sub-bacias com o uso da SWAT. Em seus resultados, encontraram que a fonte de sedimentos, na verdade era das zonas mais baixas, e não das zonas mais altas das bacias, devido ao uso da terra e o tipo de solo predominante, o que contraria aquela velha percepção de que sedimentos caem das partes mais altas para as partes mais baixas e que a agricultura tem forte influência sobre isso.

Novamente com o uso de ambiente SIG, mas dessa vez, além das características geomorfologias e morfométricas, Avinash et al. (2011), determinaram uma ordem de prioridade de sub-bacias com o auxílio de sensoriamento remoto, e também com dados de águas subterrâneas. Ao unir imagens de satélite, mapas topográficos e técnicas de SIG para a bacia do Rio Gurpur, no Sultão, os autores encontraram que as sub-bacias dessa grande bacia, possuem prospecção de pobre a moderada em relação as águas subterrâneas e que as taxas de bifurcação dos corpos hídricos foram propulsoras no controle estrutural e desenvolvimento da rede

natural de drenagem. Os valores de densidade hidrográfica indicaram que a área sofre de declividades altas e com emaranho de rochas de maior dificuldade de infiltração de água, enquanto a densidade de drenagem indicou uma bacia moderadamente drenável. Posteriormente puderam classificar as sub-bacias do menor ao maior déficit.

Além das variáveis já citadas, Alilou et al. (2019) caracterizaram a saúde e distribuíram espacialmente as sub-bacias de acordo com sua prioridade, na Província Oeste do Azerbaijão, mais especificamente na bacia do Khoy, baseados na Teórica Lógica de Fuzzy, com as variáveis, balanço hídrico, taxa de erosão relacionadas as rochas superficiais, declividade, índices topográficos, parâmetros morfométricos (lineares, de área e relevo) e o potencial de recebido de poluição difusa. Nesse contexto, elaboraram um framework para estabelecer uma pontuação relacionada a saúde da sub-bacia, e assim criar a ordem de prioridade das bacias.

Por fim, outros estudos também podem ser citados como o de Ameri et al. (2018), os quais compararam 4 tipos de modelos matemáticos para criar uma priorização de sub-bacias de acordo com suas erodibilidade e parâmetros morfométricos, Jain e Ramsankaran (2019) que utilizaram 2 modelos e disponibilizaram livremente o banco de dados em um ambiente SIG livre para priorização na bacia do Marol, sudeste da Índia, Rahmati et al. (2016) e (2019) que também utilizaram da parâmetros morfométricos e modelos matemáticos para estabelecer a ordem de priorização da sub-bacias das bacias do Rio Gorganrood e Rio Golestan (Província de Golestan), respectivamente, ambas no Irã. Outro modelo utilizado foi a análise do componente principal por Meshram e Sharma (2017) para priorização das sub-bacias da bacia do Rio Shakkar, na Índia.

Portanto, é possível observar que para grandes escalas de bacias os modelos podem funcionar mesmo que existam erros embutidos nos dados espaciais e até no próprio algoritmo do modelo. Entretanto, é interessante que para bacias urbanas, haja uma visita *in loco* para analisar os aspectos dos rios urbanos, bem como toda a questão envolvendo o tipo de vegetação de seu entorno, se as legislações estão sendo atendidas, se há a presença de animais, cercas em nascentes, disposição irregular de resíduos e descarga clandestinas de efluentes.

Todas essas variáveis podem e devem ser consideradas para o planejamento urbano do manejo dos rios urbanos, visto que além do já citado, muitas vezes processos erosivos estão presentes nesses cursos d'água, e talvez por imagens de satélite não podem ser visualizados, por conta da vegetação que acaba

sobrepondo esses tipos de problema. Entretanto, a dimensão de uma bacia hidrográfica é um fato crucial para os levantamentos de campo.

Outro ponto interessante é a diferenciação entre nascentes e afloramentos d'água. Nascente é a localização na qual um córrego se forma, e que depende dos afloramentos de água, que são os pontos onde a água subterrânea sai para a superfície (GOMES *et al.*, 2005). Ou seja, os afloramentos d'água podem ser considerados os pontos nos quais as águas absorvidas pelo solo, armazenadas no lençol subterrâneo, alimentam as nascentes, e que posteriormente servem como suporte para a existência dos cursos d'água e rios.

Além disso, levando em conta o contexto apresentado pela literatura anteriormente citada, os autores citam que as nascentes, cursos d'água e represas são diferentes entre si por diversos motivos, e também se diferenciam quanto às estratégias de preservação, muito embora apresentem como ponto comum o controle da erosão do solo, seja por estruturas físicas ou barreiras vegetais, as quais minimizam a contaminação química e biológica, além de outras medidas relacionadas às perdas de água por evaporação e consumo pelas plantas (CALHEIROS *et al.*, 2004).

Exemplos de autores que analisaram impactos ambientais em nascentes de maneira *in loco* no Brasil, ambos em Minas Gerais, foram Gomes et al. (2005) e Torres (2016). Em Curitiba, Zanoni e Bollmann (2007) realizam o mapeamento e avaliação da qualidade das águas dos olhos d'água e nascentes na bacia do Rio Belém, também com a aplicação de uma matriz de avaliação de impacto ambiental.

Para tal, Gomes et al. (2005) visitaram 16 nascentes *in loco*, e demonstraram que a localização das nascentes muitas vezes não bate com o encontrado através de mapas. Como parâmetros eles se basearam em Dias (1998) e no Guia de Avaliação da Qualidade das Águas (2004), e propuseram a análise de coloração aparente, odor da água, lixo no entorno, materiais flutuantes, espumas e óleos, esgoto, vegetação, uso por animais, uso antrópico, proteção, identificação (placas ou similares), residências e tipo de áreas de inserção. Após estipulados, a quantificação foi elaborada e ao final, estipularam 5 classes de acordo com o grau de preservação resultante do somatório das pontuações: (A) grau de preservação ótimo; (B) grau de preservação boa; (C) grau de preservação razoável; (D) grau de preservação ruim e; (E) grau de preservação péssimo. Da mesma maneira, Torres

(2016) se baseou no trabalho dos autores anteriores, mas dessa vez para as nascentes do Córrego Alfenas, em Ubá, Minas Gerais.

Por outro lado, Zanoni e Bollmann (2007) concentraram seus estudos na sub-bacia da Barreirinha, a qual faz parte da bacia do Rio Belém, locada na capital do Paraná, cidade de Curitiba. Foram realizadas visitas *in loco* em 18 nascentes, das quais duas não foram encontradas devido a urbanização já consolidada. Os autores avaliaram a condutividade elétrica da água, bem como impacto ambiental, o Índice de Influência Humana e a qualidade das águas, baseada na metodologia da “*National Sanitation Foundation*”.

Para a avaliação de impacto ambiental, Zanoni e Bolmann (2007) levaram em consideração descritores como: Ação (direta ou indireta), Origem (natural ou antrópica) e Fonte (pontual ou difusa). Além dos descritores, também utilizaram quantificadores como: Intensidade (importante, moderado, fraco), Reversibilidade (grande, média ou baixa), Frequência (ocasional, sazonal ou constante) e Estado Evolutivo (regressivo, estável ou progressivo).

De maneira geral, Zanoni e Bollmann (2007) encontraram vários pontos em que as nascentes estavam prejudicadas e até mesmo com lançamento pontual de esgoto sanitário. E que cerca de 70% das nascentes do estudo estavam diretamente impactadas pela urbanização intensa que aterrou e ocupou a região da nascente. E como recorrência nas nascentes do estudo, estava o descarte ilegal de resíduos sólidos. Cerca de 30% das nascentes possuíam alguma influência de lançamento de esgotos domésticos. Sendo assim, o crescimento urbano, quando desenfreado e não planejado, acarreta na degradação da qualidade ambiental dos rios urbanos.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Antes de adentrar especificamente sobre os materiais e métodos, é importante deixar claro que surgiu por parte do Poder Público municipal de Arapongas a ideia de realizar um trabalho que pudesse verificar as condições físicas de suas nascentes, uma vez que a cidade tem uma riqueza nesse quesito. Sendo assim, posteriormente surgiu a ideia de criar uma ordem de prioridade de manejo para essas nascentes de uma maneira mais simples, para que os tomadores de decisão, com base em aspectos técnicos, pudessem da melhor maneira, destinar os recursos públicos disponíveis no município.

Portanto, o estudo foi dividido em três estágios, sendo eles: (1) levantamento de dados e análise morfológica da bacia; (2) levantamento e análise dos dados *in loco*; (3) análises conjunta dos parâmetros de morfologia da bacia e *in loco* por meio da metodologia RIAM.

No primeiro estágio, foi possível elaborar um banco de dados em SIG, do qual também foi possível delimitar as bacias hidrográficas urbanas, nominar e distribuir espacialmente seus corpos hídricos.

Sendo assim, o preparo para o segundo estágio estava concluído. Neste estágio, parâmetros como vegetação, processos erosivos, estruturas de drenagem e presença de efluentes nas águas ou resíduos sólidos, foram analisados em visita *in loco* nas nascentes urbanas desses corpos hídricos. Posteriormente, três pontos foram escolhidos para comparar o IQA, com o objetivo de averiguar a influência da urbanização na qualidade da água. A análise *in loco* foi realizada entre os meses de fevereiro e março de 2019, e a análise do IQA entre os meses de julho e setembro de 2020.

Por fim, no terceiro estágio, a metodologia RIAM foi adaptada e aplicada para unir esses dados, resultando em uma análise quali-quantitativa, sendo assim, possível definir uma ordem de prioridade de manejo para o Poder Público se basear na tomada de decisões quanto ao manejo das bacias hidrográficas urbanas e direcionar melhor os próprios recursos.

Os parâmetros analisados para o presente estudo foram divididos em 6 classes, sendo elas: (1) Caracterização física das bacias hidrográficas urbanas (parte em SIG, parte *in loco*); (2) Áreas de Preservação Permanente (parte em SIG, parte *in loco*); (3) Processos Erosivos (parte em SIG, parte *in loco*); (4) Estruturas de

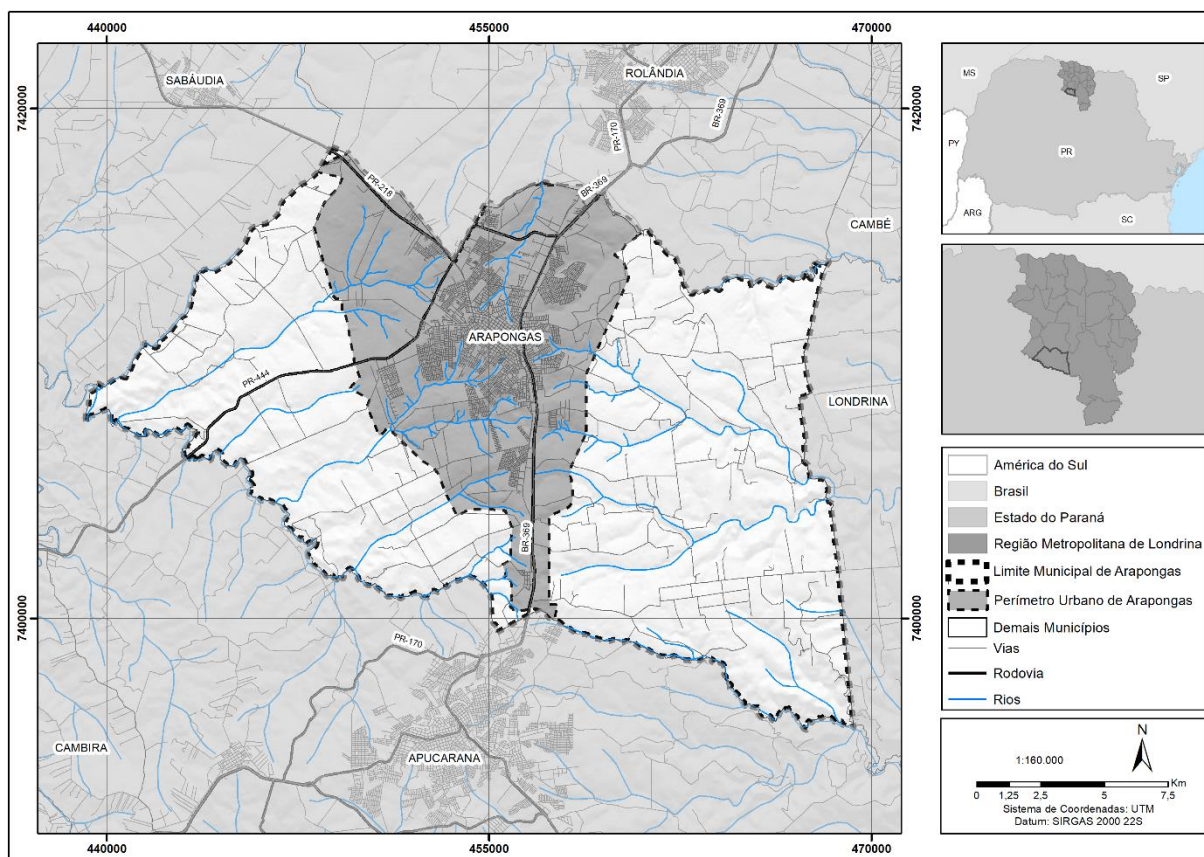
Drenagem Urbana (*in loco*); (5) Resíduos Sólidos e Águas Residuárias (*in loco*); (6) Índice de Qualidade da Água (IQA) (*in loco*). Essas classes serão discutidas nos itens a seguir.

4.1 LOCAL DO ESTUDO

No presente trabalho, a cidade estudada foi Arapongas, estado do Paraná, (Figura 5.1), com coordenadas geográficas UTM 456436E e 7410388S, zona 22S, localizada ao norte do estado do Paraná, sul do Brasil, considerada um berço de nascentes, algumas delas com vazão considerável.

A cidade conta com uma população estimada de 124.810 habitantes (IBGE, 2020) e o clima é classificado por Köppen como Cfa, clima subtropical, com temperatura no mês mais frio, inferior a 18°C e temperatura média do mês mais quente acima dos 22°C, verões quentes, e concentrações de chuvas nos meses de verão (IAPAR, 1998).

Figura 4.1 - Localização da cidade de Arapongas-PR



Fonte: IBGE (2020); IAT (2020)

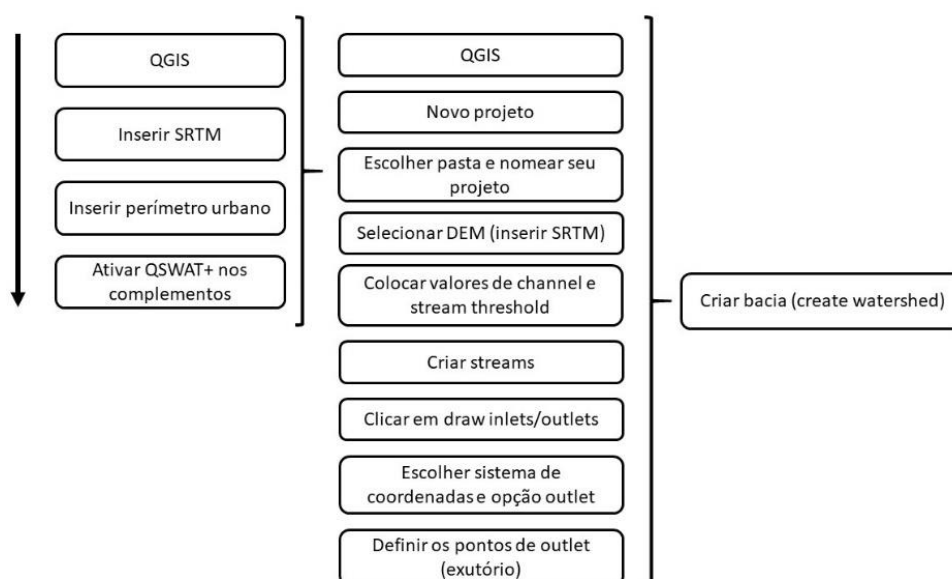
Tal iniciativa foi reforçada pelos ocorridos no ano de 2016, no qual a cidade sofreu com alguns casos de chuvas intensas e que em algumas de suas nascentes aconteceram trágicas situações, como por exemplo, aparecimento ou agravamento de erosões. Além de criar um risco para a população da área urbana, esses processos podem vir a causar estragos na rede de esgotamento sanitário, e conseqüentemente conduzir a substâncias prejudiciais para os cursos d'água urbanos, sem contar o ônus financeiro para o Poder Público.

4.2 ANÁLISE MORFOLÓGICA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS DE ARAPONGAS-PR

Para delimitar as bacias hidrográficas, dados de 30m de resolução (1 Arc Sec) do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) do serviço geológico americano (United States Geological Survey – USGS) foram utilizados para criar o Modelo Digital de Elevação (MDE) na região e assim, criar a rede hidrográfica e estabelecer a delimitação da bacia. Todos os dados foram processados no software Quantum GIS (QGIS) versão 3.12.3, trabalhados no DATUM SIRGAS 2000 com projeção UTM Zona 22 S.

O fluxograma para criação da rede hidrográfica e delimitação das bacias pode ser visualizado na Figura 4.2.

Figura 4.2 - Fluxograma para criação da rede hidrográfica a partir de SRTM e delimitação da bacia no QSWAT+



Fonte: o próprio autor

Portanto, a ordem para esse mapeamento foi criar primeiramente os corpos hídricos e a rede hidrográfica, para depois, com pontos de exutório, delimitar as bacias hidrográficas. Para isso, a ferramenta *Soil Water Assessment Tool* (SWAT versão 1.2.2), que dentro do QGIS fica com o nome de QSWAT+ foi utilizada (ZHANG *et al.*, 2009; ARNOLD *et al.*, 2012; ALNAHIT *et al.*, 2020).

Sendo assim, para criar os corpos d'água e a rede de drenagem os seguintes valores foram utilizados dentro do QSWAT+ respectivamente:

- “*stream threshold value*” = 1000;
- “*cells*” = 7.876 (área em sq.km);
- “*channel threshold value*” = 100;
- *cells* = 0.7876 (área em sq.km).

Obs: para ambos, o “*standard snap threshold value*” foi de 300 e o valor do “*grid size*” foi 1.

Após criada a rede hidrográfica e sobrepor no mapa, o limite do território municipal, obtido através do IBGE, o próximo passo foi delimitar as bacias hidrográficas urbanas. Essas bacias foram obtidas através de pontos de exutório (Tabela 4.1), os quais seguiram os seguintes critérios:

(1) ponto próximo a mudança de ordem do corpo hídrico nas proximidades do perímetro urbano (cerca de 4km de distância);

(2) exceção a bacia 2 em relação a mudança de ordem por possuir um córrego muito extenso, então o ponto exutório foi locado próximo ao limite com o perímetro urbano;

(3) exceção a bacia 6 em relação a mudança de ordem devido a sua extensão e por grande parte da bacia ser de propriedade rurais.

Tabela 4.1 – Coordenadas geográficas dos pontos de exutório utilizados para delimitar as bacias hidrográficas urbanas

Ponto de Exutório	Longitude E	Latitude S
1	460881	7409002
2	460611	7406781
3	454222	7401637
4	453450	7404566
5	451029	7407406
6	448101	7412021
7	456979	7416993

Fonte: o próprio autor

Delimitadas as bacias, o próximo passo foi definir preliminarmente os pontos de amostragem *in loco*, para facilitar a ida a campo. As coordenadas desses pontos estão de acordo com o apresentado pela Tabela 4.2. Cada local visitado dentro de uma mesma bacia foi representado pelo número da bacia e por uma letra, para facilitar o tratamento dos dados, por exemplo 1a, refere-se a bacia 1, corpo hídrico “a”.

Todos os pontos foram escolhidos por serem locais considerados como nascentes e nos quais possivelmente seriam encontrados afloramentos d’água, bem como deveriam estar próximos a uma estrada ou a uma rodovia para facilitar o transporte e movimentação da equipe de campo até eles.

Tabela 4.2 - Coordenadas geográficas dos pontos visitados em campo

Ponto	Longitude E	Latitude S
1a	450851	7415038
1b	452893	7414061
1c	452981	7413351
1d	452715	7412464
1e	451473	7411665
2a	455111	7414061
2b	455821	7411754
2c	454845	7412286
3a	453869	7410689
3b	454667	7410157
3c	455111	7409535
4a	457507	7410689
4b	457152	7410242
4c	457685	7409180
5a	455777	7408683
5b	455861	7408595
5c	456064	7408376
5d	456176	7407672
5e	455486	7407397
6a	457419	7407317
7a	455289	7405542
7b	455236	7405047
7c	455555	7404299
8a	456029	7403163
8b	456273	7402147
8c	455691	7401956
8d	455998	7401321

Fonte: o próprio autor

4.2.1 Caracterização física das bacias hidrográficas

Já a caracterização física da bacia foi calculada de acordo com os parâmetros apresentado no Quadro 4.1, cujos conceitos foram apresentados na revisão de literatura. Eles foram adotados por serem utilizados em outras literaturas para definição de prioridade de manejo de bacias hidrográficas, bem como sua aplicabilidade na análise de enchentes e sistemas de drenagens (THOMAS *et al.*, 2011; RAHMATI *et al.*, 2016; BASU e PAL., 2018; FERNANDEZ *et al.*, 2018; YADAV *et al.*, 2018; RAHMATI *et al.*, 2019).

Quadro 4.1 - Parâmetros utilizados para caracterização física das bacias hidrográficas urbanas

Parâmetro	Fórmula	Unidade	Referência
Aspectos lineares			
Perímetro (P)	Comprimento da borda da bacia	km	
Comprimento da bacia (Lb)	Comprimento máximo da bacia do ponto do exutório até o ponto mais distante no outro lado do canal principal	km	Horton (1932)
Ordem do curso d'água	Hierarquia dos cursos d'água	Adimensional	Strahler (1964)
Comprimento de todos os canais (Lt)	Soma do comprimento de todos os canais	km	Horton (1945)
Aspectos de área			
Densidade de drenagem (Dd)	$Dd = \frac{Lt}{A}$ A: area (km ²)	km.km ⁻²	Horton (1932)
Densidade hidrográfica (Fs)	$Fs = \frac{Nu}{A}$ Nu: número total de canais	km ⁻²	Horton (1932)
Textura de drenagem (Dt)	$Dt = \frac{Nu}{P}$	km ⁻¹	Horton (1945)
Coeficiente de compactidade (Cc)	$Cc = \frac{(0.2821 * P)}{(A^{0.5})}$	Adimensional	Horton (1945)
Fator Forma (Rf)	$Rf = \frac{A}{Lb^2}$	Adimensional	Horton (1932)

Fonte: o próprio autor

4.2.2 Análise de uso e ocupação do solo

A análise de uso e ocupação do solo foi feita para uma tentativa de determinar a porção de área permeável dentro da bacia hidrográfica urbana (SRIWONGSITANON e TAESOMBAT, 2011; BERIGUN *et al.*, 2019). Em outras palavras, uma maior proporção de área permeável na bacia auxilia a infiltração do escoamento superficial e pode diminuir a intensidade de processos erosivos (ANACHE *et al.*, 2018).

Para extração da cobertura do uso e ocupação do solo, dados do Projeto MapBiomias (v. 4.1 – Mapeamento Anual da Cobertura e Uso e Ocupação do Solo) (<https://mapbiomas.org/>) foram utilizados. Para download dos dados os seguintes critérios foram seguidos:

1. Usando o GitHub (<https://github.com/mapbiomas-brazil/user-toolkit>) um toolkit fez com que o download de dados fosse possível;
2. Em como usar, clicar em “Repositório”;
3. Em repositório, procurar por “scripts”;
4. Em “scripts”, procurar por “Leitor (1)”;
5. Em “Leitor (1)” selecionar – “mapbiomas-user-toolkit-download-municipios.js”;
6. Clica em “run”;
7. Em bioma – não mudar “selecionar bioma”;
8. Em estado – selecionar Paraná;
9. Em município – selecionar Arapongas;
10. Em tipo de dados – selecionar “cobertura” para mostrar os dados em vetor;
11. Em camadas – selecionar “Arapongas 2018”;
12. Clicar em “Exportar imagens para Google Drive”;
13. Observar em “Tasks” em laranja no canto superior direito, e clicar em “Run”;
14. Os dados estão em sua conta google drive.

Após feito o download dos dados em vetor da Cobertura e Uso e Ocupação do solo, o próximo passo foi inseri-lo no banco de dados do QGIS para extrair a proporção de área de cada uma das classes definidas pelo MapBiomias.

Em Arapongas, as áreas foram definidas em “Infraestrutura urbana”, “Agropecuária”, “Área verde”:

- Área verde: a vegetação, por meio do seu sistema radicular, ajuda no controle de processos erosivos e diminuição da energia da água pluvial, sendo uma classe importante para a proteção ambiental das nascentes e corpos hídricos – as classes do MapBiomas dentro dessa classe principal foram – “Formação Florestal”; “Floresta Plantada”; “Rio e Lago”;
- Agropecuária: são as áreas onde predominam os cultivos, por exemplo, milho, soja, trigo, e que por sua vez, em diferentes épocas do ano, permitem maior exposição do solo, bem como uso para produção de animais de grande porte, necessitando um manejo adequado do solo, seja por terraceamento ou curvas de nível, para contenção das águas pluviais – as classes do MapBiomas dentro dessa classe principal foram – “Pastagem”; “Cultura Anual e Perene”; “Cultura Semi Perene”; “Mosaico de Agricultura e Pastagem”.
- Infraestrutura urbana: são as áreas com urbanização já consolidada, não sendo possível a verificação de terrenos vazios. Tal fator é importante, uma vez que ocorre grande impermeabilização do solo e aumenta a velocidade do escoamento da água, e muitas vezes um sistema de drenagem mal projetado, pode ocasionar ou ampliar processos erosivos – as classes do MapBiomas dentro dessa classe principal foram – “Infraestrutura urbana”; “Outra área não vegetada”; Mineração.

Segue abaixo as definições das subclasses do MapBiomas (SOUZA Jr *et al.*, 2020):

- Formação Florestal: áreas em que há predominância de vegetações densas e com copas contínuas; áreas que sofreram distúrbios por incêndios ou exploração de madeira; e áreas de florestas resultantes de reflorestamento;
- Floresta Plantada: áreas usadas para o plantio de árvores com interesse em comercialização;
- Rios e lagos: reservatórios, corpos d’água, rios, etc;

- Pastagem: áreas de pastagem natural ou plantadas, relacionadas a atividades de agricultura. Em particular, nos biomas Pampa e Pantanal parte da área é classificada como pastagens naturais;
- Cultura anual e perene: áreas predominantemente ocupadas por culturas anuais e em algumas regiões (mais ao noroeste) com a presença de culturas perenes;
- Cultura semi perene: áreas cultivadas com a plantação de cana-de-açúcar;
- Mosaico de agricultura e pastagem: áreas de fazendas as quais não era possível diferenciar pasto de agricultura;
- Infraestrutura urbana: áreas urbanas com predominância de superfícies não vegetais, incluindo ruas, rodovias e construções;
- Mineração: áreas relacionadas a larga extração de materiais minerais, com exposição do solo muito clara devido ao maquinário pesado. Apenas as áreas pertencentes aos Departamento Nacional de Mineração foram consideradas; e
- Outra área não vegetada: áreas com superfície não vegetais não mapeadas em suas classes respectivas, e áreas com solo exposto não classificadas como pastagens ou pasto.

4.2.3 Análise de pedologia

Os dados de tipo de solo utilizados foram os do Instituto Paranaense de Terra, Cartografia e Geologia (ITCG), e assim, possível de gerar o mapa em ambiente SIG.

A classificação dos solos foi baseada no Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (SiBCS) (SANTOS *et al.*, 2018), para que posteriormente fosse possível dentro da área da bacia, extrair a proporção de cada tipo de solo. As classes em Arapongas estão apresentadas no Quadro 4.2, no qual também é possível verificar as respectivas classificações de acordo com a Referência Base Mundial para Recursos do Solo (WEB/FAO, 2018) e também com a classificação americana (*Natural Resources Conservation Services for Soil Taxonomy*, 12^a ed).

Quadro 4.2 - Sistema brasileiro e internacionais para classificação dos solos

SiBCS	WRB/FAO (2014)	Soil Taxonomy (NRCS, 2014)
Latossolo (Do latin <i>lat</i> , “brick”, conotativo de solos muito úmidos – <i>Latosolic B horizon</i>);	Ferrasols	Oxisols
Nitossolo (Do Latin <i>nitidus</i> , “brilliant” conotativo de superfícies rasas em unidades estruturais – <i>Nitic B horizon</i>)	Nitisols	Alfisolos
Neossolo (Do Greek <i>neo</i> , “new”, conotativo de solos com pouco desenvolvimento	Fluvisols	Entisols (Fluvents)

Fonte: o próprio autor.

A importância dessa análise consiste na diferente capacidade que cada solo possui em termos de resistência a processos erosivos e infiltração das águas, bem como a estrutura do solo, distribuição do tamanho das partículas, matéria orgânica e também a permeabilidade (RENARD *et al.*, 1997; BATISTA *et al.*, 2017; DIDONÉ *et al.*, 2017; PHINZI e NGETAR, 2019).

4.2.4 Declividade

Para realizar os levantamentos de declividade os mesmos dados da USGS foram utilizados no QGIS e após feito o MDE o mapa de declividade foi elaborado. A intenção dessa análise foi verificar quais eram os intervalos de declividade predominantes em um raio de 200 metros da nascente.

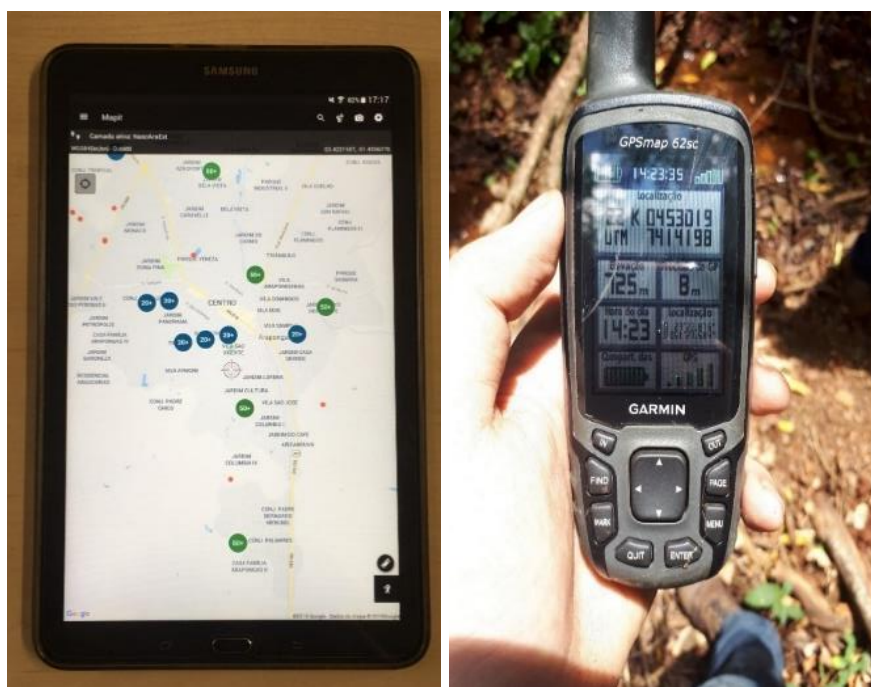
Os intervalos utilizados foram de acordo com EMBRAPA (1979), divididos em: “0-3%”, “3-8%”, “8-20%”, “20-45%” e “>45%”. A importância desse levantamento consistiu no fato de que regiões de platô tendem a ter erosões maiores do tipo voçoroca sem contar que o gradiente do solo também pode ter influência nos processos erosivos, e locais com erosões já formadas tendem a aumentar os processos erosivos (GAYEN *et al.*, 2019; VANAKER *et al.*, 2019; YANG, 2020).

4.3 MATERIAIS UTILIZADOS PARA O LEVANTAMENTO *IN LOCO*

Para os levantamentos *in loco* foram utilizados um tablet e um GPS. O tablet foi o Galaxy TAB E, marca SAMSUNG, modelo SM-T560, com o uso do aplicativo MapIt GIS (versão 5.8.6), para o registro fotográfico e georreferenciamento dos problemas ambientais. O aplicativo otimizar o trabalho com os dados, por exportar os arquivos em formatos, planilha (.xls), autocad (.dwf) e shapefile (.shp), que podem ser trabalhados em software de geoprocessamento para elaboração do banco de dados em SIG.

O GPS foi da marca GARMIN, modelo GPSMAP 62sc, para georreferenciamento dos afloramentos d'água, devido a necessidade de maior precisão de coleta das coordenadas geográficas (Figura 4.3).

Figura 4.3 - Galaxy TAB E e GPSmap 62sc Garmin utilizado nos levantamentos de campo



Fonte: o próprio autor

4.4 ANÁLISE DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APP)

A análise dessa classe foi dividida pela em ambiente SIG, onde por imagens de satélite, conflitos como falta de mata ciliar foram analisados e pelo levantamento *in loco*, para verificar problemas como falta de cerca nas nascentes,

presença de animais de grande porte, entre outros. A seguir são apresentados os parâmetros dessa classe.

4.4.1 Adequada a legislação

O código Florestal brasileiro cita quem em fundos de vale, deve-se proteger o recurso hídrico com uma faixa mínima de 30m em ambas as margens com mata ciliar, sendo proibido qualquer tipo de uso e ocupação do solo.

Contudo, o município de Arapongas, por meio de seu Plano Diretor Municipal (Lei Complementar nº 3.588/2009) por ser mais restritivo, ampliou a APP de 30m para 50m em ambas as partes.

Portanto, a partir da rede hidrográfica elaborada foi possível criar um *buffer* de 50m, em ambas as margens para os cursos d'água urbanos de Arapongas e analisar em ambiente SIG: a falta de mata ciliar nas margens dos fundos de vale, dentro do *buffer* de 50 metros, por meio de imagens de satélite e, moradias irregulares ou qualquer tipo de construção, que posteriormente foram confirmadas ou não em campo.

4.4.2 Vias de contorno no fundo de vale

Explicados os conceitos e os benefícios das vias de contorno de fundo de vale no item 3.5.1, a avaliação deste parâmetro foi feita em ambiente SIG, pelo uso do plugin dentro do QGIS - QuickMapServices, em que todos os córregos urbanos objetos deste estudo foram analisados, verificando se no entorno do fundo de vale e APP, havia ou não, a presença de rua ou avenida marginal.

4.4.3 Cercamento das nascentes

Neste item, foi avaliada *in loco*, a presença de cercas em um raio de 50m da partir dos afloramentos d'água das nascentes visitadas. Esse parâmetro é importante por proteger a nascente contra a entrada de animais e até mesmo de atividades humanas que possam vir a poluir a água.

É um item que comumente ocorre em propriedades ou áreas com características rurais, mesmo que dentro do perímetro urbano. Isso, devido ao fato de

que em área com urbanização consolidada, é complicado o Poder Público, por exemplo, margear toda a extensão de um fundo de vale com cercas. Além disso, é nas propriedades com características rurais que existe a maior presença de animais de grande porte, os quais para se hidratarem, utilizam a água dessa nascente e seus afloramentos d'água, o que conseqüentemente poderia acarretar prejuízos ao corpo hídrico, seja por solo compactado, fezes, entre outros.

4.4.4 Solo exposto

Neste item, foi avaliado dentro da APP, se o solo do entorno dos cursos d'água estava sem vegetação, uma vez que estando exposto, fica mais frágil a processos erosivos e contribui para o carreamento de sedimentos para o corpo hídrico (ZIMBRES *et al.*, 2018).

4.4.5 Presença de animais de grande porte dentro da APP

Neste item, foram avaliadas *in loco* a presença de animais, por exemplo, cavalos, bois ou porcos. Tal análise consistiu em encontrar os animais em flagrantes ou por meio de pegadas ou dejetos próximos aos cursos d'água dentro das APP.

Por se tratar de um parâmetro em que os animais podem pisotear a área, isso compacta o solo, o que o deixa mais frágil a processos erosivos e aumenta o escoamento superficial da água, bem como contaminam, por meio de seus dejetos, a água dos corpos hídricos ali presentes (BRAGINA *et al.*, 2017; ZIMBRES *et al.*, 2018).

4.5 ANÁLISE DOS PROCESSOS EROSIVOS

Neste item, foram avaliados os processos erosivos de maneira *in loco*, bem como a análise na microbacia urbana de áreas propensas ao acúmulo de águas pluviais, por serem regiões que contribuem com o início, ou o agravamento de processos erosivos. Em bacias urbanas, as quais a característica de cobertura, uso e ocupação do solo era rural, foram avaliadas as curvas de nível e terraceamentos próximos as nascentes.

4.5.1 Análise *in loco* dos processos erosivos

Neste item, foram avaliadas a presença de processos erosivos de maneira *in loco* próximo as nascentes urbanas. Foram classificados em: ravinas (até 0,30 metros de altura), erosões (entre 0,30 metros e 1,5 metros de altura) e voçorocas (acima de 1,5 metros de altura).

A erosão é um processo natural que é acelerado pela ação humana, seja no ponto da erosão ou causas indiretas em seu entorno. Além disso, as mudanças climáticas e um má cobertura e mau uso e ocupação do solo pode vir a causar sérios problemas relacionados a erosão, como por exemplo para a própria Arapongas, pelas voçorocas encontradas em campo. Tal problemática pode ainda, ameaçar o desenvolvimento da agricultura em propriedades rurais, perdas de solo (JIANG *et al.*, 2018; WU *et al.*, 2019), causar sérios problemas em bairros pelo recalque do solo, das ruas, avenida, em outras palavras, pode causar uma perturbação social, econômica e ambiental (POESEN, 2018; DUBE *et al.*, 2020).

4.5.2 Curvas de nível e propriedades rurais

As propriedades rurais dentro do perímetro urbano, as quais possuíam corpos hídricos também foram visitadas *in loco*. Nessas visitas, era verificado se, antes de chegar a nascente propriamente dita, se havia ou não, as curvas de nível ou terraceamento, por serem técnicas importantes para prevenção contra perda de solo em caso de chuvas intensas (ACKERMANN *et al.*, 2019), perda também da biodiversidade (NAOKI *et al.*, 2005). Além disso, essa técnica pode auxiliar o acúmulo de água das chuvas para que em épocas de seca as culturas não sofram tanto (KOSMOWSKI, 2018) e também com o sequestro do carbono orgânico (CHEN *et al.*, 2020).

4.6 ANÁLISE *IN LOCO* DAS ESTRUTURAS DE DRENAGEM URBANA

As estruturas dos sistemas de drenagem urbana são as responsáveis pela concentração e controle da energia para o descarte das águas pluviais nos corpos hídricos (ROSA e PAPPALARDO, 2020). Degradadas, podem gerar processos erosivos extremamente impactantes. Foram analisados *in loco* os parâmetros de

deficiência hidráulica das bocas de lobo no entorno das nascentes, obstrução de bocas de lobo no entorno das nascentes, tipos de obstrução das bocas de lobo, situação das tubulações de águas pluviais, situação de eventuais dissipadores e existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas.

Nesse sentido, as análises consistiram no entorno das nascentes, mais ou menos um raio de 200m, em que, as ruas e avenidas eram visitadas para analisar as bocas de lobo, se havia deficiência ou não, e se estavam com entupimento ou não. Essa análise é importante porque mesmo que um sistema de drenagem urbana seja bem projetado, caso seja executado de forma a deixar as bocas de lobo com essas deficiências ou que comumente fiquem entupidas, em dias de chuvas intensas elas não irão funcionar como o esperado, e inundações, enchentes ou outros problemas podem vir a ocorrer (OBROPTA e MONACO, 2018; SILVA e SILVA, 2020).

Além das bocas de lobo, as estruturas de drenagem urbana como galerias, dissipadores e emissários foram visitadas para verificar se havia problemas em suas estruturas, por exemplo, falta de conexão, ou se estavam com algum tipo de dano em toda sua extensão. São estruturas importantes para conduzir e concentrar a água do escoamento superficial e diminuir a sua energia até que seja descartada nos corpos hídricos (DHAKAL e CHEVALIER, 2017; BRUDLER et al., 2019).

Sendo assim, é importante verificar essas estruturas sobre o ponto de vista dos riscos que elas podem vir a sofrer e as consequências para a comunidade de seu entorno (SILVA e SILVA, 2020), por exemplo, grandes processos erosivos, danos causados pelas atividades humanas, partes desconexas além de ligações clandestinas de descarte de efluentes ou esgotos (VENKATARAMANAN, 2019; YANG et al., 2011; YANG et al., 2020b).

4.6.1 Deficiência hidráulica das bocas de lobo do entorno das nascentes

A análise das deficiências das bocas de lobo consistiu em avaliar o tipo de boca de lobo que estava instalada. Todas as bocas de lobo foram fotografadas e georreferenciadas. Como Arapongas é uma cidade que sofre com problemas de drenagem, a boca de lobo ideal foi adotada como a que possuía abertura tanto junto ao meio fio, quanto na rua, como no exemplo da (não necessariamente precisava ser dupla). Já as com deficiência foram as que possuíam, ou abertura apenas junto ao meio-fio ou, abertura junto a rua. Quando eram duplas ou triplas, também foi anotado.

Após georreferenciadas, e verificada a deficiência ou não das bocas de lobos nesse raio de 150-200m, para cada uma das bacias, do número total de bocas de lobo amostradas, a porcentagem das que possuem deficiência foi obtida para uso posterior nos critérios de magnitude da matriz RIAM.

4.6.2 Obstrução de bocas de lobo

Da mesma maneira que a deficiência, para cada uma das bocas de lobo também foi verificado se estavam ou não com algum tipo de obstrução. Posteriormente, a porcentagem de bocas de lobos obstruída foi obtida para ser utilizada como critério para elaboração da matriz RIAM.

Além disso, todas elas foram fotografadas e georreferenciadas dessa maneira, foi possível por exemplo, ver os tipos de sedimentos, resíduos sólidos, podas, folhas de árvores, rochas, entulhos que estavam entupindo as bocas de lobo.

Sabendo que tipo de material estava obstruindo as bocas de lobo de uma determinada região ou bairro, é possível propor, por exemplo, um trabalho de educação ambiental, com direcionamento àquela população, indicando especificamente os problemas encontrados e os tipos de medidas a serem tomadas.

4.6.3 Situação das tubulações das águas pluviais

Neste item, foram analisadas as condições estruturais de galerias e emissários encontrados em campo, por serem estruturas importantes para o controle de vazão e concentração das águas pluviais (DHAKAL e CHEVALIER, 2017; OBROPTA e MONACO, 2018; BRUDLER *et al.*, 2019; SILVA e SILVA, 2020). A Figura 5.9, mostra um exemplo de galeria danificada, a qual gerou um processo erosivo em sua proximidade. A análise consistiu em verificar se a estrutura apresentava algum tipo de fissura, parte desconexa e até mesmo grandes danos estruturais.

4.6.4 Situação de eventuais dissipadores

Neste item, foram analisadas as condições estruturais dos dissipadores de energia das águas pluviais, por ser uma estrutura de extrema importância para a dissipação e o controle de energia com que a água da chuva chega

aos fundos de vale através dos emissários (YANG *et al.*, 2011; OBROPTA e Monaco, 2018; YANG *et al.*, 2019; SILVA e SILVA, 2020). A análise consistiu em verificar se a estrutura apresentava algum tipo de fissura, parte desconexa e até mesmo grandes danos estruturais.

4.7 RESÍDUOS SÓLIDOS E ÁGUAS RESIDUÁRIAS

A presença de resíduos sólidos próxima aos cursos d'água ou dentro deles podem causar prejuízos à qualidade da água, bem como a biota que nele vive. Elementos como matéria orgânica, sedimentos, metais, materiais inorgânicos dissolvidos como sal, ou efluentes de fontes pontuais ou difusas, e até mesmo esgoto clandestino podem estar presentes nesse tipo de ambiente (CRESPO *et al.*, 2020).

Nesse contexto, os resíduos sólidos quando dispostos nas proximidades de córregos ou rios podem ser transportados para dentro deles e no caso de resíduos domésticos, podem ser uma fonte rica de nutrientes, por exemplo o nitrogênio que vem da decomposição dos alimentos. Assim, quando essa substância entra contato com a água, caso seja elevada as concentrações, pode causar o fenômeno da eutrofização (BEUSEN *et al.*, 2016; HUANG *et al.*, 2018), crescimento excessivo de algas e anoxia do corpo hídrico (Le MOAL *et al.*, 2019).

Além da matéria orgânica, resíduos da construção civil também podem ser encontrados nessas áreas adjacentes a rios, que podem servir como base para proliferação de vetores, animais peçonhentos e vai no sentido contrário do que preconiza a Política Nacional de Resíduos Sólidos, sobre as questões envolvendo reciclagem desse tipo de resíduo e seu descarte irregular (SADAVISAM e REDDY, 2015; SOMMERHUBER *et al.*, 2015; BERNARDO *et al.*, 2016; LESAR *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2019; WU *et al.*, 2019; BEJA *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2020).

Além dos resíduos mais grosseiros, sedimentos, partículas que saem dos desgastes de freios dos automóveis, esculturas, materiais cerâmicos, restos de galhos e materiais metálicos como ferrugem por exemplo, e, plásticos e microplásticos, podem ser considerados como resíduos finos, os quais são carregados pela água das chuvas até as nascentes e os corpos d'água, causando degradação ambiental (LI *et al.*, 2009; KANG *et al.*, 2010; EPA, 2020; MULLER, 2020).

Por outro lado, ligações clandestinas de esgoto ou qualquer tipo de lançamento de efluentes, quando não controlado, além de ser ilegal, pode causar

impactos negativos ao corpo hídrico e sua biota, sem contar a contribuição para carrear metais pesados ou tóxicos (DHAKAL e CHEVALIER, 2017; BRUDLER *et al.*, 2019b).

Para tal, a análise foi feita de maneira visual, a qual consistiu em verificar a presença de resíduos sólidos com descarte pontual (sacolas, volumosos, RCC, eletrônicos), difusa (quando os resíduos estavam misturados, carreados pela água da chuva) e sobre o efluente, verificava-se se havia a presença de espumas, odores ou colorações nas águas. A seguir são apresentados os parâmetros e critérios de análise.

4.7.1 Indícios de disposição direta de resíduos na APP

Neste item, foi avaliada a presença de disposição direta de resíduos sólidos dentro da APP de forma pontual, por exemplo, móveis, eletrodomésticos, sacos, etc.

4.7.2 Indícios de arraste por águas pluviais

Neste item, foi avaliada a presença de disposição difusa de resíduos sólidos no fundo de vale, sendo característica, uma mistura de resíduos que estavam dispersos no corpo receptor, carreados por meio das águas das chuvas.

4.7.3 Indícios de lançamento de águas residuárias

Neste item, foi avaliada a presença de águas residuárias no corpo receptor, seja por espuma, coloração, óleos e graxas ou cheiro. É um indicativo de poluição difusa e que pode conter qualquer tipo de contaminante, influenciando a qualidade da água daquele corpo receptor.

Essa análise colaborou posteriormente na escolha dos três locais que seriam objeto alvo de coleta de água para determinar o IQA respectivo.

4.8 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA

Como esse é um objetivo secundário do trabalho, cujo intuito é demonstrar como o comportamento dos rios urbanos é dinâmico, apenas 3 pontos

foram selecionados para serem determinados os respectivos IQAs.

As coletas foram realizadas mensalmente nos pontos de interesse e os locais foram escolhidos da seguinte maneira: (1) um local densamente urbanizado; (2) um local com processo de urbanização em seu entorno mas que possua mais características rurais; (3) um local com processo de urbanização em seu entorno, que possua características rurais, mas a urbanização prevalece.

Portanto, as coletas, foram nominadas em três pontos, Ponto 1, Ponto 2 e Ponto 3 (Figura 4.4), referentes as nascentes 2a, 2b e 6a, respectivamente. Tais pontos foram escolhidos por terem características de seu entorno diferentes.

Nas nascentes da bacia 2, ambas possuem declividade acima de 8% em seu entorno, contudo, a 2b, tem uma urbanização mais consolidada, quando comparada com a 2a, que ainda apresenta processos de urbanização por exemplo. Além disso, na 2b, existe a contribuição do lançamento de efluentes de um frigorífico bem no começo da nascente, o que é interessante para comparação.

Já o ponto 3, referente a nascente 6a, foi escolhido por ser uma nascente cujo entorno é composto por agricultura e pastagens (propriedades rurais). Esse ponto difere do visitado pela análise física em 2019, porque em 2020 as culturas plantadas estavam em uma fase avançada de desenvolvimento, o que conferiu certo perigo ao autor em caminhar do ponto de entrada na propriedade até a nascente propriamente dita. Contudo, foi possível ter acesso a um ponto um pouco mais afrente.

Dessa maneira, o intuito dessa comparação foi verificar a diferença entre nascente com urbanização consolidada (2c), nascente em com processos de urbanização (2a) e nascente cujo entorno tem características mais rurais (6a) (Figura 4.4).

Figura 4.4 - Pontos de coleta de amostras de água para análise do IQA



Fonte: Google Earth

Sendo assim, a coleta de água para análise do IQA foi realizada sempre na última semana dos meses de julho, agosto e setembro de 2020, cerca de um ano após a análise das características físicas dos corpos hídricos. A coleta de julho foi no dia 27/07/2020, a de agosto no dia 26/08/2020 e a de setembro no dia 29/09/2020.

4.8.1 Métodos e equipamentos utilizados para análise dos parâmetros do IQA

Adiante, conforme discutido no item 3.9, os parâmetros oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, $DBO_{5,20}$, Temperatura da água, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Turbidez e Resíduos Total, fazem parte do cálculo do IQA.

Segue no Quadro 4.3, os métodos utilizados para análise dos parâmetros do IQA, baseado no que preconiza o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e na Figura 4.5, os equipamentos.

Quadro 4.3 - Metodologias aplicadas para obtenção dos resultados dos parâmetros do IQA baseado em APHA (2012)

Parâmetro	Metodologia	Equipamentos
Oxigênio dissolvido	Procedimento e Método 4500-O G	Oxímetro YSI 5100 n° série 06L1246
<i>E.Coli</i>	Procedimento e Método 9223 B – Teste do substrato enzimático (multi-poços_ Quati Tray/2000	Colilert (IDEXX) – Quanti-Tray Sealer Model 2x – Estufa WTB BINDER TYP 17400099003120 n° 960069 – Software IDEXX Water MPN Generator
Potencial hidrogeniônico – pH	Procedimento e método eletrométrico 4500-H ⁺ B	Peagâmetro
Demanda Bioquímica de Oxigênio** – DBO _{5,20}	Procedimento e Método 5210 B	Oxímetro HACH HQ30d flexi, Incubadora
Temperatura da água	-	Sensor de temperatura acoplado ao oxímetro de campo
Nitrogênio total*	Decomposição oxidativa com subsequente compensação de interferência e determinação fotométrica – Método 0831 TN _{b,22} - MN	Kit Nanocolor Nitrogênio Total TNB 22
Nitrogênio total Kjeldahl***	4500-N _{org} B Macro Kjeldahl	Destilador – Tubos Kjeldahl
Fósforo total*	4500-P E - Método do Ácido Ascórbico	Reator de DQO/Fósforo HACH DRB 200
Turbidez*	2130B Método Nefelométrico	Espectrofotometro HACH 2100Q
Resíduo total*	Procedimento e Métodos 2540 B e D	Estufa (MARCONI MA 033/288) a 103-105 °C Mufla (MARCONI MA 385/3) a 550°C

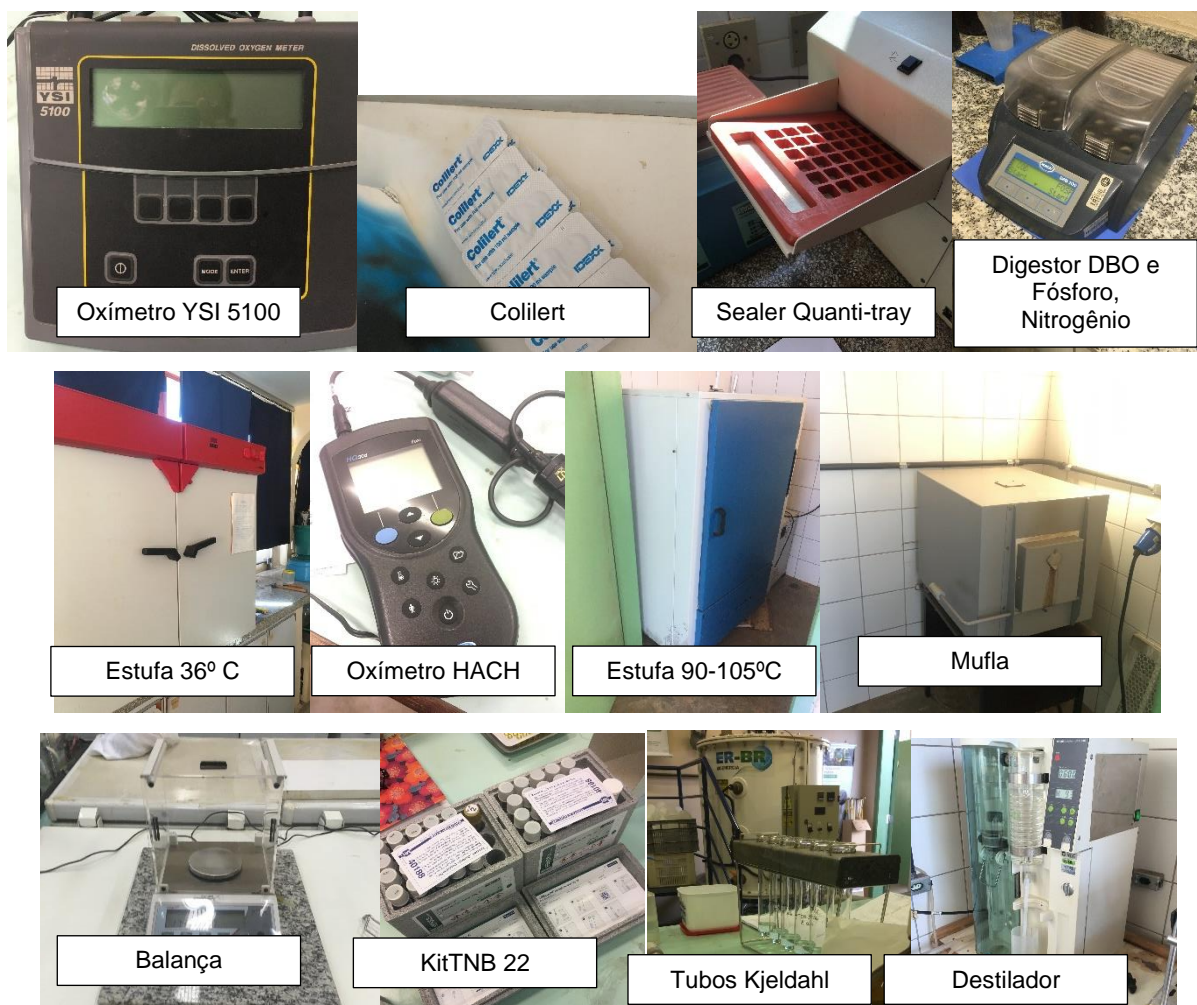
Fonte: CETESB (1975); APHA (2012).

*Análises feitas em duplicata.

**Diluições de 25%, 50% e 100%. – Utilizadas as 100%.

***Aplicado para análise do dia 26/08/2020 e 29/09/2020, ponto 2b.

Figura 4.5 - Exemplo dos equipamentos utilizados para determinação do IQA



Fonte: o próprio autor

4.8.2 Cálculo do IQA

Diante do exposto, o cálculo do IQA, de acordo com a metodologia da CETESB, utilizada desde 1975, consiste na ponderação dos 9 parâmetros apresentados no quadro Quadro 4.3, cujas equações podem ser visualizadas no Quadro 4.4.

O objetivo inicial de sua aplicação era a avaliação da água bruta para o abastecimento público, baseado na opinião de diversos especialistas da área, os quais chegaram a um consenso sobre alguns parâmetros, indicando pesos para cada um deles, alguns mais influentes do que outros, como se pode observar na Tabela 4.3. Já a Figura 4.6, demonstra as curvas médias de variação de qualidade para cada um dos parâmetros do IQA.

Quadro 4.4 - Equações utilizadas para o cálculo do IQA

Equação utilizada para o IQA	$IQA = \prod_{i=1}^n qi^{wi}$
Equação utilizada para os pesos do IQA	$\sum wi = 1$
<p>Onde:</p> <p>IQA = Índice de Qualidade da Água, número que varia entre 0 e 100;</p> <p>qi = valor do i-ésimo parâmetros, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade” (função de valor), em função de sua concentração ou medida;</p> <p>wi = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global da qualidade; e</p> <p>n = número de variáveis que entram no cálculo do IQA.</p>	

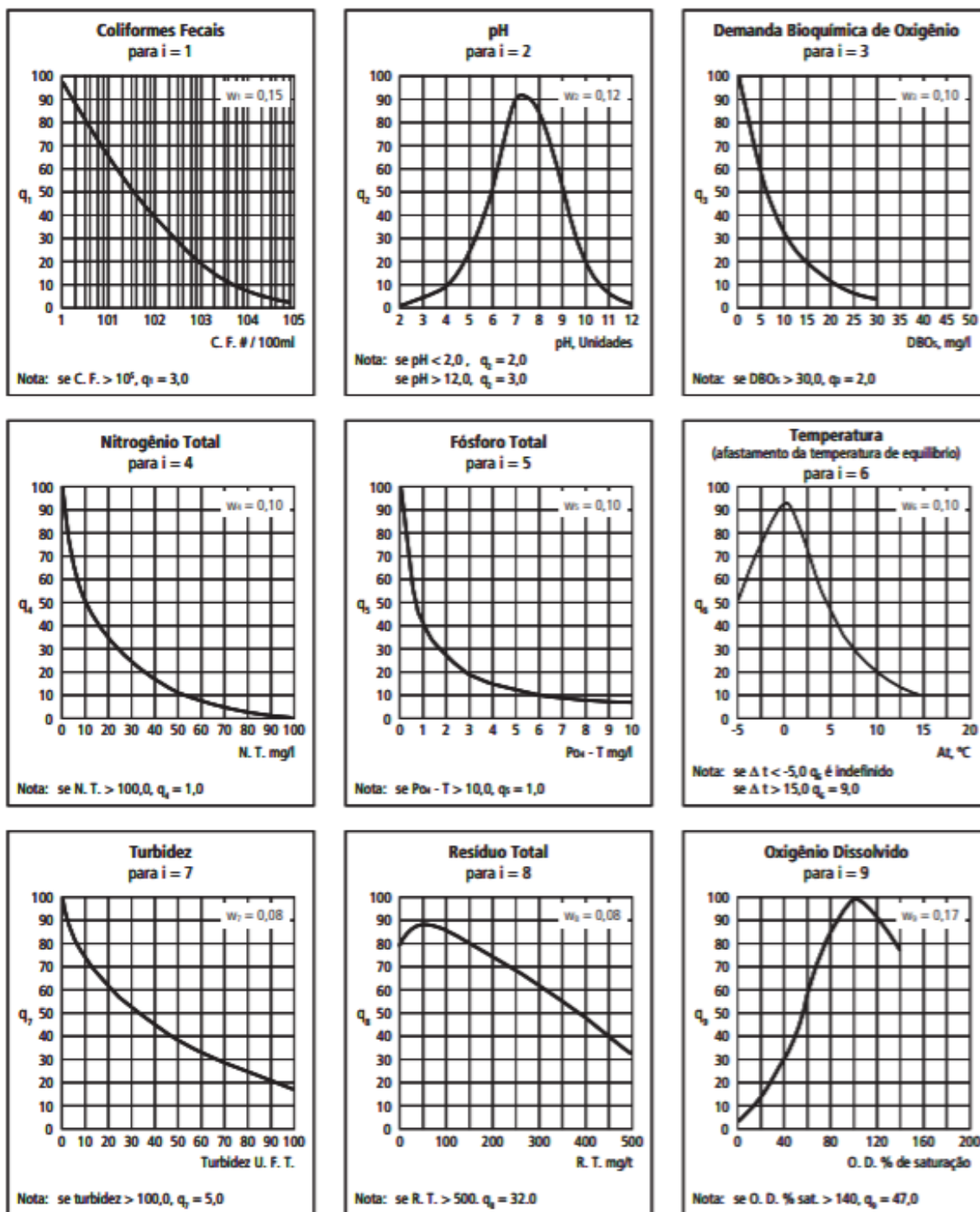
Fonte: CETESB (1975)

Tabela 4.3 - Pesos aplicados para cada parâmetro do IQA.

Parâmetro	Peso (wi)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes fecais (<i>E.Coli</i> aplicado fator de correção – multiplicação por 1,25)	0,15
Potencial hidrogeniônico – pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO _{5,20}	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Fonte: CETESB (2020)

Figura 4.6 - Curva média em função da concentração medida dos parâmetros do IQA



Fonte: CETESB (2020)

Após aplicados os pesos, de acordo com os resultados obtidos, a classificação do IQA pôde ser obtida seguindo o Quadro 4.5:

Quadro 4.5 - Classificação do IQA

Categoria	Ponderação	Coloração
Ótima	$79 < \text{IQA} \leq 100$	
Boa	$51 < \text{IQA} \leq 79$	
Regular	$36 < \text{IQA} \leq 51$	
Ruim	$19 < \text{IQA} \leq 36$	
Péssima	$\text{IQA} \leq 19$	

Fonte: CETESB (2020)

Por mais que os parâmetros do IQA tenham sido escolhidos por uma série de especialistas da área de qualidade de água já a algum tempo e não compreenda outras vasta variedade de parâmetros, como por exemplo metais, ele é um indicador com o objetivo de ser simples, porém um guia em que seja possível determinar se uma água está boa ou não. Contudo, deve ser frisado que a água estar com qualidade ótima não quer dizer que ela seja potável quando este IQA é utilizado.

4.8.3 Fatores de correção do IQA

Coliformes fecais

Segundo CETESB (2020), para ensaios de *E.Coli*, é possível utilizar a mesma curva que foi desenvolvida para Coliformes Termotolerantes (fecais), aplicando-se um fator de correção de 1,25 sobre o resultado da *E.Coli*. Isso se deve ao fato de que em 2008, a própria CETESB encontrou uma correlação em que, para cada 100 Coliformes Termotolerantes, existem aproximadamente 80 representantes de *E.Coli* na amostra. Em outras palavras, os valores de *E.Coli*, foram multiplicados por 1,25.

Fósforo total

Como o IQA utiliza o fósforo total para sua obtenção e o método proposto faz a análise de valores referentes a ortofosfato, a empresa do equipamento utilizado para obtenção dos valores de ortofosfato (PO_4^{-3}), cita que os mesmos, para que sejam convertidos em fósforo total ($\text{PO}_4\text{-P}$), devem ser multiplicados por 0,3261 (Hach, 2020).

Nitrogênio total

Para os dias 26/07 e 29/09, os valores de nitrogênio total utilizados foram os valores do Nitrogênio Total Kjeldahl (NKT). Isso, devido ao fato de que o método utilizado para nitrogênio total tem um limite de detecção de até 22 mg/L, o qual o próprio método indicou que essas amostras haviam ultrapassado esse valor. Assim, a metodologia disponível para chegar ao valor próximo do nitrogênio total era por meio da obtenção do NKT.

4.9 METODOLOGIA DE PRIORIDADE DE MANEJO: INTEGRAÇÃO DOS DADOS – MATRIZ RIAM

Para integrar todos os dados em uma única matriz, de maneira a sistemática, a metodologia utilizada foi a Matriz de Impacto Ambiental Rápida (RIAM), já descrita anteriormente na revisão de literatura. Portanto, os critérios de avaliação dessa metodologia são divididos em dois grupos (PASTAKIA, 1998):

- (a) Critérios que são de importância para as condições e que isoladamente podem mudar o resultado quantitativo e o ranqueamento dos impactos;
- (b) Critérios que são de valor para a situação, mas que sozinhos não modificam o resultado quantitativo e o ranqueamento dos impactos.

Segue no Quadro 4.6, os critérios de avaliação originais atribuídos por Pastakia (1998):

Quadro 4.6 - Critérios, escala e descrição de avaliação de impacto

Critério	Escala	Descrição
A1: Importância da Condição	4	Importância de interesse nacional/internacional
	3	Importância de interesse regional/nacional
	2	Importância nas áreas imediatamente adjacentes a área de interesse local
	1	Importância de interesse local
	0	Não tem importância

A2: Magnitude de mudança/efeito	+3	Maior benefício positivo
	+2	Melhorias significativas no <i>status quo</i>
	+1	Melhorias no <i>status quo</i>
	0	Não há mudanças
	-1	Mudanças negativas no <i>status quo</i>
	-2	Malefícios significativos ou mudanças negativas
	-3	Piores malefícios ou mudanças
B1: Permanência	1	Não aplicável
	2	Temporário
	3	Permanente
B2: Reversibilidade	1	Não aplicável
	2	Reversível
	3	Irreversível
B3: Acumulação	1	Não aplicável
	2	Não cumulativo/único
	3	Acumulativo/sinergia

Fonte: PASTAKIA (1998)

Já os critérios de avaliação podem ser divididos nas seguintes categorias para cada uma das opções em um projeto:

- Físico-químico: cobre todos os aspectos físico-químicos do meio ambiente;
- Biológico-ecológico: cobre todos os aspectos biológicos do processo;
- Social-cultural: cobre todos os aspectos humanos do meio ambiente, inclusivos culturais;
- Econômico-operacional: qualitativamente identifica as consequências das mudanças no meio ambiente, tanto temporárias quanto permanentes.

Diante do exposto, para facilitar o entendimento dos resultados e até mesmo a replicação deste trabalho em outras cidades, a metodologia RIAM original

de Pastakia (1998) foi adaptada. O que a metodologia original considera como componentes, neste trabalho foi denominado de classes, sendo elas:

- a) Caracterização Física das Bacias;
- b) Vegetação;
- c) Processos Erosivos;
- d) Infraestrutura de Drenagem Urbana;
- e) Resíduos Sólidos e Águas Residuárias; e

Tal denominação deu-se por conta dos números de variáveis a serem analisadas, e posteriormente para comparação. Dessa maneira, foi possível analisar e comparar as variáveis individualmente, e também, comparar e verificar qual das classes acima, trariam maiores saldos ambientais. Em outras palavras, foi possível verificar qual das 5 classes acima tende a ser a classe que pode ou não ter maiores impactos ambientais, e qual de suas variáveis contribuem mais para esses impactos.

Além disso, para os critérios de “Importância da condição”, A1 (Quadro 4.5), para todos os parâmetros dos corpos hídricos cuja característica predominante do entorno eram atividades rurais, o valor adotado foi de 1, sendo eles: 1a, 1e, 4c, 5e, 6a, 7b, 7c, 8a, 8b, 8c e 8d (Figura 4.2). Os demais, por estarem em locais na área urbana do município em que já há a urbanização estabelecida ou em processo de urbanização, o valor adotado foi de 2.

A seguir, para cada uma das 5 classes citadas acima, são expostos os critérios referentes a Importância da Condição; Magnitude de mudança/efeito; Permanência; Reversibilidade; e Acumulação, com as respectivas justificativas dos valores a serem adotados.

4.9.1 Critérios RIAM para as características físicas das bacias

Os parâmetros utilizados para prioridade de manejo em relação a classe de características físicas foram: declividade no entorno do corpo receptor, cobertura, uso e ocupação do solo no entorno do corpo receptor, pedologia no entorno do corpo receptor, e em relação a bacia nas quais estão inseridos os corpos hídricos, as características foram: densidade de drenagem, densidade hidrográfica, textura de drenagem, coeficiente de compacidade e fator forma. No Quadro 4.7, são apresentadas as respectivas magnitudes propostas:

Quadro 4.7 – Importância, magnitudes, permanência, reversibilidade e efeito acumulativo dos impactos referentes as características físicas dos corpos hídricos e bacias em que estão inseridos

Parâmetro	A1	A2	B1	B2	B3	Justificativa
Declividade predominante no entorno do corpo receptor	1 ou 2	+ 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • 0% - região plana
	1 ou 2	+ 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • 0-3% - baixa declividade
	1 ou 2	0	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • 3-8% - declividade mediana
	1 ou 2	- 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • 8-20% - media a alta declividade
	1 ou 2	- 2	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • > 20%-45% - altas declividade
	1 ou 2	- 3	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • > 45% - altíssimas declividades
Cobertura, Uso e Ocupação do solo - proporção de área impermeável no entorno do corpo receptor	1 ou 2	+ 1	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> • Quando toda área do entorno do corpo receptor possui área permeável
	1 ou 2	0	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> • Quando até 20% do entorno do corpo receptor é composto por área impermeável (infraestrutura urbana e agropecuária)
	1 ou 2	- 1	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> • Quando entre 20%-50% do entorno do corpo receptor é composto por área impermeável (infraestrutura urbana e agropecuária)
	1 ou 2	- 2	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> • Quando mais de 50% do entorno do corpo receptor é composto por área impermeável (infraestrutura urbana e agropecuária)
	1 ou 2	- 3	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> • Quando todo o entorno do corpo receptor é composto por área impermeável (infraestrutura urbana e agropecuária)

Pedologia predominante do entorno do corpo receptor	1 ou 2	+ 3	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando todo o entorno da nascente possui solo com características de resistência a processos erosivos (latossolo)
	1 ou 2	+ 2	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando mais de 50% do entorno da nascente possui solo com características de resistência a processos erosivos (latossolo)
	1 ou 2	+ 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando mais de 50% do entorno da nascente possui solo com características de resistência a processos erosivos (nitossolo)
	1 ou 2	0	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando o entorno da nascente possui entre 20% e 50% de solo com característica de resistência a processos erosivos (latossolo e/ou nitossolo)
	1 ou 2	- 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando o entorno da nascente possui até 50% de solo mais frágil a processos erosivos (neossolo)
	1 ou 2	- 3	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando todo o entorno da nascente possui solo mais frágil a processos erosivos (neossolo) =
	Densidade de drenagem (Dd)	1 ou 2	+ 2	1	1	1
1 ou 2		+ 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> 1,5 < Dd < 2,5 - drenagem boa
1 ou 2		0	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> 0,5 < Dd < 1,5 - drenagem regular
1 ou 2		- 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> Dd < 0,5 - drenagem pobre
Densidade Hidrográfica (Fs)	1 ou 2	+ 2	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> Fs < 2,5 - infiltração ótima

	1 ou 2	+ 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $1,5 < Fs < 2,5$ - infiltração boa
	1 ou 2	0	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $0,5 < Fs < 1,5$ - infiltração regular
	1 ou 2	- 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $Fs < 0,5$ - infiltração pobre
Textura de Drenagem (Dt)	1 ou 2	+ 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $Dt < 0,50$ - baixo risco de erosão
	1 ou 2	0	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $0,50 < Dt < 1,50$ - pouco risco de erosão
	1 ou 2	- 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $1,50 < Dt < 2,50$ - risco médio de erosão
	1 ou 2	- 2	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $Dt > 2,50$ - alto risco de erosão
Fator forma (Rf)	1 ou 2	+ 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $Kc \leq 0,50$ ou $Kc > 1,50$ - menor propensão a enchentes
	1 ou 2	0	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $0,50 < Kc \leq 0,70$ ou $1,30 < Kc \leq 1,5$ - propensão baixa a enchentes
	1 ou 2	- 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $0,70 < Kc \leq 0,85$ ou $1,15 < Kc \leq 1,30$ - propensão mediana a enchentes
	1 ou 2	- 2	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $0,85 < Kc \leq 1,15$ - propensão alta a enchentes
Coeficiente de compacidade (Cc)	1 ou 2	+ 0	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $>1,5$ menor propensão a enchentes
	1 ou 2	- 1	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $1,25 < Kc < 1,5$ propensão mediana a enchentes
	1 ou 2	- 2	1	1	1	<ul style="list-style-type: none"> • $Kc < 1,25$ - propensão alta a enchentes

Fonte: adaptado de Pastakia (1998)

Portanto, ao observar o quadro acima, o critério A1, como citado anteriormente vai depender da urbanização do entorno da nascente, e pode variar entre 1 e 2. Já o critério A2, sobre a magnitude, as justificativas já estão dispostas no

próprio quadro.

Contudo, os critérios B1 e B2, por serem características físicas, foi adotado o critério como “não aplicável”, nota 1, exceção a cobertura, uso e ocupação do solo, o qual pode sofrer mudanças, por isso foi considerado temporário. Já o critério B3 foi considerado não aplicável para todos, por não haver acumulação de algo.

4.9.2 Critérios RIAM para APP

Os parâmetros utilizados para prioridade de manejo em relação a classe de APP foram: grau de urbanização, adequada a legislação, via de contorno, cercamento da nascente, solo exposto, presença de animais. No Quadro 4.8, são apresentadas as respectivas magnitudes propostas.

Em seu Art. 4º, definir a metragem mínima dessa faixa marginal de vegetação de acordo com o comprimento do corpo hídrico, contudo, o município de Arapongas, possui uma lei mais restritiva, a Lei do Plano Diretor Municipal, que em seu Art. 26 cita que as áreas de preservação permanente ao longo de águas correntes e dormentes (intermitentes) e no entorno das nascentes (afloramentos d’água), devem ter no mínimo 50 (cinquenta) metros para cada lado, medidos a partir da margem (ARAPONGAS, p. 16, 2009).

Portanto, dentro do limite de 50 m do ponto das nascentes e ao longo do corpo d’água, foram identificados por meio das imagens de satélite, se havia a necessidade de recomposição da APP, e se havia, por exemplo, moradias ou atividades irregulares.

Quadro 4.8 – Importância, magnitudes, permanência, reversibilidade e efeito acumulativo dos impactos referentes a APP

Parâmetros	A1	A2	B1	B2	B3	Justificativa
	1 ou 2	0	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Rural - Apenas propriedades rurais no entorno da nascente
Grau de Urbanização da bacia	1 ou 2	- 1	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Em processo de urbanização - processo de urbanização no entorno da nascente

	1 ou 2	- 2	3	3	1	<ul style="list-style-type: none"> Urbanizada - não há propriedades rurais no entorno da nascente
Adequada a legislação	1 ou 2	0	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> A APP está adequada, existe mata ciliar e não há moradias irregulares
	1 ou 2	- 1	2	2	2	<ul style="list-style-type: none"> Existem moradias irregulares, mata ciliar está adequada
	1 ou 2	- 2	2	2	3	<ul style="list-style-type: none"> Existem moradias irregulares, parte da mata ciliar não está adequada
	1 ou 2	- 3	2	2	3	<ul style="list-style-type: none"> Existem moradias irregulares, mata ciliar não está adequada
Via de Contorno	1 ou 2	+ 3	3	3	1	<ul style="list-style-type: none"> Área urbana ou rural dentro do perímetro urbano, existe via de contorno na APP em toda sua extensão
	1 ou 2	+ 1	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Área rural dentro do perímetro urbano, ou em área urbana, quando apenas a região das nascentes possui as vias
	1 ou 2	- 1	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Apenas para área urbana, quando apenas uma das margens do corpo hídrico possui a via
	1 ou 2	- 3	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Apenas em área urbana, quando nenhuma das margens do corpo hídrico possui a via
Cercamento da nascente	1 ou 2	+ 3	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando havia cerca

	1 ou 2	0	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando havia cercamento em parte, ou se a cerca necessitava de manutenção, não havia indícios (pegadas) ou presença de animais próximo as nascentes
	1 ou 2	- 1	2	2	2	<ul style="list-style-type: none"> Quando havia cercamento apenas em parte, e há presença ou indícios de animais nas proximidades das nascentes
	1 ou 2	- 3	2	2	3	<ul style="list-style-type: none"> Quando não havia cercamento e havia a presença de animais nas proximidades das nascentes
Solo Exposto	1 ou 2	0	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando não havia solo exposto
	1 ou 2	- 1	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Solo exposto em baixa intensidade
	1 ou 2	- 2	2	2	2	<ul style="list-style-type: none"> Solo exposto em média intensidade, presença de ravinamento
	1 ou 2	- 3	2	2	3	<ul style="list-style-type: none"> Solo exposto em alta intensidade, presença de ravinamento e sulcos
Presença de animais domésticos de grande porte	1 ou 2	0	2	1	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando não havia presença ou indícios (pegadas, dejetos)
	1 ou 2	- 1	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando havia indícios (pegadas, dejetos)
	1 ou 2	- 2	2	2	2	<ul style="list-style-type: none"> Quando havia presença, mas em pouca quantidade

1 ou 2	- 3	2	2	3	• Quando havia presença em grande quantidade
--------	-----	---	---	---	--

Fonte: adaptado de Pastakia (1998)

Em relação as magnitudes, para todos os parâmetros apresentados no quadro acima, suas respectivas justificativas já estão expostas no mesmo.

Entretanto, os critérios do item “Grau de Urbanização”, apenas áreas urbanizadas foram consideradas no B1 como impactos permanentes e irreversíveis, uma vez que voltar infraestruturas urbanas já instaladas para uso de uma área como rural é algo inviável ou muito custoso. Os efeitos acumulativos foram considerados como “não aplicável”.

Para a APP, se está ou não adequada a legislação, tanto B1 quanto B2 foram considerados como temporários e reversíveis, respectivamente, certo de que a qualquer momento a APP pode sofrer algum tipo de desmate, incêndios, construção de casas irregulares, dentre outros. Já a questão relacionada aos efeitos acumulativos, as justificativas seguem de acordo com o Quadro 4.8.

No tocante as vias de contorno, para o critério B1, apenas as nascentes que em ambas as bordas a via de contorno está implantada é que receberam o valor 3, como permanente, visto que a via instalada, dificilmente será retirada ou algo do tipo. Em relação ao parâmetro B2, segue a mesma linha de raciocínio, como a via já foi implantada, sua reversibilidade fica como “irreversível”, e as nascentes em que as vias estão presentes em partes, pode haver uma reversibilidade no sentido de se aumentar a extensão da via. Contudo, no critério B3, todos receberam a nota 1, por não haver efeitos acumulativos.

Para o cercamento, como a cerca é um item frágil, que a qualquer momento algum maquinário ou pessoas podem facilmente cortá-la, o critério B1 foi considerado para todas as magnitudes como sendo temporário, nota 2. O critério B2 foi considerado como 2 (temporário) para todos, pela facilidade da instalação ou manutenção de uma cerca. Por fim, o critério B3 recebeu as maiores pontuações nos casos em que a possibilidade de haver mais animais era maior.

Em relação ao solo exposto, os critérios B1 e B2 receberam nota 2, por serem passíveis de manutenção, por isso considerados como temporários. Já o critério B3 recebeu as maiores notas em situações que a possibilidade de transformação desse solo exposto em processo erosivo era maior.

Para a presença de animais de grande porte, o critério B1 foi considerado como temporário para todas as magnitudes, visto que uma hora ou outra os animais podem passar próximos aos corpos hídricos. Já para o critério B2, na magnitude considerada como 0 (A2), é uma situação que não é necessário reverter algo, portanto, valor 1, “aplicável”. Para os outros, foram considerados como temporários, já que é possível tomar medidas para que os animais não adentrem as áreas de APP. Sendo assim, o critério B3 foi aumentando de nota conforme eram identificadas essa presença de animais no sentido de haver ou não uma maior frequência de presença deles, seja por maior volume de fezes ou pegadas.

4.9.3 Critérios RIAM para os processos erosivos

Os parâmetros utilizados para prioridade de manejo em relação a classe de processo erosivos foram: concentração de águas pluviais e indícios de erosão. No Quadro 4.9, são apresentadas as respectivas magnitudes propostas:

Quadro 4.9 – Importância, magnitudes, permanência, reversibilidade e efeito acumulativo dos impactos referentes a processos erosivos

Parâmetro	A1	A2	B1	B2	B3	Justificativa
	1 ou 2	+ 3	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Havia terraceamento
Presença de curvas de nível ou terraceamento em propriedades rurais	1 ou 2	-1	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Havia terraceamento com presença de ravinas
	1 ou 2	-2	2	2	2	<ul style="list-style-type: none"> Terraceamento com deficiência de projeto
	1 ou 2	- 3	2	2	3	<ul style="list-style-type: none"> Não havia terraceamento
Indícios de erosão*	1 ou 2	0	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Não havia nenhum indício de erosão
	1 ou 2	- 1	2	2	2	<ul style="list-style-type: none"> Presença de ravinas, até 0,3m de profundidade
	1 ou 2	- 2	2	2	2	<ul style="list-style-type: none"> Presença de erosões, entre 0,3m e 1,5m

1 ou 2	- 3	3	3	3	• Presença de voçorocas, acima de 1,5m
--------	-----	---	---	---	--

Fonte: adaptado de Pastakia (1998)

As justificativas para as magnitudes propostas para os parâmetros da presença de curva de nível ou terraceamento em propriedades rurais e indícios de erosão estão dispostas no Quadro 4.9.

Para a presença de curvas de nível ou terraceamento em propriedades rurais, os critérios B1 e B2 foram considerados como temporários. Por ser uma estrutura natural, moldada no solo, elas ficam vulneráveis a intempéries que a qualquer momento, por exemplo no caso de uma chuva forte, pode causar a necessidade de manutenção. Já para o critério B3, as maiores notas estão de acordo com situações em que a probabilidade de um processo erosivo ocorrer era maior.

Para os indícios de erosão, os critérios B1 e B2 foram considerados como temporário até erosão de 1,5m. A partir disso, como já começa a crescer a escala desse processo erosivo, podendo chegar a voçorocas de mais de 40m de altura, para a magnitude “- 3”, eles foram considerados como permanentes, visto que uma vez alcançado o estado de voçoroca é muito custoso e complexo reverter a situação para o que era num momento anterior a ela. O critério B3 segue o entendimento que quanto maior a erosão, maior será o efeito acumulativo.

Para áreas urbanas, no item sobre as curvas de nível e terraceamento em propriedades rurais, a magnitude adotada foi 0 e os critérios Bs, todos com valor de 1.

4.9.4 Critérios RIAM para infraestrutura de drenagem urbana

Os parâmetros utilizados para prioridade de manejo em relação a classe de infraestrutura de drenagem urbana foram: Deficiência hidráulica das bocas de lobo no entorno do corpo hídrico, obstrução das bocas de lobo do entorno, tipos de obstrução, Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas, Situação da tubulação de águas pluviais, Situação de eventuais dissipadores. No Quadro 4.10, são apresentadas as respectivas magnitudes propostas:

Quadro 4.10 - Importância, magnitudes, permanência, reversibilidade e efeito acumulativo dos impactos referentes as infraestruturas de drenagem urbana

Parâmetros	A1	A2	B1	B2	B3	Justificativa
Deficiência hidráulica das bocas de lobo do entorno da nascente	1 ou 2	0	2	2	1	• Nenhuma boca de lobo possuía deficiência hidráulica
	1 ou 2	- 1	2	2	1	• Menos que 20% das bocas de lobos do entorno estavam com deficiência hidráulica
	1 ou 2	- 2	2	2	2	• Entre 20% e 50% das bocas de lobo do entorno estavam com deficiência hidráulica
	1 ou 2	- 3	2	2	3	• Mais que 50% das bocas de lobo amostradas estavam com deficiência hidráulica
Obstrução das bocas de lobo do entorno da nascente*	1 ou 2	0	2	2	1	• Nenhuma boca de lobo obstruída
	1 ou 2	- 1	2	2	1	• Menos que 20% das bocas de lobos do entorno estavam obstruídas
	1 ou 2	- 2	2	2	2	• Entre 20% e 50% das bocas de lobo do entorno estavam obstruídas
	1 ou 2	- 3	2	2	3	• Mais que 50% das bocas de lobo amostradas estavam obstruídas
Situação da tubulação das águas pluvial*	1 ou 2	0	1	1	1	• Normal - galerias e emissários em condições normais
	1 ou 2	- 1	2	2	1	• Danificada - estruturas apresentavam pequenas rachaduras
	1 ou 2	- 2	3	2	2	• Danificada -estruturas apresentavam rachaduras maiores, desconexões e ravinas no entorno
	1 ou 2	- 3	3	2	3	• Danificada - estruturas desconectadas, presença de erosão no entorno e partes destruídas

		0	1	1	1	• Não encontrada - quando não foi encontrada nenhuma estrutura de drenagem
	1 ou 2	0	1	1	1	• Normal - dissipadores em condições normais
	1 ou 2	- 1	2	2	1	• Danificada - apresentava pequenas rachaduras
	1 ou 2	- 2	3	2	2	• Danificada - apresentava rachaduras maiores, desconexões e ravinas no entorno
Situação de eventuais dissipadores*	1 ou 2	- 3	3	2	3	• Danificada - mais de uma parte desconexa ao longo do caminho do dissipador, erosões no entorno, partes destruídas
		0	1	1	1	• Não encontrada - quando não foi encontrada nenhuma estrutura de drenagem

Fonte: adaptado de Pastakia (1998)

Para todos os parâmetros dessa classe, as justificativas de magnitude estão presentes no quadro acima.

Tanto para a porcentagem de bocas de lobo com deficiência hidráulica das bocas de lobo, quanto para a porcentagem de bocas de lobo entupidas, os critérios de permanência e reversibilidade (B1 e B2), foram considerados como temporários, uma vez que sendo identificadas as bocas de lobo com algum tipo de problema, fica a cargo do Poder Público fazer as alterações necessárias. Já B3, quanto maior a porcentagem desses problemas, maior será o efeito cumulativo.

Para a situação da tubulação das águas pluviais e para os dissipadores, apenas quando essas estruturas estavam intactas e em boas condições que os critérios B1, B2 e B3 foram considerados como não aplicáveis. Quando de poucas rachaduras, mas nenhum outro tipo de problema, os critérios B1 e B2 foram considerados como temporários por serem simples de serem resolvidos. Contudo, a partir do momento em que essas rachaduras são grandes danos a estrutura, apresentavam alguma parte desconexa, e processos erosivos em seu entorno, eles

foram considerados como permanentes. Da mesma maneira, quanto maior eram os danos, maiores eram os efeitos acumulativos atribuídos a B3.

Apenas quando não foi possível encontrar essas estruturas, é que foram considerados como não aplicáveis.

Quando os locais já estavam com processos avançados de processos erosivos, ou eram em propriedades estritamente rurais, a magnitude adotada foi 0 e os critérios Bs = 1, para as questões envolvendo as bocas de lobo, como foi o caso dos corpos hídricos 1a, 5c, 5d e 5e.

Já os locais, em conjunto com a equipe da Prefeitura, dos quais eles confirmam que não havia galerias, dissipadores ou emissários, a magnitude adotada foi de “- 3”, por ser uma estrutura necessária, e os critérios B1 e B2 sendo iguais 2, por ser uma questão de instalação, portanto, temporária, e o critério B3 como sendo 2, por se tratar de casos isolados.

4.9.5 Critérios RIAM para resíduos sólidos e águas residuárias

Os parâmetros utilizados para prioridade de manejo em relação a classe de resíduos sólidos e águas residuárias foram: Índícios de disposição direta na APP, Índícios de arras por águas pluviais, Índícios de lançamento de águas residuárias. No Quadro 4.11, são apresentadas as respectivas magnitudes propostas:

Quadro 4.11 - Importância, magnitudes, permanência, reversibilidade e efeito acumulativo dos impactos referentes a disposição de resíduos sólidos e indícios da presença de águas residuárias

Parâmetro	A1	A2	B1	B2	B3	Justificativa
	1 ou 2	0	3	3	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando não foram detectados resíduos sólidos na APP
Índícios de disposição direta na APP*	1 ou 2	- 1	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Resíduos sólidos encontrados em pouca quantidade

	1 ou 2	- 2	2	2	2	<ul style="list-style-type: none"> Resíduos sólidos encontrados em quantidades medianas
	1 ou 2	- 3	2	2	3	<ul style="list-style-type: none"> Resíduos sólidos encontrados em grandes quantidades e misturados com resíduos da construção civil e/ou queimados
	1 ou 2	0	3	3	1	<ul style="list-style-type: none"> Quando não foram detectados resíduos sólidos na APP
	1 ou 2	- 1	2	2	1	<ul style="list-style-type: none"> Resíduos sólidos encontrados em pouca quantidade
Indícios de arraste por águas pluviais*	1 ou 2	- 2	2	2	2	<ul style="list-style-type: none"> Resíduos sólidos encontrados em quantidades medianas
	1 ou 2	- 3	2	2	3	<ul style="list-style-type: none"> Resíduos sólidos encontrados em grandes quantidades e misturados com resíduos da construção civil e/ou queimados
	1 ou 2	0	3	3	1	<ul style="list-style-type: none"> A água no corpo hídrico não apresentava nenhuma coloração
Indícios de lançamento de águas residuárias*	1 ou 2	- 3	2	2	3	<ul style="list-style-type: none"> A água no corpo hídrico apresentava algum tipo de coloração, presença de gordura ou espuma

Fonte: adaptado de Pastakia (1998)

Para os resíduos sólidos, tanto os considerados como disposição pontual ou difusa (arraste por águas pluviais), em ambos os casos B1 foi considerado

como permanente quando não havia nenhum indício de descarte irregular na área. Por outro lado, tanto em pouca, quanto em grande quantidade, B2 foi considerado como temporário (B2) por ser possível recolhê-los. Já B3 seguiu a seguinte consideração, quanto maior a quantidade de resíduos, maior o efeito acumulativo.

Já os indícios de águas residuárias, quando não foram encontradas, B1 e B2 foram adotados como permanentes e B3 como não aplicável, ou seja, não há nenhuma mudança no *status quo*. Entretanto, quando havia a presença, seja de coloração, cheiro ou espumas na água das nascentes, B1 e B2 foram considerados como temporários, e B3 adotado como 2, por ser caso único. Isso se deve ao fato de que a dinâmica dos cursos d'água é muito ativa, e mesmo que em uma nascente haja o despejo, por exemplo, de efluentes industriais, a poluição será maior quando ocorrem os lançamentos e não o tempo inteiro, a não ser que a indústria fique 24 horas por dia descartando o seu efluente no corpo hídrico, nesse caso poderia ser considerado o efeito cumulativo máximo.

4.10 PROCESSAMENTO DOS DADOS, ELABORAÇÃO DA MATRIZ RIAM E PRODUÇÃO DE MAPA TEMÁTICO DE DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA PRIORIZAÇÃO DE MANEJO

A estrutura genérica para utilização da RIAM adaptada à priorização de manejo das nascentes urbanas é apresentada no Quadro 4.12.

Quadro 4.12 - Matriz de Impacto Ambiental Rápida proposta para a priorização de manejo de nascentes urbanas

Bacia <i>m</i> Canal <i>mi</i>	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Parâmetro a	*	*	*	*	*	A1 * A2	B1+B2+B3	aT * bT
Parâmetro b	*	*	*	*	*			
...	*	*	*	*	*			
Parâmetro n	*	*	*	*	*			

Fonte: adaptado de Pastakia (1998). *Critérios propostos

Após os levantamentos de campo e análise pelas imagens de satélite e aplicada a metodologia da RIAM, foi possível obter para cada bacia hidrográfica urbana e para cada curso d'água urbano um valor quantitativo sobre suas condições ambientais atuais. Portanto, a avaliação final para cada parâmetro deveria ser feita de acordo com as faixas apresentadas no quadro a seguir (PASTAKIA, 1998):

Quadro 4.13 - Conversão dos saldos ambientais para as escalas finais de análise

Saldo ambiental (ES)	Faixa	Descrição das escalas
+72 a +108	+E	Maiores impactos/mudanças positivas
+36 a +71	+D	Impactos/mudanças positivas e significativas
+19 a +35	+C	Impactos/mudanças positivos moderados
+10 a +18	+B	Impactos/mudanças positivas
+1 a +9	+A	Pequenos Impactos/mudanças positivas
0	N	Sem mudança/ <i>status quo</i> /não aplicável
-1 a -9	-A	Pequenos Impactos/mudanças negativos
-10 a -18	-B	Impactos/mudanças negativos
-19 a -35	-C	Impactos/mudanças negativos moderados
-36 a -71	-D	Impactos/mudanças negativos e significativos
-72 a -108	-E	Maiores impactos/mudanças negativos

Fonte: Pastakia (1998)

Posteriormente, os valores foram integrados em ambiente SIG de acordo com as bacias e cursos d'água respectivos, sendo assim, possível elaborar o mapa temático, indicando os locais os quais a ordem de prioridade de manejo era

mais urgente, sinalizados em vermelho, para os menos urgentes, sinalizados em verde.

Entretanto, para que o mapa da prioridade de manejo pudesse ser elaborado, em vez de utilizar a classificação do quadro 4.13 e representar o saldo ambiental em função de letras, do +E até o -E, o somatório dos saldos ambientais para cada um dos corpos hídricos foi mantido, de maneira a se deixar o valor quantitativo para ser representado por meio de mapa. Os valores podem ser encontrados nas tabelas do Apêndice A.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

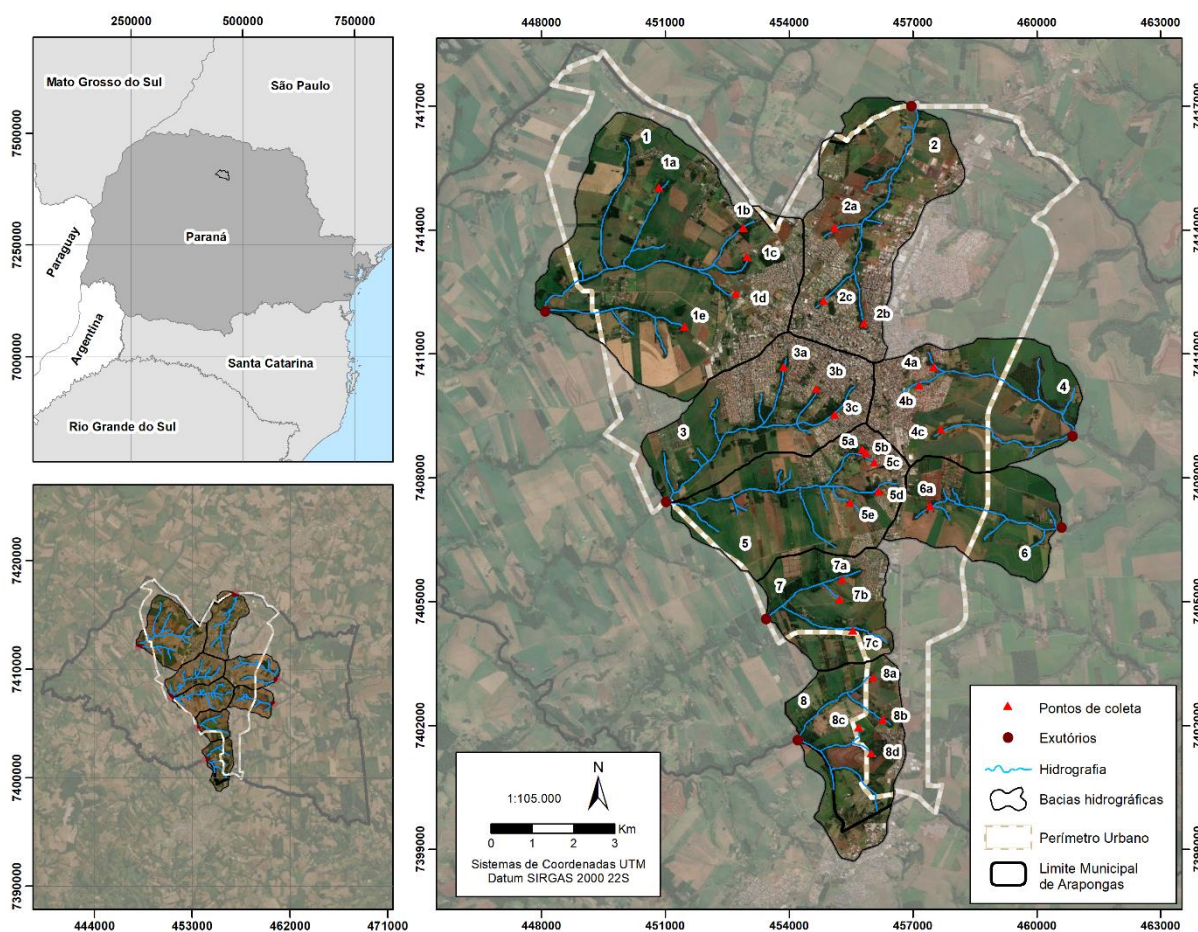
Os levantamentos de campo ocorreram dentre os meses de fevereiro e março de 2019. Foram necessários 7 dias de visitas *in loco*, com uma média gasta de 5h30min por dia de trabalho, totalizando 38h30min de coleta de campo. Assim, 27 fundos de vale foram visitados dentro das 8 microbacias (Quadro 5.1 e Figura 5.1) do perímetro urbano, com georreferenciamento de 80 afloramentos de água, 466 bocas de lobo, 53 dissipadores e galerias e os principais processos erosivos encontrados.

Quadro 5.1 - Bacias urbanas e fundos de vale urbanos percorrido *in loco*

Bacia Urbana	Código da Bacia	Corpos Hídricos visitados <i>in loco</i>	Código do corpo hídrico
Ribeirão Caturité/ das Ilhas/Icoarana	1	Ribeirão Caturité	1A
		Córrego Tapajós	1B
		Ribeirão das Ilhas 1	1C
		Ribeirão das Ilhas 3	1D
		Córrego Icoarana	1E
Ribeirão Bandeirantes do Norte	2	Córrego Uru	2A
		Bandeirantes do Norte 1	2B
		Bandeirantes do Norte	2C
Córrego Tabapuã/Aymoré/Campinho	3	Tabapuã	3A
		Aymoré	3B
		Campinho	3C
Córrego Arlindo/Damásio	4	Córrego Arlindo 1	4A
		Córrego Arlindo 2	4B
		Córrego Damásio	4C
Córrego da Mantiqueira	5	Córrego da Mantiqueira 1b	5A
		Córrego da Mantiqueira 1c	5B
		Córrego da Mantiqueira 2	5C
		Córrego Alecrim	5D
		Córrego da Mantiqueira 3	5E
Córrego Coqueiral	6	Córrego Coqueiral	6A
Ribeirão Araruva/Botocudos	7	Ribeirão Araruva 1	7A
		Ribeirão Araruva 2	7B
		Córrego Botocudos	7C
Córrego Fulgor/Caviúna/Nhambu/Pimenta	8	Córrego Fulgor	8A
		Ribeirão Caviúna	8B
		Córrego Nhambu	8C
		Córrego Pimenta	8D

Fonte: o próprio autor

Figura 5.1 – Bacias hidrográficas urbanas de Arapongas e locais visitados *in loco*



Fonte: USGS (2020); IBGE (2019)

Nos próximos itens, são apresentados os resultados para análise de declividade, pedologia, cobertura, uso e ocupação do solo, caracterização física das bacias hidrográficas, resumo do diagnóstico das bacias hidrográficas, diagnóstico ambiental das nascentes urbanas, análise da prioridade de manejo e IQA e a discussão e comparação com trabalhos parecidos e sugestões de medidas mitigatórias.

5.1 DECLIVIDADE E PEDOLOGIA

De acordo com a Tabela 5.1, nenhuma bacia possui declividade superior a 45° , e as poucas frações acima de 20%, chegam a no máximo 22,93%. Contudo, os intervalos predominantes variam entre 3-8% e 8-20%, sendo que esse primeiro aparece em maioria para as bacias 1, 3, 5, e 6, e o segundo, tem maior predominância nas bacias 2, 4, 7 e 8.

Tabela 5.1 - Dados resumidos do diagnóstico ambiental das nascentes urbanas – proporção de intervalos de declividade nas bacias urbanas

Bacia Urbana	1	2	3	4	5	6	7	8
DECLIVIDADE								
0-3%	20,01	21,58	16,01	11,87	10,77	13,72	18,63	10,11
3-8%	57,83	39,44	43,37	42,99	52,45	43,92	38,15	32,5
8-20%	22,09	38,6	40,56	45,14	36,78	42,18	42,43	57,39
20-45%	0,08	0,37	0,06	-	-	0,18	0,80	-
>45%	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: o próprio autor

Além disso, pela Figura 5.2, é possível observar que as regiões mais planas do município estão localizadas justamente no espigão da BR-369, com as declividades aumentando de acordo com a proximidade junto ao corpo hídrico. Ainda, também é interessante lembrar o conceito dos divisores de bacia, como sendo as áreas mais altas, e que também ao observar a mesma figura, estão alinhados nas regiões mais planas, e que a partir deles é que a declividade também começa a aumentar.

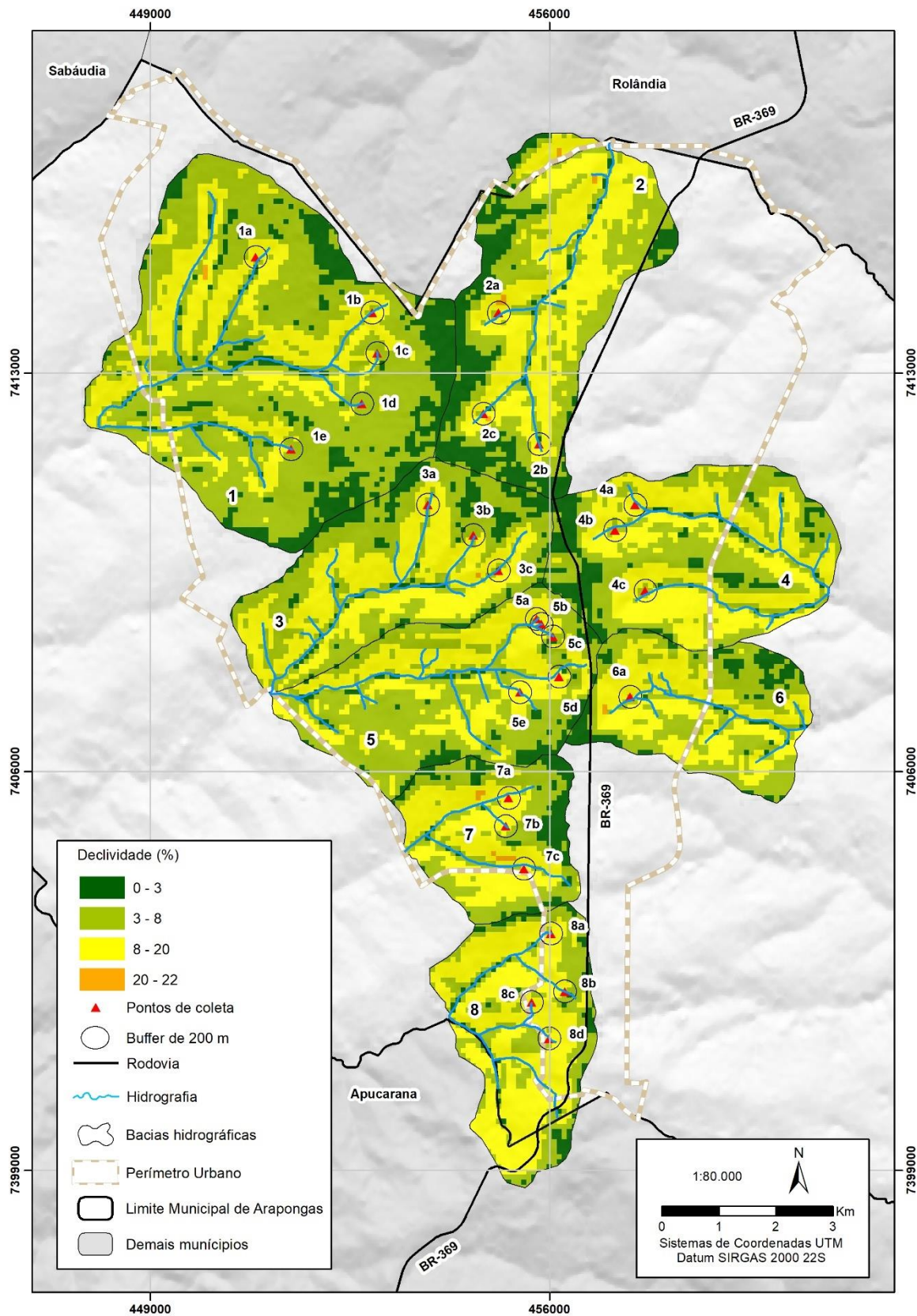
Em relação a pedologia do município (Tabela 5.2), apenas a bacia 7 apresenta neossolo, que é um solo frágil a processos erosivos. Contudo, as demais apresentam latossolo, mais preponderante nas partes altas das bacias e o nitossolo, preponderantes nas partes mais baixas, próximo aos cursos d'água, como consequência da ação fluvial nos latossolos. Justamente por isso, é interessante que haja uma proteção nos topos de morro, visto que o latossolo pode servir também como uma proteção, uma barreira frente ao escoamento superficial, e que protege as partes mais baixas da bacia. O mapa dos solos do município pode ser observado pela Figura 5.3.

Tabela 5.2 - Dados resumidos do diagnóstico ambiental das nascentes urbanas – proporção de solos presente nas bacias urbanas

Bacia Urbana	1	2	3	4	5	6	7	8
Nitossolo (%)	41,32	36,93	51,00	44,53	28,46	33,44	51,25	60,32
Latossolo (%)	58,68	63,07	49,00	55,47	71,54	66,56	25,25	39,68
Neossolo (%)	-	-	-	-	-	-	23,50	-

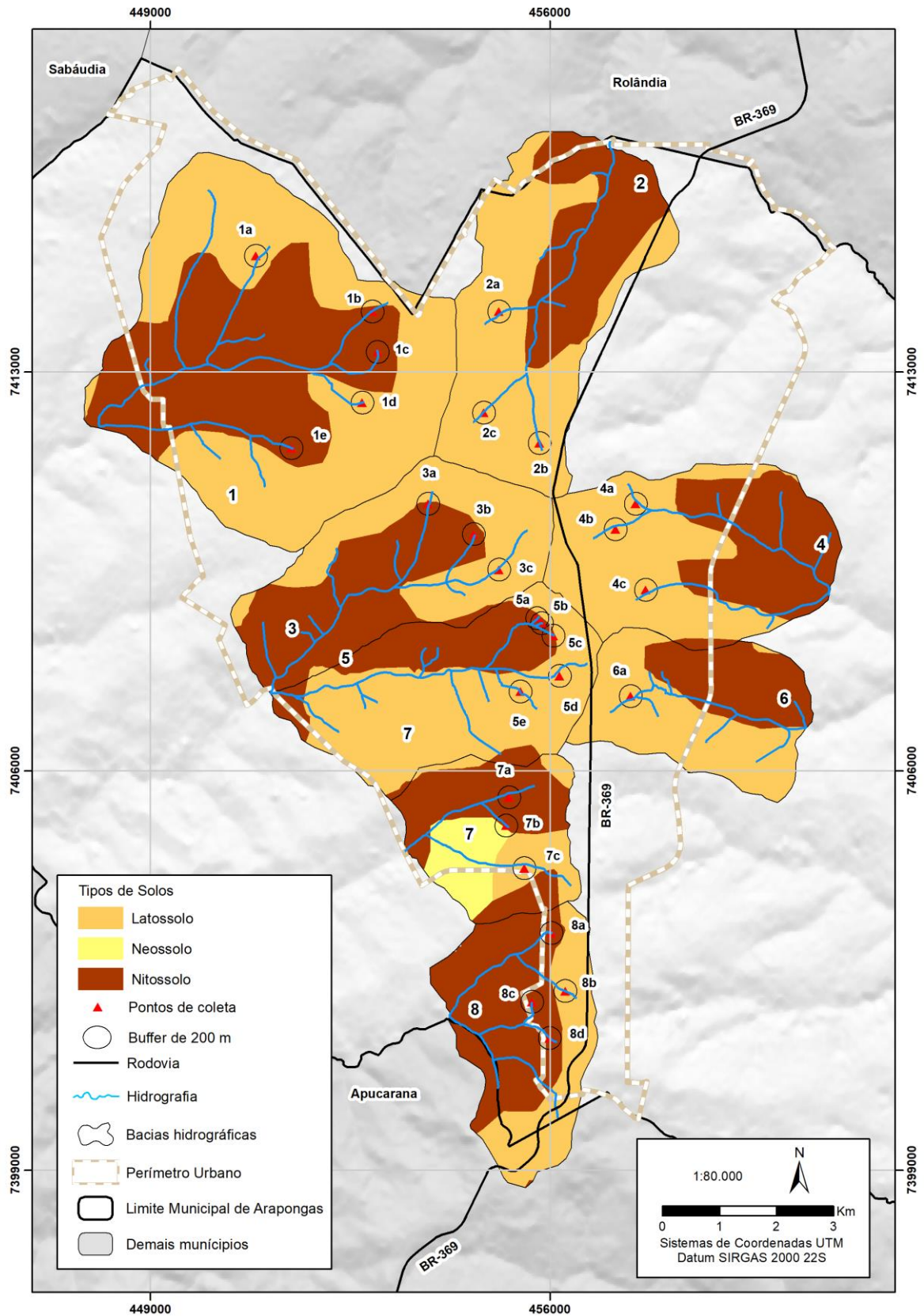
Fonte: o próprio autor

Figura 5.2 - Mapa de declividade dentro das bacias urbanas de Araçongas-PR



Fonte: IBGE (2020); USGS (2020)

Figura 5.3 - Tipos de solo dentro das bacias urbanas de Arapongas-PR



Fonte: IBGE (2020); ITCG (2010)

5.2 COBERTURA, USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Um dos pontos mais importantes de trabalhos envolvendo a caracterização de bacias hidrográficas, em especial as urbanas, é a análise da Cobertura, Uso e Ocupação do Solo.

Nesse sentido, observa-se pela Tabela 5.3 que as bacias com maior porcentagem de áreas urbanas são as bacias 2 e 3, compreendendo quase a metade de sua área com essa categoria de cobertura, uso e ocupação do solo. Antes de comentar sobre as demais bacias, vale relembrar as classes do MapBiomias dentro das três na tabela acima. Área verde – Formação Florestal, Floresta Plantada, Rio e Lago; Agropecuária – Pastagem, Cultura Anual e Perene, Cultura Semi Perene, Mosaico de Agricultura e Pastagem; e Infraestrutura urbana – Infraestrutura Urbana, Outra Área não Vegetada e Mineração.

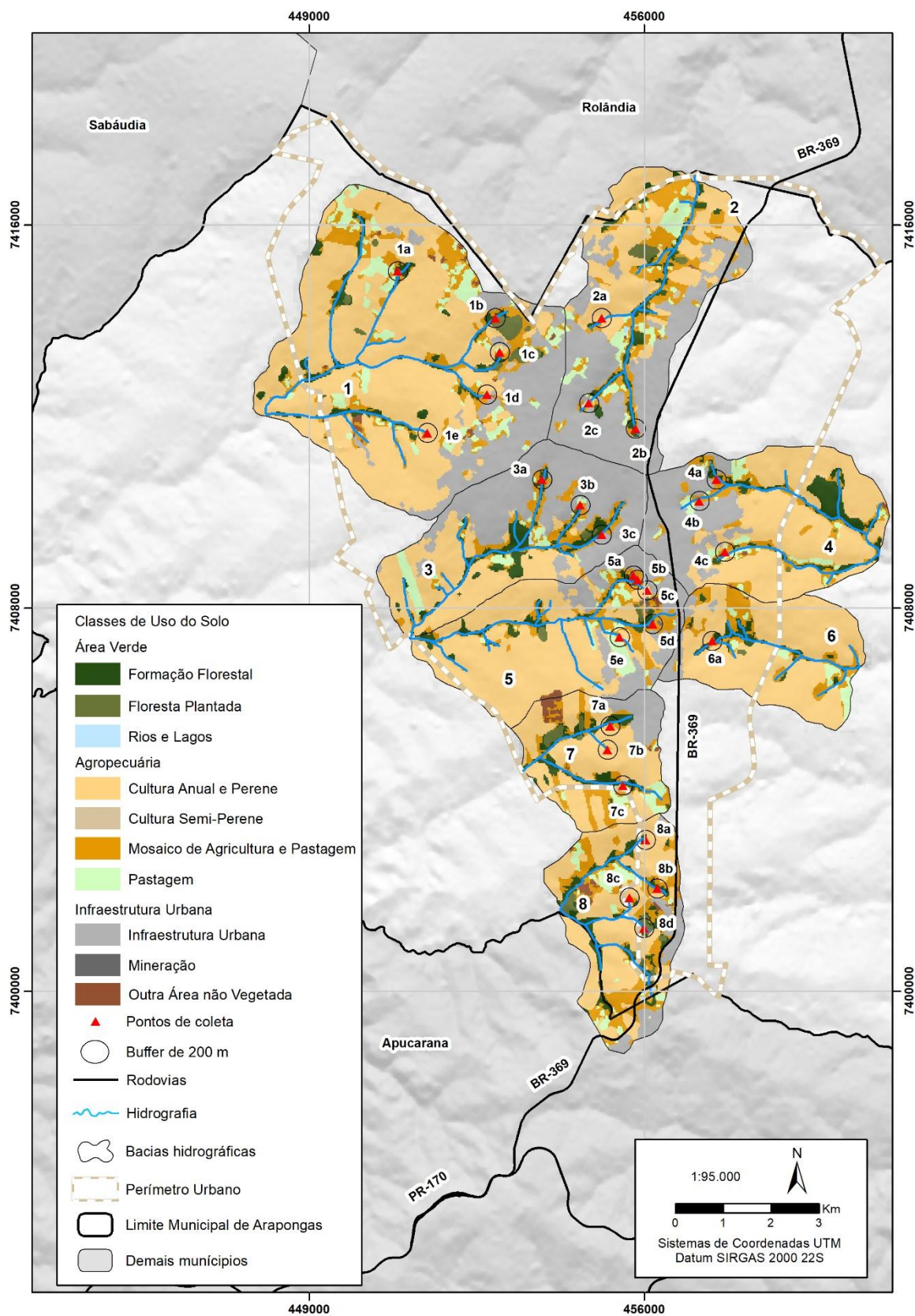
Tabela 5.3 - Dados resumidos do diagnóstico ambiental das nascentes urbanas – cobertura, uso e ocupação do solo das bacias urbanas

Bacia Urbana	1	2	3	4	5	6	7	8
Área verde (km ²)	1,70	1,32	1,28	1,19	0,78	0,46	0,90	1,42
%	5,41	7,79	9,32	8,35	5,92	5,35	11,39	13,60
Agropecuária (km ²)	24,28	9,04	6,06	10,24	9,77	7,81	5,83	7,88
%	77,25	53,37	44,14	71,81	74,13	90,81	73,80	75,40
Áreas urbanas (km ²)	5,45	6,58	6,39	2,83	2,63	0,33	1,17	1,15
%	17,34	38,84	46,54	19,84	19,95	3,84	14,81	11,00
TOTAL (km²)	31,43	16,94	13,73	14,26	13,18	8,60	7,90	10,45

Fonte: o próprio autor

Portanto, as demais bacias têm a categoria de agropecuária como predominante, sendo a bacia 6, a de maior proporção (90,81%). Em termos de área propriamente dita, a bacia 1 por possuir maior área, também é a que tem maior área de área verde e agropecuária, embora quando comparada com as demais, sua área urbana fica em terceira posição em relação as maiores. O mapa da cobertura, uso e ocupação do solo pode ser observado pela Figura 5.4. Alguns comentários serão expostos no item 5.5 sobre as questões envolvendo a urbanização de Arapongas.

Figura 5.4 - Mapa de Cobertura, Uso e Ocupação do Solo com dados do MapBiomias



Fonte: IBGE (2020); MapBiomias (2020)

5.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS

Em relação a caracterização da morfológica das microbacias urbanas (Tabela 5.4), as de maiores áreas foram as 1, 2 e 4 e a maior ordem de bacia foi 2. Esta característica está atrelada ao fato de que são bacias urbanas, as quais muitas vezes são as nascentes dos rios principais, por isso tem poucos tributários.

Interessante observar pela Tabela 5.4 que nem sempre uma maior área confere um maior perímetro, por exemplo, a bacia 4, em que sua área foi a de terceira maior dimensão e cujo perímetro não, sendo menor do que bacias de áreas menores. Justamente por isso que algumas variáveis devem ser analisadas em conjunto e não separadamente quando da caracterização das bacias.

Tabela 5.4 - Dados resumidos do diagnóstico ambiental das bacias urbanas – características físicas das bacias urbanas

Bacia Urbana	1	2	3	4	5	6	7	8
Número de canais	22	6	11	8	11	9	3	6
Área (km ²)	31,42	16,93	13,73	14,27	13,17	8,61	7,91	10,44
Perímetro (km)	31,24	25,74	22,9	19,35	21,3	17,04	15,26	17,75
Lb (km)	6,82	6,35	6,14	5,06	5,97	4,32	3,56	3,23
Lt (km)	23,78	9,59	10,09	9,42	9,89	4,57	4,49	6,24
Dd (km.km ⁻²)	0,76	0,57	0,73	0,66	0,75	0,53	0,57	0,60
Fs (km ⁻²)	0,70	0,35	0,80	0,56	0,84	1,05	0,38	0,57
Dt (km)	0,70	0,23	0,48	0,41	0,52	0,53	0,20	0,34
Cc	1,57	1,76	1,74	1,45	1,66	1,64	1,53	1,55
Rf	0,68	0,42	0,36	0,56	0,37	0,46	0,62	1,00

Fonte: o próprio autor

Além disso, o comprimento do canal principal variou do maior valor para 6,82 km para 3,23 km. Entretanto, a bacia 1, além de possuir a maior área, também foi a que apresentou o maior número de canais. O que não é uma regra, visto que a bacia 3 tem área menor do que a bacia 2, e possui maior número de canais. Outra análise que não representa uma regra é a questão da soma do comprimento dos canais. Ao observar os valores para as 6, 7 e 8, interessante observar que a bacia 6 tem 9 canais com comprimento total de 4,57 km, e a bacia 8, 6 canais com comprimento total de 6,24 km. Isso pode estar relacionado devido ao fato das bacias urbanas de Arapongas possuírem ordem máxima de 2, o que confere que num

primeiro momento, a partir da nascente, algumas bacias podem ser mais alongadas do que outras, ou sofrer outros tipos de intempéries que as vezes pode soterrar alguma ou nascente que poderia ali existir (JULIAN *et al.*, 2015).

Nesse contexto, na literatura não existe uma classificação clara em relação à classificação das bacias em termos de uma drenagem boa ou pobre.

Por exemplo, ao pensar na densidade de drenagem (Dd), que é a simples divisão entre o comprimento total dos canais da bacia dividida pela área bacia, para duas bacias com áreas de mesmo tamanho e com o mesmo valor da soma dos comprimentos dos canais, mas, em uma o canal principal é único e na outra existem mais ramificações, a bacia com maior número de ramificações será melhor drenada por possuir outros pontos que podem receber a água do escoamento superficial, e que os conduz de maneira mais rápida até o canal principal. Já aquela bacia cujo canal principal é único, provavelmente haverá outros obstáculos e/ou uma maior infiltração da água desse escoamento até chegar ao canal principal.

A literatura cita que uma baixa densidade de drenagem é encontrada em regiões cujo solo é mais permeável, o relevo é mais plano e a vegetação é mais densa. De maneira geral, essa variável para indicar alguma implicação, deve ser aplicada a bacias de maior área, e que normalmente valores menores do que 2 indicam bacias com drenagem pobres (RAWAT *et al.*, 2017). Outros tipos de classificação são (VITTALA *et al.*, 2005; VINUTHA e JANARDHANA, 2014; ABOUD e NOFAL, 2017; RAI *et al.*, 2018):

- Muito grossa (*very coarse*): $Dd < 2 \text{ km.km}^{-2}$;
- Grossa (*coarse*): $2 \text{ km.km}^{-2} < Dd < 4 \text{ km.km}^{-2}$;
- Moderada (*moderate*): $4 \text{ km.km}^{-2} < Dd < 6 \text{ km.km}^{-2}$;
- Fina (*fine*): $6 \text{ km.km}^{-2} < Dd < 8 \text{ km.km}^{-2}$; e
- Muito fina (*very fine*): $Dd > 8 \text{ km.km}^{-2}$.

Observando as classificações acima, nota-se que valores menores de Dd estão relacionados a drenagem mais pobre com uma resposta hidrológica mais lenta, ou seja, existe o acúmulo de escoamento superficial na superfície, ligado a solos em que a capacidade de infiltração da água é menor, relevos mais planos e vegetação mais densa (NAG, 1998), isso conseqüentemente pode aumentar a susceptibilidade a inundações ou enchentes e até mesmo a voçorocas. Além disso, esse acúmulo de

escoamento superficial também pode estar ligado a deslizamentos de terra em regiões de alta declividade e períodos muito chuvosos (BASU e PAL, 2018). Já valores maiores de Dd estão relacionados a uma boa drenagem com uma resposta hidrológica mais rápida, normalmente encontrada em áreas cujo solo tem maior capacidade de infiltração da água (ABBOUD e NOFAL, 2017; RAI *et al.*, 2018).

Dito isto, aliada a densidade de drenagem vem a densidade hidrográfica (Fs), que entra no contexto apresentado no parágrafo anterior. Ou seja, tem-se que bacias com maior número de canais, conduzem melhor a água do escoamento superficial até o curso principal, indicando uma boa drenagem. Então, pensando que essa variável é a divisão entre o número de canais pela área da bacia, valores menores estão mais relacionados a áreas grandes e pequeno número de canais. Assim, ao observar a Tabela 5.4, tem-se que as bacias cujo valor da densidade hidrográfica indica drenagem pobre são as bacias 2 e 7, com valores respectivos de $0,35 \text{ km}^{-2}$ e $0,38 \text{ km}^{-2}$.

Valores altos de textura de drenagem indicam maior escoamento superficial e potencial de acontecer processos erosivos (STRAHLER, 1964).

Portanto, para as bacias urbanas analisadas, tem-se pelos valores de Dd, Fs e Dt (baixos valores), que outras variáveis condicionam se a bacia tem uma boa drenagem ou não, por exemplo o tipo do solo e a cobertura vegetal (KABITE e GESSESSE, 2018). Contudo, por serem bacias urbanas, a eficiência de drenagem está ligada mais a cobertura, uso e ocupação do solo, bem como a qualidade com que as estruturas de drenagem urbana foram instaladas.

Em relação a forma da bacia, duas variáveis foram consideradas, o fator forma (Rf) e o coeficiente de compacidade (Cc). Para o primeiro, a única bacia urbana cujo valor foi correspondendo a uma alta propensão a enchentes foi a 8 (Rf = 8), e para o segundo, a bacia 4 (Cc = 1,45) recebeu um valor considerado como tendência média e enchentes.

Relembrando, o Cc tenta representar uma bacia em relação a um círculo, de maneira que quanto menor for o seu valor, mais próximo a um círculo será a forma da bacia. De maneira análoga, quanto maior, mais irregular será a bacia. Já o fator forma, relaciona a forma da bacia e um retângulo ou quadrado. Sendo que, valores próximos a 1, significa que a bacia possui forma próxima a de um quadrado, o que em termos práticos, significa que todo o escoamento superficial irá convergir ao mesmo tempo para uma mesma região da bacia, o que pode causar inundações ou

enchentes. Além disso, caso o fator forma seja baixo, significa que a bacia é alongada, então, caso ocorra uma chuva numa extremidade, é muito difícil que essa mesma chuva ocorra na outra extremidade.

Então, em relação ao Cc, as bacias não tem tendência a enchentes, apenas a bacia 4 que é considerada como tendência mediana, mas que também é um valor numa faixa tranquila. Contudo, a bacia 8, por possuir o valor 1 para o fator forma é a bacia com maior propensão a enchentes e ao observar a Figura 5.1, em que os três canais principais dessa bacia convergem para um único ponto de exutório.

5.4 RESUMO DO DIAGNÓSTICO DAS BACIAS URBANAS

Por fim, antes de descrever o diagnóstico da análise *in loco* para cada corpo hídrico, segue na Tabela 5.5 um resumo do que foi encontrado na escala das bacias urbanas.

Tabela 5.5 - Dados resumidos do diagnóstico ambiental das nascentes urbanas – condicionantes ambientais encontradas em campo nas bacias

Bacia Urbana	1	2	3	4	5	6	7	8
Erosão > 1,5m	X	X	X		X	X		
0,3m<Erosão<1,5 m	X				X			X
Erosão < 0,3m								
Solo exposto	X	X		X	X			X
Presença de animais	X	X			X			
Águas residuárias	X	X	X	X				
Resíduos sólidos	X	X	X		X			
Terraceamento	X					X		X
Cerca						X	X	
Danos a estruturas de drenagem	X	X	X	X	X			X
Declividade no entorno da nascente	8-20%	8-20%	8-20%	8-20%	8-20%	8-20%	8-20%	8-20%

Fonte: o próprio autor

Portanto, pela Tabela 5.5, apenas as bacias 4 e 7 não apresentaram processos erosivos, e as bacias 1, 2, 3, 5 e 6 apresentaram erosões que muitas vezes já estavam no estágio de voçoroca. Em relação a solo exposto, apenas as bacias 3, 6

e 7 não apresentaram. A presença de animais foi notada nas bacias 1, 2 e 5. Já águas residuárias, foram encontrados nas bacias de 1 a 4, bem como resíduos sólidos com uma pequena mudança, em que na bacia 4 não foi encontrado, mas na 5 sim. Terraceamento foi encontrado nas bacias 6 e 8, e cerca apenas nas bacias 6 e 7. Contudo, danos as estruturas de drenagem foram encontradas em 6 das 8 bacias, com exceção as bacias 6 e 7.

Dessa maneira, verifica-se que os problemas ambientais envolvendo processos erosivos estão mais relacionados com a cobertura e o uso e ocupação do solo propriamente dito, provavelmente devido ao processo de urbanização, do que das características físicas que essas bacias urbanas têm em termos de uma drenagem pobre ou tendência a inundação. Ou seja, pode-se admitir que o principal fator para a cidade de Arapongas a contribuir negativamente com a gestão municipal das nascentes urbanas é o crescimento urbano com pouca orientação em relação a sua expansão e as vezes falta de fiscalização.

5.5 DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DAS NASCENTES URBANAS

Nesse tópico, feita a análise global da caracterização morfológica das bacias hidrográficas urbanas, assim como as visitas *in loco*, é interessante que sejam analisadas nascente a nascente, porque em uma mesma bacia, pode-se ter locais que estão em bom estado e pode-se ter locais que não estão em bom estado, como demonstrarão os resultados a seguir.

Primeiramente, foi feita a análise do buffer de 200 metros para cada ponto inicial da nascente (visitados *in loco*), para entender como funcionava a dinâmica da declividade no entorno da nascente urbana, bem como do tipo de solo.

Ao observar a Tabela 5.6), verifica-se que em todos os 27 pontos visitados *in loco*, nenhum demonstrou grande influência para intervalos de declividade inferiores a 0-3% dentro do buffer de 200m. Contudo, 19 dos 27 dos pontos apresentaram o intervalo de 8-20% em proporções superiores a 70% dentro do buffer, como pode ser observado na Tabela 5.6 e Figura 5.2.

Tabela 5.6 - Análise da declividade e dos tipos de solo dentro do buffer de 200 m do entorno do ponto inicial da nascente (ponto amostrado em campo)

Ponto	Intervalos de declividade no entorno da nascente				Tipos de Solo		
	0-3%	3-8%	8-20%	20-23%	Latossolo (%)	Nitossolo (%)	Neossolo (%)
1a	4,60	20,34	75,05		100		
1b		25,30	74,70		20,96	79,04	
1c	3,09	65,79	31,13			100	
1d		96,80	3,20		100		
1e		79,64	20,36			100	
2a		21,90	70,40	7,69	100		
2b	6,27	18,68	75,05		100		
2c	6,27	15,84	71,61	6,27	100		
3a		26,51	73,49		40,79	59,21	
3b	3,09	70,28	26,63		8,22	91,78	
3c	6,27	28,28	65,45		100		
4a		9,47	90,53		100		
4b		43,31	56,69		100		
4c		40,82	59,18		100		
5a		23,85	76,15			100	
5b		23,42	76,58			100	
5c	0,09	7,73	92,18			100	
5d	6,27	17,28	76,45		100		
5e		1,46	98,54		100		
6a		28,28	71,72		100		
7a		3,09	96,91			100	
7b		25,67	74,33		2,49	63,13	34,38
7c		15,48	84,41	0,11	100		
8a		12,54	87,46			100	
8b	6,29	43,13	50,59		99,84	0,16	
8c		15,28	84,72			100	
8d		29,26	70,74			100	

Fonte: o próprio autor

Então, os dados demonstram que existe um declive acentuado na bacia de captação de água para as nascentes, o que pode ser uma contribuição para que o escoamento superficial seja conduzido com maior energia até o corpo hídrico, e que pode causar os processos erosivos, muitos dos quais encontrados em campo. Aliada a essa declividade, tem-se, conforme comentado anteriormente, que uma das principais causas desses processos é sim o desenvolvimento urbano, porque ao observar a Tabela 5.6 e Figura 5.3, os solos presentes no entorno das nascentes são solos resistentes a erosões, com exceção da bacia 7, cuja presença de neossolo pode ser notada.

Entretanto, observar-se pela Tabela 5.5, que nenhum processo

erosivo foi encontrado em campo, e pela Tabela 5.7, nenhuma classe da infraestrutura urbana, em relação a cobertura, uso e ocupação do solo estava presente nessa bacia, o que a confere um caráter rural. Isso corrobora com a ideia de que um desenvolvimento urbano mal executado (RASMUSSEN *et al.*, 2013; RODRIGUES *et al.*, 2017), e que muitas vezes sequer vem acompanhado de sistemas de drenagem eficientes, causam os problemas já citados anteriormente (COSTANZA e FOLKE., 1997; DAILY, 1997; SRIWONGSITANON e TAESOMBAT, 2011; LI *et al.*, 2016; CAI *et al.*, 2017; ANACHE *et al.*, 2018; BERIGUN *et al.*, 2019; VANACKER *et al.*, 2019).

Nesse sentido, também foi feita a análise dentro do buffer de 200 m dos tipos de cobertura, uso e ocupação do solo, segundo dados do MapBiomas (Tabela 5.7 e Figura 5.4), devido a importância que o gerenciamento da dinâmica da cobertura, uso e ocupação tem para a elaboração de políticas públicas necessárias para contribuir com as nascentes (SRIWONGSITANON e TAESOMBAT, 2011; EBABU *et al.*, 2019; LIANG *et al.*, 2019).

Devido ao desenho do perímetro urbano e o relevo, Arapongas concentrou toda urbanização no entorno da BR-369. Além disso, verifica-se que a infraestrutura urbana é destaque na parte central desse perímetro, com uma maior área nas bacias 1, 2 e 3, e também um pouco para a bacia ao lado da bacia 2, não representada no mapa, por não ser uma área de interesse. Apenas as bacias 6 e 8 não possuem nenhum tipo de urbanização próxima as suas nascentes (Figura 5.4).

Dito isto, para a cobertura, uso e ocupação do solo, a proporção de áreas com infraestrutura urbana, variaram entre 5% a 44% dentro do buffer 200 m (Tabela 5.7), representando o entorno da nascente. Interessante frisar que, mesmo que os dados do MapBiomas utilizem dados do Landsat (SOUZA *et al.*, 2020), que não possuem resolução refinada, que na nascente 5d, foi destacada uma área de mineração, que justamente é uma pedreira que opera dentro do município.

Contudo, apenas a nascente 1b apresentou uma boa vegetação em seu entorno e com pouca urbanização. Já às nascentes 3b, 2c, 3b, 3c e 4b, mais de 30% da área de dentro do buffer 200 m representava infraestrutura urbana, cujos valores ultrapassaram 40% para as bacias 3b, 3c e 4b. E, de maneira geral, grande parte das nascentes sofrem contribuição de agricultura e pastagem (Tabela 5.7).

Mesmo que uma bacia ou o entorno de sua nascente possua grande contribuição de cobertura do solo de áreas permeáveis, o seu uso e ocupação, quando mal gerenciado pode trazer malefícios, por exemplo, em propriedades rurais, quando

não há terraceamento ou curvas de nível (NAOKI *et al.*, 2005; KOSMOWSKI, 2018; ACKERMANN *et al.*, 2019; CHEN *et al.*, 2020).

Em algumas das nascentes rurais, foram encontrados processos erosivos dentro da APP, justamente por haver um mal gerenciamento do solo daquela propriedade em seu entorno. Nas áreas mais altas, era possível ver o processo erosivo por sulcos, os quais mais abaixo, formavam um canal com erosões propriamente ditas e que quando chegavam a nascente, já estavam em um estágio que poderia ser considerado como de voçoroca.

Tabela 5.7 - Porcentagem dos tipos de cobertura, uso e ocupação do solo dentro do buffer de 200 m dos pontos iniciais das nascentes (ponto amostrado *in loco*)

Ponto	Cobertura, Uso e Ocupação do Solo (MapBiomas)								
	Áreas Verdes			Agropecuária			Infraestrutura urbana		
	Formação Florestal (%)	Floresta Plantada (%)	Rio, Lago e Oceano (%)	Mosaico de Agricultura e Pastagem (%)	Pastagem (%)	Cultura Anual e Perene (%)	Infraestrutura urbana (%)	Outra Área não Vegetada (%)	Mineração (%)
1a	40,14			34,61	25,24				
1b	35,47	41,65		16,06		2,28	4,53		
1c	14,82			24,24	12,91	37,97	10,05		
1d	1,17			34,31	11,12	30,70	18,82	3,93	
1e				9,16		90,84			
2a	7,15					83,35			
2b	39,71			24,03	0,19		36,18		
2c	12,38		9,16	33,45	10,30		34,68		
3a	47,03			35,14	5,59		11,01	1,28	
3b	14,06			25,19	16,58		44,14		
3c	41,38	7,70		8,85			42,17		
4a	33,88			39,61			26,48		
4b				46,62	11,90		41,54		
4c	6,04			42,40	29,42	17,10	5,02		
5a	19,94			49,18	23,86		6,97		
5b	36,82			49,21	13,98				
5c	3,66			40,37	32,84	23,16			
5d	35,93	0,01		49,31		0,60	8,30		5,89
5e				24,84	49,47	25,68			
6a	36,01			15,35		48,65			
7a	34,01			11,19		54,83			
7b				7,19	6,58	86,23			
7c	32,36			36,53	5,13	25,99			
8a	28,71					71,28			
8b	32,24			38,86		28,91			

8c	4,07		13,73	82,20
8d	21,95	54,17	2,53	21,37

Fonte: o próprio autor

5.6 ANÁLISE DA PRIORIDADE DE MANEJO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS E CORPOS HÍDRICOS URBANOS

O interesse do método proposto neste trabalho é a integração dos dados e elaboração das pontuações da magnitude dos parâmetros, aliando os dados de mapas às visitas *in loco*, que muitas vezes foram realizadas em vegetação densa, mas que permitem uma avaliação mais concreta da situação local.

Sendo assim, com base no exposto anteriormente, e com respaldo do levantamento *in loco*, nas tabelas do Apêndice A, é possível visualizar a aplicação da matriz RIAM para cada um dos parâmetros alvo deste trabalho, adotados os critérios dispostos nos quadros Quadro 4.7, Quadro 4.8, Quadro 4.9, Quadro 4.10, Quadro 4.11 e Quadro 4.12.

Para facilitar o entendimento desta metodologia, e análise de cada uma das nascentes urbanas, é possível visualizar de maneira resumida as faixas de classificação da metodologia RIAM após a conversão do saldo ambiental (ES) dos impactos, de acordo com o Quadro 5.2. Basta lembrar que “N” significa neutro, não há mudanças ou impactos, até a letra “D”, que significa impactos ou mudanças significativas, sendo “-”, quando for para mudanças negativas.

Pelo quadro citado no parágrafo anterior, é possível observar que as características físicas das bacias urbanas em sua maioria receberam as faixas “N” – neutro, isso porque por serem nascentes e estarem na área urbana, outros fatores como cobertura, uso e ocupação do solo, tipo de solo, o grau de urbanização e a declividade no entorno da nascente é que são os parâmetros de maior influência para causar mudanças ou impactos significativos.

Mais além, na Tabela 5.8 é possível observar para cada uma das nascentes urbanas, a análise quantitativa das faixas de classificação após a conversão do saldo ambiental (ES). Em outras palavras, é a verificação da quantidade de cada uma das classes, seja N, A, B, C, e assim por diante, que apareceram por corpo hídrico. Por exemplo, a nascente 1a, de todos os parâmetros analisados, 14 deles foram classificados como neutros (N), 2 com “-C”, 1 com “-B” e 5 com “-A”.

Dessa maneira, é possível entender em cada qual ocorreram maior quantidade de mudanças, impactos positivos ou negativos, de acordo com a última coluna apresentada no Quadro 4.13.

Processos erosivos																											
Indícios de erosão	-C	-D	-D	-D	N	-C	-D	-B	-D	-D	-D	-D	-B	-C	-D	-D	-B	N	-C	N	N	N	N	-C	N	-C	N
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	-B	N	-B	C	B	N	N	N	N	N	N	N	N	B	N	N	N	N	N	N	B	N	B	B	B	B	B
Infraestrutura de drenagem																											
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	-C	N	N	N	N	-D	-C	N	-C	-B	N	-B	-B	N	-B	-B	N	N	N	N	-B	N	N	N	N	N	N
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	N	B	N	N	N	-B	-D	N	-B	-B	-B	-C	-C	N	-B	N	N	N	N	N	-B	N	N	N	N	N	N
Situação da tubulação das águas pluviais	N	N	-D	-D	N	N	-D	N	-D	-D	-D	-D	N	N	N	-D	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	-C
Situação de eventuais dissipadores	N	N	-D	-D	-C	-C	-D	N	-D	-D	-D	-D	N	-C	N	-D	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Resíduos Sólidos																											
Indícios de disposição direta na APP	N	N	N	N	N	N	N	N	N	-B	N	-B	N	N	N	N	-D	N	N	N	-D	N	N	N	N	N	N
Indícios de arraste por águas pluviais	N	N	N	N	N	-D	-D	N	N	N	-D	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Águas Residuárias																											
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	N	-D	N	N	N	-D	-D	N	N	-D	N	-D	N	N	N	-D	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N

Fonte: o próprio autor

Tabela 5.8 - Análise da quantidade de classes por nascente urbana de acordo com a metodologia RIAM

Escala/Corpo Hídrico	-E	-D	-C	-B	-A	N	A	B	C	D	E
1a	0	0	2	2	4	12	2	1	0	0	0
1b	0	4	1	4	1	11	1	1	0	0	0
1c	0	3	2	1	1	14	1	1	0	0	0
1d	0	3	1	1	1	14	0	2	1	0	0
1e	0	0	1	1	2	15	2	2	0	0	0
2a	0	4	5	2	2	6	2	2	0	0	0
2b	0	7	4	0	2	7	2	1	0	0	0
2c	0	0	2	1	2	13	2	1	1	1	0
3a	0	3	3	2	1	10	3	1	0	0	0
3b	0	5	3	4	1	7	3	0	0	0	0
3c	0	4	2	2	1	10	2	1	0	1	0
4a	0	5	4	4	2	6	1	1	0	0	0
4b	0	0	3	3	2	12	1	2	0	0	0
4c	0	0	2	1	2	13	4	1	0	0	0
5a	0	1	2	4	1	12	3	0	0	0	0
5b	0	6	3	1	1	10	2	0	0	0	0
5c	0	3	3	2	1	11	2	1	0	0	0
5d	0	0	2	1	1	15	1	2	1	0	0
5e	0	0	5	1	2	12	3	0	0	0	0
6a	0	0	0	1	2	16	3	1	0	0	0
7a	0	1	2	2	2	12	2	1	1	0	0
7b	0	0	1	1	3	14	2	2	0	0	0
7c	0	0	1	1	2	14	3	2	0	0	0
8a	0	0	1	1	3	14	3	1	0	0	0
8b	0	0	0	3	1	14	3	2	0	0	0
8c	0	0	2	1	2	13	3	2	0	0	0
8d	0	0	2	0	3	14	2	2	0	0	0

Fonte: o próprio autor

Ao observar as tabelas 5.7 e 5.8, verifica-se que há uma predominância de valores neutros (N) e que podem mascarar os problemas que existem no local. Contudo, verifica-se também que grande parte dos “N”, estão na parte de caracterização física da bacia, o que leva a crer que naturalmente a bacia hidrográfica não causa impactos ambientais. O que corrobora a isso, é o fato de que a cobertura, uso e ocupação do solo recebeu classificações do -A ao -C, ou seja, contribui expressivamente para os impactos ambientais na bacia. Além disso, outras classes que trouxeram impactos as nascentes urbanas de Arapongas foram as de vegetação e a infraestrutura de drenagem, como é o caso das nascentes 2a, 2b, 3b e 4a, as quais foram as de valores de “N” menores ou iguais a 7, e grande contribuição

de valores de “-D”.

Entretanto, com dados qualitativos apresentados na tabela 5.8, a análise individual das variáveis e até mesmo da classe fica mascarada. Em outras palavras, a classificação do “-E” ao “+E”, que no caso não aconteceu em nenhuma das bacias, é feita por intervalos de valores, sendo assim, não é possível, encontrar qual nascente está mais prejudicada, se no caso de duas, por exemplo, estiverem em uma mesma faixa do intervalo de classificação., nem tampouco representar isso espacialmente em um mapa. Por exemplo, ao observar a tabela 5.8, as nascentes 1b e 1b, aparentemente uma não difere muito da outra por possuir valores próximos de “N”. Entretanto, ficam as questões como: Qual classe mais interferiu nesses valores? Foi a caracterização física das bacias? Foi a vegetação? Infraestrutura de drenagem? E assim por diante. Da mesma forma, dentro dessas classes, qual foi a variável que mais interferiu para que o resultado final fosse positivo ou negativo, ou mais significativa?

Para contornar esse problema, ao invés de converter um por um, do saldo ambiental em faixa de alcance da metodologia RIAM, como foi feita a conversão dos dados do Apêndice A para o Quadro 5.2, os saldos dentro de cada uma das 5 classes principais de análise – Características físicas; Vegetação; Processo erosivos; Infraestrutura de drenagem; e Resíduos sólidos e águas residuárias, foram mantidos como números, resultando em valores quantitativos, conforme apresentado pela Tabela 5.9.

Além disso, para cada uma das nascentes e para cada uma das 5 classes de análise, é possível observar o seu valor de acordo com a Tabela 5.9, assim, é possível verificar qual delas é a que mais impactou a nascente e até mesmo criar relações entre elas. Ainda, caso haja o interesse em encontrar qual a variável que trouxe maiores ou menores valores de saldo ambiental, ou seja, impactou negativamente ou positivamente a nascente, basta observar o valor de seu somatório em sua respectiva tabela no apêndice A.

Tabela 5.9 - Metodologia adaptada da matriz RIAM para priorização de manejo das nascentes urbanas

Nasc.	Características Físicas	Vegetação	Processos erosivos	Infraestrutura de drenagem	Resíduos e águas residuárias	Total
1a	-4	-18	-6	-21	0	-49
1b	-10	-146	-42	-10	-42	-250
1c	-20	-18	-42	-90	0	-180
1d	-18	-2	-12	-90	0	-122
1e	-15	14	15	-24	0	-10
2a	-2	-94	-24	-80	-84	-284
2b	-2	-100	-42	-162	-84	-390
2c	-2	44	-10	0	0	32
3a	-8	-30	-42	-130	0	-210
3b	-8	-112	-42	-116	-50	-330
3c	4	2	-42	-106	-42	-184
4a	-8	-122	-42	-130	-50	-354
4b	-18	-30	-10	-34	0	-92
4c	-4	20	-6	-24	0	-14
5a	-14	-36	-42	-20	0	-112
5b	-14	-142	-42	-106	-42	-346
5c	-14	-140	-30	-96	-42	-322
5d	-2	0	0	0	0	-2
5e	-6	-84	-21	0	0	-111
6a	-1	-1	15	0	0	13
7a	-20	12	0	-20	-42	-70
7b	-16	-1	15	0	0	-2
7c	-4	-1	15	0	0	10
8a	-13	-1	-6	0	0	-20
8b	-7	8	15	0	0	16
8c	-13	-1	-6	0	0	-20
8d	-8	-1	15	-21	0	-15

Fonte: o próprio autor

Assim, quanto mais negativo for o valor, maior é a prioridade de manejo da nascente. Além disso, fica mais fácil verificar qual classe principal confere maior prioridade aos corpos hídricos urbanos, e assim, tomar medidas específicas junto aos parâmetros analisados em campo, descritos no Apêndice A.

Para agregar os resultados obtidos através dos saldos ambientais apresentados na Tabela 5.9, as figuras a seguir mostram as características encontradas *in loco* de alguns dos parâmetros analisados, de acordo com o local visitado. Por exemplo, solo exposto (Figura 5.5), processos erosivos (Figura 5.6),

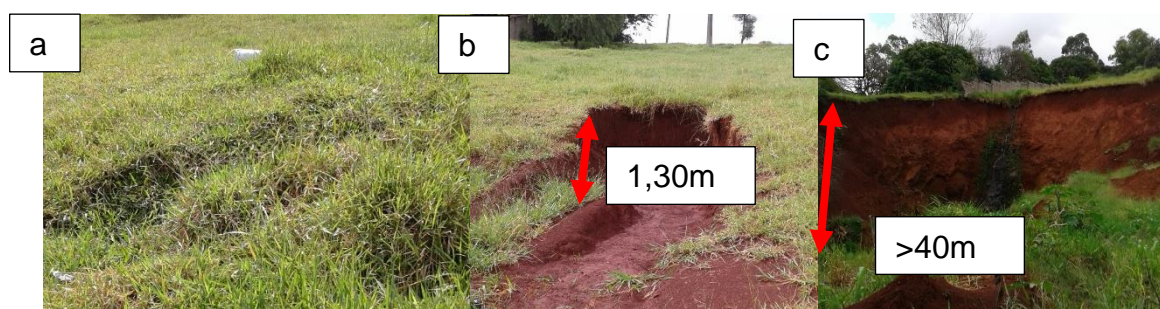
deficiência hidráulica das bocas de lobo (Figura 5.7), bocas de lobo com entupimento (Figura 5.8), galeria danificada (Figura 5.9), dissipador de energia danificado (Figura 5.10), descarte pontual de resíduos sólidos (Figura 5.11), poluição difusa por resíduos sólidos (Figura 5.12) e a presença de lançamento de efluentes (Figura 5.13).

Figura 5.5 - Exemplo de solo exposto encontrado no córrego 5d



Fonte: o próprio autor

Figura 5.6 - Exemplo de processo de ravinamento no 5c (a), erosão no 5c (b) e voçoroca no 5b (c) encontrado *in loco*



Fonte: o próprio autor

Figura 5.7 - Exemplo de boca de lobo com entrada apenas pelo meio fio (a), apenas pela rua (b) e dupla com entrada pela rua e meio fio (c)



Fonte: o próprio autor

Figura 5.8 - Exemplo de boca de lobo obstruída



Fonte: o próprio autor

Figura 5.9 - Exemplo de galeria de águas pluviais danificada no córrego 3c



Fonte: o próprio autor

Figura 5.10 - Exemplo de dissipador de energia destruído no córrego 3b



Fonte: o próprio autor

Figura 5.11 - Resíduos sólidos dispostos de maneira pontual em área de APP



Fonte: o próprio autor

Figura 5.12 - Resíduos sólidos carregados de maneira difusa pelas águas das chuvas no córrego 3c



Fonte: o próprio autor

Figura 5.13 - Exemplo de coloração esverdeada encontrada no córrego 3b



Fonte: o próprio autor

Portanto, conforme os resultados apresentados na Tabela 5.9, foi possível elaborar o mapa representado pela Figura 5.14, o qual distribui espacialmente as nascentes urbanas de Arapongas e as ordenam em escala de cor, sendo o verde a de menor necessidade de intervenção e vermelho para maior necessidade de intervenção, após obtido o saldo ambiental da metodologia da Matriz de Avaliação de Impacto Ambiental Rápida (RIAM) adaptada.

Dessa maneira, os tomadores de decisão têm uma visão mais especializada da situação dos corpos hídricos urbanos e da necessidade em tomar medidas de manejo, recuperação e conservação dessas áreas. E caso queiram entender com maiores detalhes sobre os problemas reais que ocorrem nessas áreas, eles podem acessar as planilhas, conforme apresentadas no Apêndice A, bem como os registros fotográficos e as planilhas de identificação de impacto *in loco*.

Além disso, ao observar a Tabela 5.9, verifica-se que justamente as infraestruturas de drenagem são as principais variáveis que definem a necessidade de manejo, muitas vezes ligadas a projetos mal elaborados ou a uma má conservação das estruturas. Seguindo, vêm as questões envolvendo a vegetação que também implicam em valores significativos, que quando traduzidos para o que foi exposto no quadro 4.12, demonstram mudanças e impactos ambientais negativos de maiores dimensões, como por exemplo os pontos 3b, 4a, 5b e 5c.

Assim, a metodologia RIAM aplicada a priorização de manejo das nascentes urbanas é interessante, visto que ela permeia e gera pesos diferentes por si só às variáveis de interesse. Ou seja, no caso de Arapongas, a infraestrutura de drenagem gerou os resultados mais significativos relacionados a impactos negativos, seguido das variáveis relacionadas a vegetação.

Nesse contexto, é visível que quando os valores de vegetação ou de infraestrutura de drenagem eram valores significativos em termos negativos, os valores dos processos erosivos também eram. Sendo assim, infere-se que a principal causa das erosões em área urbana para o município é justamente a falta de gestão e fiscalização relacionados as estruturas de drenagem e falta de conservação da vegetação, uma vez que as características físicas da bacia não impactaram tanto no saldo ambiental final.

Embora definidas as principais causas dos processos erosivos, a análise da presença de resíduos sólidos juntamente aos indícios de lançamento de águas residuárias também é interessante.

A partir desse diagnóstico *in loco*, é possível que o Poder Público saiba os locais onde há esses lançamentos, e assim, propor diretrizes e medidas de fiscalização e conscientização junto à população, explicando sobre a importância de se conservar as nascentes urbanas e sobre todos os impactos negativos que esse tipo de poluição causa tanto ao meio ambiente, quanto à saúde humana.

Além disso, mesmo que as características físicas das bacias não

tenham apresentados valores considerados como “mudanças ou impactos significativos”, a análise morfométrica das bacias hidrográficas são uma parte importante da conservação sustentável do solo e dos recursos hídricos, particularmente nos países subdesenvolvidos, os quais muitas vezes, têm orçamentos escassos para o gerenciamento integrado das bacias hidrográficas e a conservação de suas nascentes, tanto urbanas, quanto rurais (AVINASH *et al.*, 2011).

Para que os recursos públicos sejam direcionados da melhor maneira possível e com base em sua maioria nos aspectos técnicos e não políticos, a literatura sobre priorização de ações de manejo em bacias hidrográficas é vasta, porém feita a partir de metodologias relacionadas a modelagens.

Nesse sentido, tais trabalhos utilizam diversos tipos de dados computacionais baseados em estudos hidrológicos, sedimentação, cobertura, uso e ocupação do solo, erodibilidade (RAHMATI *et al.*, 2019), entre outros, os quais são integrados em sistema de informação geográfica e trabalhados em modelos como por exemplo a análise de decisão multicritério (ADMC) (FERNÁNDEZ e LUTZ, 2010; RAHMATI *et al.*, 2016; ARABAMERI *et al.*, 2019; JAIN e RAMSANKARAN, 2019), a teoria lógica de Fuzzy, que também não deixa de ser uma ADMC (ZOU *et al.*, 2013; TOOSI e SAMANI, 2017; ALILOU *et al.*, 2019). Também são realizados estudos mais específicos de priorização relacionados as modelagens aplicadas a processos erosivos (AYELE *et al.*, 2017; AHMED *et al.*, 2017; AMERI *et al.*, 2018), águas subterrâneas (AVINASH *et al.*, 2011), e estudos relacionados a questões envolvendo a modelagem de dados hidrológicos para previsão de enchentes e inundações (MEYER *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2011; STEFANIDIS e STHATIS, 2013).

Portanto, na literatura há a discussão sobre metodologias de priorização de bacias urbanas. Por outro lado, para a priorização de manejo de nascentes ou rios urbanos, que levam em consideração as características reais das condições físicas que esses corpos hídricos possuem, existe uma lacuna de pesquisa, principalmente quando se leva em consideração as análises *in loco*.

Assim, as metodologias computacionais que existem na literatura normalmente estão voltadas a dados digitais, que muitas vezes não tem a resolução necessária para encontrar problemas reais de campo, como no próprio caso de Arapongas, em que nas imagens de satélite, alguns processos erosivos estavam por baixo da vegetação arbórea, e que apenas com o levantamento *in loco* foi possível identifica-los.

Então, as características físicas de bacias urbanas, bem como o diagnóstico ambiental com levantamentos em capo torna-se uma importante ferramenta para um gerenciamento integrado. Sendo assim possível direcionar melhor os recursos públicos do orçamento do município em termos de recuperação ou melhorias de seus corpos d'água, com base em dados tratados sistematicamente e que acompanhe a realidade de campo.

5.7 ANÁLISE DO IQA

Conforme comentado no item 4.7, as nascentes escolhidas para análise do Índice de Qualidade das Águas foram a 2b (Ponto 1), 2a (Ponto 2) e 6a (Ponto 3) (Figura 5.15).

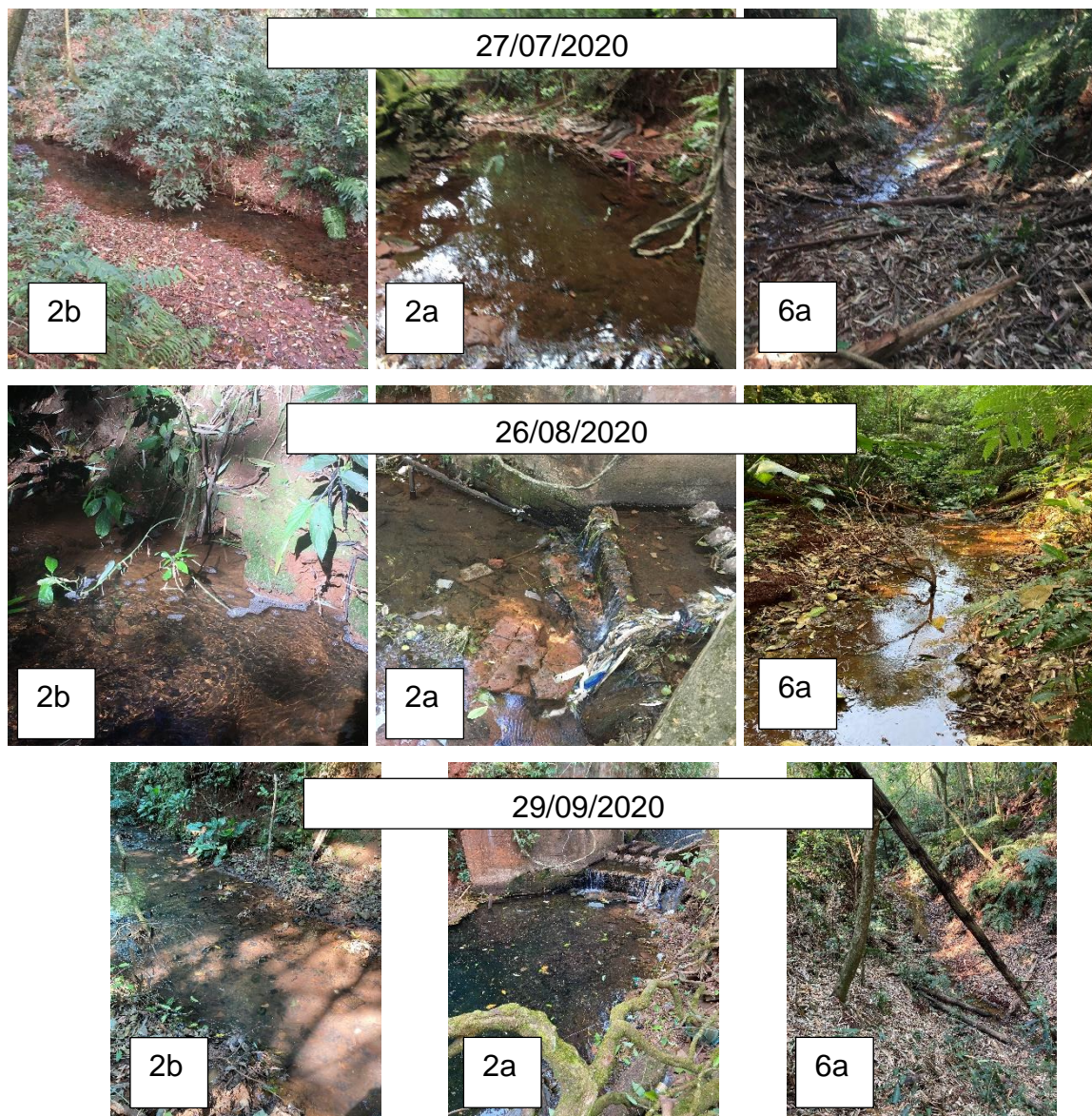
Figura 5.15 - Pontos de coleta de amostras de água para análise do IQA



Fonte: Google Earth

A ordem de amostragem em alguns pontos foi diferente de acordo com o dia. Isso porque a dinâmica do monitoramento dos corpos hídricos é muito diversa, e em um mesmo ponto, talvez a diferença de hora, no horário de fazer uma amostragem em dias diferentes, possa significar em detectar uma fonte de poluição eventual, como por exemplo o lançamento de efluentes (Figura 5.16 e Tabela 5.10).

Figura 5.16 - Registro fotográfico dos pontos de amostragem de acordo com os dias de coleta de água



Fonte: o próprio autor

Tabela 5.10 - Informações referentes a localização, dia e horário das coletas nos pontos de amostra de água para análise do IQA

Nascente	Latitude	Longitude	27/07/2020	26/08/2020	29/09/2020
2b (Bandeirantes do Norte)	455800	7411800	08h45	09h45	09h42
2a (Córrego Uru)	454922	7413876	09h13	09h20	09h20
6a (Córrego Coqueiral)	457740	7407571	12h02	08h44	08h50

Fonte: o próprio autor

Outro fato que concilia com esse pensamento da dinâmica para o monitoramento de corpos hídricos é a Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde nº 005/2017, a qual determina de acordo com algumas condições a quantidade de coleta e análise de água por semana.

Sendo assim, segue na Tabela 5.11, os resultados para os parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura (T), Turbidez, Sólidos Totais, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO – Diluição utiliza de 100%) e Coliformes Totais. Salienta-se que o oxigênio dissolvido foi medido em campo, no ponto de coleta da água.

Tabela 5.11 - Resultados das coletas de água para análise do IQA

Parâmetros	2b (Bandeirantes do Norte)			2a (Córrego Uru)			6a (Córrego Coqueiral)		
	27/07	26/08	29/09	27/07	26/08	29/09	27/07	26/08	29/09
Data	27/07	26/08	29/09	27/07	26/08	29/09	27/07	26/08	29/09
OD (mg/L)	8,10*	8,21*	7,43*	8,18*	8,24*	7,34*	8,22*	8,55*	7,51*
T (° C)	19,10	17,00	23,67	20,10	21,50	23,51	13,50	16,70	20,94
pH	6,95	7,36	7,63	5,88	5,74	6,10	7,32	6,73	6,83
Turbidez (NTU)	1,54	2,50	20,33	0,43	1,40	3,07	21,70	37,03	3,87
Sólidos Totais (mg/L)	0,009	0,057	0,054	0,016	0,008	0,000 ³	0,002	0,004	0,000 ³
Nitrogênio total (mg/L)	13,40	77,50 ⁴	132,50 ⁴	9,80	9,70	9,50	<0,50	<0,50	0,50
Fósforo total ² (mg/L)	0,048	0,008	0,155	0,003	0,000 ³	0,001	0,003	0,000 ³	0,000 ³
DBO (mg/L)	2,01	12,56	6,60	0,13	0,74	3,15	0,00 ³	0,46	0,67
Coliformes fecais ¹ (NMP/100mL)	5,00	0,000 ³	3.850	48,37	116,50	14.275	16,25	0,000 ³	12.812

Fonte: o próprio autor. *Valores de OD medidos antes da realização da DBO.

¹ – Valores originais multiplicados por 1,25 (fator de correção da CETESB).

² – Valores originais multiplicados por 0,3261 (fator de correção Hach).

³ – Valores abaixo do limite de detecção ou ocorrência de algum erro amostral.

⁴ – Valores referentes a NKT, devido a extrapolação do limite de detecção do método proposto.

Mesmo calibrando o oxímetro antes de todas as idas a campo, provavelmente o equipamento estava com algum erro. Os valores encontrados *in loco* foram maiores do que 18 mg/L, valor acima do comum (8 mg/L) para cursos d'água.

Sendo assim, existem algumas ressalvas quanto ao seu uso. Portanto, foram utilizados os valores de oxigênio inicial, medidos para realização dos ensaios de DBO, com outro oxímetro (apresentado no item 4.7). Os intervalos de tempo de coleta de água em campo e realização do ensaio de DBO não ultrapassaram mais do que 3 horas, e as amostras foram acondicionadas em isopor, de maneira que houvesse a menor agitação possível até a chegada à universidade.

Portanto, a partir da análise física realizada em 2019, foi possível identificar os corpos d'água que recebiam algum tipo de lançamento de efluentes como foi o caso do 2b, ou resíduos sólidos como o 2a (Figura 5.16).

Assim, em 2020 foram feitas as coletas de água que resultaram em alguns valores anômalos, por exemplo, em relação a Resolução CONAMA nº 357/2005 e o anexo XX da Portaria de Consolidação do MS nº 005/2017, a qual revogou a Portaria nº 2.914/2011, do Ministério da Saúde, em seu Art. 864, inciso CXXXIII.

Além disso, a dinâmica do monitoramento de recursos hídricos, não apenas os urbanos, mas de maneira geral, tem muita diversidade, como pode ser observado que em dias diferentes, e até mesmo em horários diferentes de coletas, valores de alguns parâmetros foram diferentes, como foi o caso dos valores encontrados para nitrogênio total e DBO para a nascente 2b (Tabela 5.10 e Tabela 5.11).

Como grande parte dos corpos hídricos paranaenses são enquadrados como classe 2, os limites de acordo com esse enquadramento para qualidade da água são apresentados na tabela a seguir:

Tabela 5.12 - Limites de concentração para os parâmetros do IQA

Parâmetros	Limites (CONAMA 357/2005)
Nitrogênio amoniacal total*	3,7 mg/L, para pH ≤ 7,5; 2,05 mg/L, para 7,5 < pH ≤ 8,0; 1,0 mg/L, para 8,0 < pH ≤ 8,5; 0,5 mg/L, para pH > 8,5
Nitrogênio amoniacal (lançamento de efluentes)*	Até 20 mg/L
Coliformes termotolerantes	Menor do que 1.000/100mL
Turbidez	Até 100UNT Até 5 UNT (Anexo XX Port. 005/2017)

DBO	Até 5,0 mg/L
Oxigênio dissolvido	Acima de 5 mg/L
pH	Entre 6 e 9
Fósforo total	Ambiente Léntico 0,2 mg/L Ambiente Intermediário 0,25 mg/L Ambiente Lótico 0,1 mg/L
Sólidos totais dissolvidos*	Até 1.000 mg/L (Anexo XX Port. 005/2017)

Fonte: CONAMA 357/2005 – Rios de classe 1 e classe 2 e Anexo XX Portaria de Consolidação MS nº 005/2017, para padrão de potabilidade de água.

*Não existe em legislações brasileiras, previsão para limites de concentração para nitrogênio total e sólidos totais.

Portanto, ao comparar os resultados obtidos da Tabela 5.11 com os limites mostrados na Tabela 5.12, para o Ribeirão Bandeirantes do Norte, nascente 2b, valores anômalos de nitrogênio, fósforo e DBO foram obtidos, o que pode estar relacionado com as moradias irregulares que existem em sua proximidade e com o lançamento de efluentes provenientes do frigorífico que ali está instalado. Tal afirmação consiste no fato de que na coleta do dia 26/08/2020, havia um cheiro muito forte na água do córrego, bem como a presença de espuma na superfície.

Para o corpo hídrico Córrego Uru, nascente 2a, valores anômalos de pH e *E.Coli* foram encontrados. Isso pode ser influência da galera pluvial que recebe contribuições de ligações clandestinas de esgoto (Figura 5.17), cujo coliformes é um indicativo de contaminação fecal e conduz a água até aquele ponto da nascente.

Figura 5.17 - Galeria de águas pluviais na parte superior da nascente 2b



Fonte: o próprio autor

Data da imagem: 27/07/2020

No ponto 6a, apenas valores anômalos de turbidez foram identificados, mas que podem estar relacionados ao próprio córrego da nascente e o ponto de amostragem, que era um ponto em que havia uma pequena queda de água.

Então, ao comparar as 3 nascentes, pode-se concluir que o grau de urbanização é um fator determinante para definir a qualidade da água em um corpo hídrico no meio urbano. Basta observar o comportamento da nascente 6a, locada em propriedades rurais, com as demais nascentes.

Além disso, mesmo que a urbanização seja significativa, para que a qualidade da água seja bem analisada, o seu monitoramento deve ser constante, porque em meio urbano muitas são as fontes de poluição e contaminantes que possam vir a entrar em contato com o corpo hídrico.

Nesse sentido, com os resultados obtidos na Tabela 5.11, e aplicados os pesos demonstrados na Figura 4.6 e Tabela 4.3, e posteriormente aplicados nas equações demonstradas pelos Quadros Quadro 4.4 e Quadro 4.5, foi possível obter o Índice de Qualidade da Água para as 3 nascentes escolhidas. Entretanto, os valores de oxigênio utilizados foram os encontrados antes do início da realização da medição da DBO, visto que os valores apresentados em campo estavam divergentes do que normalmente ocorre em águas. Segue na Tabela 5.13, os pesos do índice “ q_i^w ” adotados para cada um dos parâmetros do IQA, e na Tabela 5.14, os valores do IQA para as nascentes 2a, 2b e 6a.

Tabela 5.13 - Valores de “ q_i^w ” obtidos para análise do IQA

Parâmetros	2b			2a			6a		
	27/07	26/08	29/09	27/07	26/08	29/09	27/07	26/08	29/09
q_i^w	27/07	26/08	29/09	27/07	26/08	29/09	27/07	26/08	29/09
OD	2,18	2,17	2,18	2,18	2,18	2,17	2,15	2,18	2,18
<i>E. Coli</i>	1,92	2,00	1,47	1,78	1,73	1,36	1,85	2,00	1,37
pH	1,72	1,72	1,72	1,62	1,60	1,65	1,72	1,71	1,71
DBO _{5,20}	1,55	1,53	1,55	1,58	1,57	1,52	1,58	1,58	1,57
N _{total}	1,54	1,12	1,00	1,48	1,48	1,48	1,58	1,58	1,58
P _{total}	1,56	1,58	1,52	1,58	1,58	1,58	1,58	1,58	1,58
T	1,58	1,58	1,58	1,58	1,58	1,58	1,58	1,58	1,58
Turbidez	1,44	1,44	1,39	1,44	1,44	1,44	1,39	1,36	1,43
Sólidos totais	1,42	1,42	1,42	1,42	1,42	1,42	1,42	1,42	1,42

Fonte: o próprio autor

Obs: o ponto 2b, dias 26/08 e 29/09, para o nitrogênio total, foram utilizados os valores de NKT.

Tabela 5.14 - Resultados obtidos para o IQA das nascentes 2a, 2b e 6a

Nascente	IQA		
	27/07	26/08	29/09
2b (Bandeirantes do Norte)	86 (Ótima)	65 (Boa)	40 (Regular)
2a (Córrego Uru)	75 (Boa)	56 (Boa)	56 (Boa)
6a (Córrego Coqueiral)	84 (Ótima)	89 (Ótima)	64 (Boa)

Fonte: o próprio autor

Conforme discutido anteriormente, o monitoramento de recursos hídricos é bem dinâmico, devido as mudanças que a amostragem possa vir a ocorrer. Pela tabela acima, o simples fato de mudar a ordem de coleta, que no primeiro dia foi 2b, 2a e 6a, para 6a, 2a e 2b, fez com que os valores do IQA sofressem mudanças.

Entretanto, os resultados corroboram com a hipótese de que ambientes mais urbanizados tendem a trazer consigo maior poluição aos rios urbanos, por haver uma série de substâncias que escorrem nas superfícies impermeáveis dessas áreas e chegam ao corpo hídrico. Os resultados da tabela acima não fugiram dessa regra, visto que a nascente urbana 2b, a do Córrego Bandeirantes do Norte, apresentou um IQA regular no dia 29/09 e valores de nitrogênio, fósforo e DBO acima do permitido pela legislação (Tabela 5.11).

Salienta-se que nessa localidade, bem na parte inicial da nascente existe um frigorífico, mas também há a presença de diversas casas no decorrer da APP. Além disso, o horário de coleta de água também interfere nos resultados, porque, conforme citado anteriormente, houve uma mudança da ordem de coleta, sendo que no dia 27/07, no 2b, a água aparentava condições normais, sem cheiro, espumas ou cor, já nos dias 26/08 e 29/09, apresentava cheiro, espumas e coloração acinzentada.

Mesmo que não seja possível afirmar qual a fonte da poluição desse corpo hídrico, certamente os resultados anômalos vêm da combinação dessa indústria, das casas irregulares na APP e dos processos de urbanização que ali ocorrem. Isso ainda é afirmado também devido ao IQA encontrado no Córrego Uru, nascente 2a, que possui uma galera de águas pluviais conectada diretamente com a nascente, e que no dia 29/09, por conta de uma chuva que ocorreu no domingo, dia 27/09, estava cheia de resíduos, a água estava escura e na parte superior da galeria era possível identificar uma espécie de lodo que já havia se formado em toda a

extensão dessa estrutura de drenagem.

Por fim, na nascente do Córrego Coqueiral, que tem características mais rurais, o IQA foi classificado como ótimo duas vezes, uma vez apenas como bom. Entretanto, mesmo tendo uma certa urbanização, mas pequena e longe do corpo hídrico, não foram identificados valores anômalos dos parâmetros do IQA, o que corrobora com a hipótese do parágrafo anterior, de que realmente, atividades industriais em meio urbano e o processo de urbanização em si causam a deterioração de rios urbanos.

5.8 COMPARAÇÃO COM TRABALHOS SEMELHANTES

Conforme apresentado anteriormente, diversas são as metodologias aplicadas a priorização de bacias e sub-bacias, todas elas voltadas a métodos computacionais e com o uso de modelagem.

A título de comparação, ao longo da revisão de literatura foram encontrados trabalhos que relacionam a aplicação da metodologia RIAM com o diagnóstico ambiental de bacias hidrográficas urbanas e posterior prognóstico com um ranking de prioridade de manejo das mesmas. Outros usos da RIAM já foram discutidos em itens anteriores.

Contudo, na literatura brasileira, poucos trabalhos foram encontrados relacionando impactos ambientais e nascentes, principalmente as urbanas. Por exemplo, Dias (2018) analisou o estado de conservação das nascentes do Córrego Pindaíba em Tocantins, Minas Gerais.

Ao total, foram 10 nascentes analisadas pela autora citada no parágrafo anterior, utilizando a metodologia do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR). Nela, a base de critérios para classificar a conservação das nascentes foram os parâmetros: (1) cobertura e o estado de conservação da APP; (2) tipo de ocupação e a conservação das matas no topo do morro; (3) se havia ou não cercamento nas nascentes; (4) presença de animais; e (5) a extensão da APP. Além disso, a avaliação do dano consistiu em classificá-los em quanto a frequência (temporário, cíclico e permanente), extensão (local ou regional), reversibilidade (reversível e irreversível), origem (direto e indireto). Ou seja, entra um pouco no que diz a metodologia RIAM, mas não dá muito detalhamento de como foi feita a avaliação desses critérios citados anteriormente, apenas faz uma breve introdução da análise.

Em seus resultados, Dias (2018) encontrou que 50% das nascentes estavam classificadas como conservação regular, 30% como ruim e apenas 20% como boa. Nas classes regular e ruim, os parâmetros preponderantes, causadores dessa classificação foram a cobertura da nascente e o estado de conservação dessa cobertura.

Outro trabalho encontrado foi o de Souza (2018), baseado no Índice de Impacto em Nascentes (IIAN), aplicado ao Ribeirão do Lajeado, afluente da margem esquerda do Rio Sorocaba e que se encontra em área urbana consolidada. A metodologia de análise de seu trabalho consistiu na avaliação macroscópica das nascentes, atribuindo para cada parâmetro avaliado um valor entre 1 a 3, para posterior classificação. A autora identificou 40 nascentes, das quais 17 foram visitadas em campo para análise de variáveis como coloração, odor, presença de lixo nas margens, presença de materiais flutuantes, espuma, óleo, esgoto, estado da vegetação, presença humana, presença de animais em áreas de APP, proteção do local e proximidade à residência ou estabelecimento.

Conforme encontrado também no trabalho de Dias (2018), Souza (2018) identificou que os problemas de conservação das nascentes urbanas estão relacionados com a urbanização propriamente dita, juntamente com questões envolvendo à proximidade das nascentes com estabelecimentos, falta de proteção das nascentes e falta de mata ciliar no entorno de 50 metros, conforme preconiza o Código Florestal Brasileiro. Contudo, não foi identificada uma pontuação envolvendo processos erosivos, mas a autora deixa como proposta para estudos futuros em sua conclusão e também deixa algumas sugestões de diretrizes de recuperação das nascentes visitadas.

Interessante que Souza (2018) também afirma a necessidade de se fazer um diagnóstico ambiental de nascentes urbanas com base em levantamentos *in loco*.

Adiante, Radtke (2015) também utilizou o PAR com instrumento de análise integrada dos ecossistemas, que pode ser utilizada por uma simples inspeção visual. Em seu trabalho, esta autora objetivou realizar uma avaliação do Arroio Laranjeira, na cidade de Candelária-RS. Na sua metodologia, utilizou 12 parâmetros de análise, o tipo de ocupação das margens do curso d'água (vegetação, pastagem, agricultura, monocultura, reflorestamento, residencial, comercial ou industrial), impactos antrópicos na margem, impactos antrópicos no leito, odor da água e/ou

sedimento, oleosidade da água e/ou do sedimento, presença de plantas aquáticas, tipo de funda (pedra, cascalho, areia, lama, cimento, canalização), diversidade de habitats, deposição da lama, alterações no canal do rio, presença de mata ciliar, estabilidade das margens. Ao final, de acordo com as pontuações, classificou as nascentes em níveis de perturbação.

Não é surpresa que ela tenha obtido em seus resultados que as atividades antrópicas e a urbanização são os fatores que geram impactos negativos ao corpo hídrico, apesar de ter aplicado a metodologia em apenas 3 nascentes. Contudo, um diferencial em seu trabalho foi a mobilização e participação social da população, em que nessas 3 nascentes, 10 voluntários aplicaram os questionários, o que pode gerar uma maior robustez aos resultados. Entretanto, a própria autora em parte do trabalho define alguns pontos em que poderiam ocorrer melhorias em seu trabalho.

Gomes (2015), fez um diagnóstico e avaliação de impacto ambiental em 64 nascentes na cidade de Pedro II no Piauí, aplicando o método da Listagem de Controle, Matriz de causa x efeito, e por ele citada, uma inédita Avaliação Ambiental Macroscópica das Nascentes. Em seu estudo, apenas 3% das nascentes estavam com um Índice de Qualidade Ambiental de Nascentes como degradadas.

No entorno da área de estudo de Gomes (2015), o autor cita a presença de garimpo e mina, e garimpos de arenitos e que na época, havia uma grande especulação imobiliária. Como impactos, foram identificados nessas nascentes, erosão e presença de suínos em APP, resíduos sólidos, sabão, ligação clandestina de esgoto, vegetação queimada, assoreamento, moradias irregulares, dentro outros diversos.

É bom observar que alguns dos trabalhos levam em consideração as questões envolvendo a significância do impacto, sua reversibilidade, e temporalidade, e outros não.

Um trabalho baseado na Matriz de Leopold (1971) foi o de Garcia et al. (2018), aplicada para nascentes de rios urbanos. Além disso, os autores também aplicaram o IQA. Em seu trabalho, foram visitadas 13 nascentes ao longo da bacia do Ribeirão das Pedras, localizada no Distrito de Barão Geraldo, Campinas/SP. Já o IQA, foi aplicado em 6 principais nascentes, das quais 5 foram classificadas como boa, mesmo apresentando algumas irregularidades perante outros parâmetros.

Para a classificação dos impactos, Garcia et al. (2018) se basearam

em 4 indicadores: severidade, significância, probabilidade e reversibilidade, cuja ponderação consistiu em dar maior atenção aos nascentes cujos impactos fossem mais significativos. Sendo assim, e não fugindo a regra, os principais fatores que causam impactos negativos de maior significância estavam relacionados a urbanização, pela retirada de matas ciliares, e pontos erodíveis, seguido de pontos de compactação do solo.

A partir dos pontos que tiveram os impactos ambientais mais significativos, é que foram definidos os pontos de amostragem de água para análise do IQA, da mesma maneira como foi proposto neste trabalho, o que demonstra a importância dessa análise e seu uso em outros casos.

Para o IQA de Garcia et al. (2018), alguns valores baixos de OD, segundo os autores, estavam ligados à baixa lâmina d'água das nascentes. DBO, os valores estavam de acordo com a legislação. Porém, fósforo e nitrogênio foram encontrados em quantidades elevadas e acima do permitido pela legislação, o que pode ter ocorrido pelo despejo de algum efluente, ou matéria orgânica.

No Paraná, Zaroni e Bollmann (2007) fizeram um estudo sobre a qualidade das águas na bacia do Rio Belém em Curitiba, analisando as nascentes da sub-bacia da Barreirinha, compreendendo áreas com urbanização já consolidada, com coleta e tratamento de esgotos, áreas em processo de urbanização, com falta de planejamento e ocupação descontrolada e pequenas propriedades rurais, algo parecido com o realizado neste trabalho para análise do IQA proposto pela CETESB. Além disso, os autores ainda utilizaram da avaliação de impacto ambiental, dividindo a em termos de descritores (ação, origem e fonte do impacto) e quantificação (intensidade, reversibilidade, frequência e estado evolutivo do impacto). Combinado a avaliação de impacto ambiental, também trabalharam com o Índice de Influência Humana (IIH) estabelecido por Karr e Chu (1999), bem como fizeram a análise de qualidade da água em algumas das nascentes, baseado nos valores de condutividade elétrica. Com conclusão, metade das nascentes estavam contaminadas, ou por lançamentos pontuais, ou por poluição difusa advinda da urbanização intensa da região. Ainda, todas as nascentes estavam, de algum modo, depreciadas pela ação antrópica, direta ou indiretamente, o que conseqüentemente trouxe uma qualidade ruim às águas da sub-bacia, alvo do estudo (ZANONI e BOLLMANN, 2007).

Outros trabalhos podem ser citados, relacionadas as análises macroscópicas de impactos ambientais em nascentes, mas não levam em

consideração as questões envolvendo reversibilidade, significância, temporalidade dos impactos, como por exemplo Gomes et al. (2005), citado em outros itens desta dissertação. Contudo, servem como base para estudos futuros, por que se aqueles critérios não entram como base, é difícil ponderar de uma melhor maneira os impactos, por exemplo, ao comparar processos erosivos, é interessante que também seja feita a análise da viabilidade de se reverter o processo ou não.

Portanto, todos os trabalhos citados anteriormente tiveram alguns parâmetros de análise parecidos e também trabalharam com a análise *in loco*, porém não foi constatada a análise das condições físicas das estruturas de drenagem urbana, tampouco questões relacionadas a declividade no entorno das nascentes, alguns também não apresentaram análise de processos erosivos. E ainda, questões como a viabilidade, recuperação, reversibilidade, temporalidade, significância dos impactos foram pouco trabalhadas, podendo ser citada apenas em Dias (2018) e Garcia et al. (2018), sendo que apenas neste último é que o IQA também fora incluído nas análises.

No contexto apresentado é que consiste a importância da análise de impactos ambientais em nascentes urbanas, principalmente com o uso de ferramentas de avaliação de impactos propriamente ditas. Novamente, embora haja metodologias parecidas de avaliação de impacto ambiental, como o Protocolo de Avaliação Rápida, tem-se ainda uma lacuna de pesquisa, e que o uso da matriz de avaliação de impacto rápido (RIAM), aplicada neste estudo de caso em nascentes urbanas, pode ser utilizada e adaptada para outros municípios na mesma temática, ou em temáticas diversas.

Além disso, de acordo com os resultados obtidos para Arapongas, das avaliações dos impactos encontra *in loco*, e com a análise da literatura, os principais problemas envolvendo impactos negativos são justamente a urbanização e uma má conservação da vegetação das nascentes, que conseqüentemente causa os processos erosivos, e até mesmo diminui a qualidade da água de mananciais de abastecimento público (GARCIAS e SANCHES, 2009). Outra lacuna que as referências anteriores não citaram, são as influências das estruturas de drenagem de águas pluviais, abordadas neste trabalho, e que também contribuíram significativamente para impactos ambientais negativos.

5.9 MEDIDAS MITIGATÓRIAS

Conforme citado na introdução, este trabalho teve um viés mais para o lado da engenharia propriamente dito, com amplo aspecto prático. Nesse sentido, com o extenso banco de dados elaborado e registros fotográficos das nascentes mais impactadas, medidas mitigatórias podem ser propostas.

Em termos de gestão pública, é interessante que o município, com base no diagnóstico e ordem de prioridade, utilize fichas de “Cadastro de Erosão”, “Cadastro de Galerias, Dissipadores e Emissários danificados”, para elaborar termos de referência, quando do interesse em efetivar uma contratação por meio de licitação. Dessa maneira, o serviço propriamente dito, para recuperar ou conservar a área estará mais detalhado e baseado em aspectos técnicos.

De maneira geral, recomenda-se que para locais com processos erosivos de dimensões acima de 20 m de altura, projetos específicos sejam elaborados com no mínimo 3 alternativas de intervenção. Dependendo o lugar, até uma proposta de um lago poderia ser abordada. Assim, o mesmo já serviria como uma espécie de bacia de contenção da água da chuva, com uma contrapartida paisagística.

Os locais em que foram avistadas a presença de lançamento de efluentes e descarte de resíduos sólidos de maneira pontual, podem ser trabalhados no âmbito da Educação Ambiental. Por ser uma fonte pontual de poluição, entende-se que a população do entorno é a responsável pelo descarte, assim, conversar com o presidente do bairro, ou propor reunião com essas pessoas para demonstrar a importância que tem a conservação dessas nascentes se torna mais fácil do que quando comparada as fontes de poluição difusa.

No caso de lançamento de efluentes, o Poder Público pode, junto a Companhia de Saneamento ou Autarquia Municipal de Saneamento e demais secretarias, identificar as fontes, e propor medidas de redução da carga poluidora ou outras medidas de compensação. Além disso, é interessante que o Poder Público realize também uma ampla divulgação da importância das nascentes urbanas, integrando e envolvendo a participação popular, como foco em temáticas como manutenção e preservação dos recursos hídricos.

Por outro lado, sobre o monitoramento, conforme os resultados mostraram, em dias diferentes em um mesmo ponto, as concentrações dos

parâmetros podem ser diferentes. Então, nesse caso, o município poderia estar criando um Programa para monitorar os rios urbanos, com uma periodicidade mensal ou outra aconselhável pela vigilância sanitária ou o órgão ambiental pertinente. Ainda, é interessante que as amostras por exemplo no caso de locais com instalação de indústrias, que a amostragem ocorrerá um pouco após o lançamento de efluentes, para verificar se o empreendimento está cumprindo com o que diz a legislação.

5.10 APLICABILIDADE DO MÉTODO

Com base nos critérios apresentados nos quadros 4.7. 4.8. 4.9. 4.10 e 4.11, a metodologia pode ser replicada para qualquer lugar. Entretanto, nada impede de futuros autores estarem modificando os valores dos critérios, ou por exemplo, dando valores diferentes a intervalos diferentes de declividade ou da cobertura, uso e ocupação do solo.

Contudo, para este trabalho em específico, a aplicabilidade do método consiste no fato de que, a partir do levantamento inicial na tabela de atributos, dentro do aplicativo MapIT, é possível que a própria Prefeitura venha a realizar a compra de um tablet com esse mesmo aplicativo, e que ela utilize a mesma tabela de atributos para os posteriores levantamentos ou o monitoramento das nascentes.

Além disso, as planilhas disponibilizadas para o Poder Público, também possuem caráter automático, ou seja, basta copia a planilha de atributos do tablet para a planilha em que a RIAM está inserida automaticamente, que o saldo ambiental ao final, já será realizado. Sendo assim, é recomendável apenas que o futuro técnico que conduza os dados tenha conhecimento sobre geoprocessamento, para que o mesmo os trabalhe dentro do software e que consiga produzir os mapas.

Já para os levantamentos de campo, em termos de ida a novas bacias ou o monitoramento das existentes, basta levar o tablet, chegar no ponto, e preencher a tabela de atributos dentro do aplicativo MapIT.

Ainda, os dados provenientes da matriz RIAM podem servir como base para os projetistas de drenagem. Um exemplo, seria a construção de um loteamento em umas das bacias que receberam intervenções urgentes, e que nesse caso, antes de se fazer o projeto, já haveria dados disponíveis sobre quais os problemas existem naquela bacia e quais as preocupações que o projeto deverá ter.

5.11 URBANIZAÇÃO SUSTENTÁVEL

Conforme os resultados apresentados nos itens anteriores, a RIAM apontou diversos fatores de degradação ambiental atrelados a urbanização convencional. Pode se dar os exemplos dos sistemas de drenagem das águas pluviais, os quais estavam com partes desconexas, e que geravam processos erosivos em estágio de voçoroca, ligações clandestinas de efluente e esgoto sanitário, bem como aspectos relacionados a má conservação da mata ciliar das nascentes urbanas do município.

Entretanto, nem toda urbanização, necessariamente, precisa ser assim. As cidades, com o apoio da RIAM, a qual indica os principais problemas, poderiam vir a repensar a sua escola de planejamento urbano, de maneira a adequar os conceitos atuais sobre urbanização sustentável.

Nesse contexto, o primeiro passo, no caso de Arapongas, seria repensar a drenagem urbana, pois foi o fator mais impactante, no tocante a redefinir por meio de critérios urbanísticos e construtivos, de que novas áreas a serem urbanizadas já venham com a infraestrutura de drenagem executada, que haja maior quantidade de áreas permeáveis, bem como sistemas de infiltração, uso de cisternas, entre outros.

Dessa maneira, além de tornar a urbanização mais sustentável, esses sistemas de drenagem também transformam a cidade em uma cidade resiliente, a qual terá os meios para se recuperar após eventos extremos ou estar preparada para eles.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos conclui-se que:

- Mudanças e impactos ambientais negativos de maior significância estavam relacionados a locais com urbanização consolidada;

- A maior parte dos sistemas de drenagem de águas pluviais que apresentavam deficiências hidráulicas e danos em suas estruturas, bem como ligações clandestinas de esgotamento sanitário na rede de águas pluviais e até mesmo lançamento direto de efluentes em corpos hídricos estavam em locais com urbanização consolidada;

- A maior parte dos locais com má conservação da mata ciliar na APP estavam em regiões de urbanização consolidada;

- O mapa gerado com os valores da matriz RIAM é uma importante ferramenta para os tomadores de decisão destinarem recursos públicos para nascentes urbanas que precisam de intervenções com maior urgência;

- A análise da qualidade de água é dinâmica, e o simples fato de mudar o horário de coletas pode interferir nas concentrações dos parâmetros de interesse;

- Os piores valores de IQA proposto pela CETESB estavam na nascente com urbanização consolidada, contudo, fica o alerta que, para que a análise fosse mais robusta, um maior número de amostras deveria ter ocorrido;

- A urbanização é o fator de maior influência na degradação das bacias hidrográficas e principalmente em nascentes urbanas;

- Estruturas de drenagem de águas pluviais são de extrema importância para o controle com que a força d'água chega as nascentes urbanas e a falta de manutenção ou fiscalização prejudica as estruturas dando oportunidade para conexões clandestinas de esgoto sanitário ou despejo de efluente qualquer, bem como o início ou o agravamento de processos erosivos;

- A coleta e tratamento de dados e posteriormente geração da RIAM não é um processo demorado e pode ser replicado em outras cidades e até mesmo incrementado ou modificado de acordo com a necessidade;

6.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso da metodologia de avaliação de impacto ambiental rápida aplicada (RIAM) para priorização de manejo ou intervenção em nascentes urbanas é uma ferramenta pouco utilizada no Brasil, muito embora tenha sido elaborada em 1998.

Ainda que os métodos computacionais sejam os mais utilizados para priorizar a gestão de bacias hidrográficas ou sub-bacias hidrográficas, é interessante que a literatura também os aplique aos corpos hídricos, especificamente às nascentes urbanas, visto que são o ponta pé inicial para a formação dos rios.

Quando aplicada às nascentes urbanas do município de Arapongas, para gerar uma ordem de prioridade de intervenção, trouxe resultados satisfatórios, pois indicou após a sua elaboração, através de mapa, os locais de maior urgência de tomada de decisão.

Nesse contexto, é interessante que a análise *in loco* seja também abordada para estudos como esse, porque muitas vezes dados computacionais não conseguem detectar alguns problemas, como por exemplo, processos erosivos abaixo de vegetação ou estruturas de drenagem urbana com danos estruturais também abaixo da vegetação, os quais não podem ser vistos através das imagens de satélite.

E, além disso, o processo em si, desde o planejamento, coleta, tratamento de dados e a elaboração do mapa, não precisou de um tempo muito grande de trabalho. Para visitar os 27 pontos *in loco*, foram gastos apenas 7 dias.

Portanto, tal análise não é demorada, e permite posteriormente aos tomadores de decisão, receber de maneira pontual e simples, os locais de maior urgência de manejo ou intervenção. Assim, os recursos públicos podem ser melhor direcionados às medidas de recuperação ou conservação das nascentes urbanas.

Contudo, vale salientar que é necessário que o corpo técnico possua certa experiência no uso de aplicativos de georreferenciamento e coleta de dados, bem como tratamento de planilhas e manuseio de softwares de geoprocessamento para produção dos mapas. Entretanto, as fontes de dados para elaboração dos mapas, seja cobertura, uso e ocupação do solo, tipo de solo, declividade, são de fácil acesso, e muitas vezes é possível encontrar os mapas prontos, sendo a única necessidade, adicionar a respectiva camada no software.

Além disso, por meio da RIAM foi possível encontrar pontos em que

existiam lançamentos de efluentes ou ligações clandestinas de esgotamento sanitário e por exemplo, defini-los como pontos alvo para fazer a análise de qualidade da água. Sendo assim, as limitações nesse caso encontram-se por exemplo, no custo das análises, caso sejam enviadas a laboratório ou, caso sejam realizadas pelos alunos, na questão do domínio e escolha dos métodos de análise.

Ainda, em termos de análise do índice de qualidade das águas proposto pela CETESB, ou qualquer outro, a baixa quantidade de amostras e análises não representa de maneira significativa o comportamento da qualidade daquela nascente ou rio, e às vezes as próprias amostras podem apresentar algum problema. Em outras palavras, fica o alerta para que ao encontrar pontos de interesse para análise de qualidade de água, que se tenha um maior volume de amostragens, mas, não necessariamente, um valor muito grande de amostrar também representará o comportamento real. Além disso, é interessante que se tenha o entendimento do intervalo típico de valores que as variáveis podem ocorrer, seja nas nascentes, ou nos rios, para que se possa confiar no equipamento ou método de amostragem.

Por outro lado, mesmo que seja baixo o número de amostras, elas acabam por se tornar evidências, de acordo com os resultados que vierem a ser encontrados.

Em termos de gerenciamento e gestão, o tomador de decisão tem na RIAM uma maneira rápida de escolher o ponto com maior urgência de intervenção por meio de um mapa. Além disso, as planilhas utilizadas para a produção do mapa, possuem dados valiosos e detalhados sobre quais são os problemas e as preocupações existentes em determinada bacia. Dessa maneira, facilita ao Poder Público em escolher qual a melhor estratégia para recuperar ou conservar determinada bacia e até mesmo na elaboração de termos de referência para abertura dos processos licitatórios que por ventura essas estratégias venham a demandar.

Por fim, ficou claro que a urbanização é fator decisivo para degradação dos rios urbanos e a RIAM apontou os principais problemas e preocupações para cada uma das bacias urbanas. Entretanto, nem toda urbanização acarreta prejuízos aos cursos d'água, caso ela seja planejada e executada de maneira sustentável, os problemas podem ser controlados e até mesmo mitigados.

6.2 SUGESTÕES DE PESQUISAS FUTURAS

Para estudos futuros, a mesma metodologia poderia ser replicada para outras cidades e poderia incluir, além dos parâmetros descritos neste trabalho, outros como: características do subsolo (tipo de rocha predominante da região); vazão das bacias; regime pluvial da região; estimativa de pontos de alagamento no município; mapeamento e definição de critérios de significância das atividades industriais e comerciais nas bacias urbanas e próximas aos corpos hídricos; aplicação dos demais métodos de priorização de bacias hidrográficas em bacias urbanas, como por exemplo a análise de decisão multicritério, lógica fuzzy, dentre outros.

Outro viés seria a compreensão da questão social do entorno das nascentes, analisando a presença de ligações clandestinas de esgoto ou efluentes, descarte irregular de resíduos, pontos de erosão e incidência de inundação ou alagamentos por exemplo, com a renda média da população do entorno, o tipo de ocupação e os tipos de investimentos de urbanização aprovados pelo município. Nesse estudo, também seria de extrema importância a participação de órgãos como a Defesa Civil e o Corpo de Bombeiros.

Outra oportunidade, consiste na aplicação dessa mesma metodologia RIAM para encontrar os pontos onde existem os lançamentos de efluentes. Encontrados os pontos, junto a secretaria de saúde do município, um estudo poderia ser dirigido com os dados de pessoas residentes nesses bairros em que há o lançamento de efluente ou esgoto, e contrastá-los com a ocorrência de doenças de veiculação hídrica, de tal maneira a definir se esses lançamentos são mesmos prejudiciais ou não a população daquela região, ou se existem outros fatores também responsáveis pela ocorrência dessas doenças.

Acercado do IQA, existe a possibilidade de se realizar estudos para análise da condutividade elétrica da água, cujo aparelho para medição não é muito custoso, e a análise em si é rápida e serve como um indicador da presença de outras substâncias, visto que ela é originada da presença de sais dissolvidos na água, que podem ter origem humana, por descargas industriais, esgotos domésticos ou geogênica, proveniente da ação do intemperismo nas rochas.

7 REFERÊNCIAS

ABBOUD, I. A.; NOFAL, R. A. Morphometric analysis of wadi Khumal basin, western coast of Saudi Arabia, using remote sensing and GIS techniques, **Journal of African Earth Sciences**, v. 126, p. 58-74. 2017.

ACKERMANN, O.; ZHEVELEV, H. M.; SVORAY, T. Agricultural and terrace pattern distribution and preservation along climatic gradient: From sub-humid Mediterranean to arid conditions, **Quaternary International**, v. 502, p. 319-326. 2019.

AHER, P.D.; ADINARAYANA, J., GORANTIWAR, S. D. Quantification of morphometric characterization and prioritization for management planning in semi-arid tropics of India: A remote sensing and GIS approach, **Journal of Hydrology**, v. 511, p. 850-860. 2014.

AHMED, I.; OAN, N. D.; DEBNATH, J.; BHOWMIK, M. An assessment to prioritise the critical erosion-prone sub-watersheds for soil conservation in the Gumti basin of Tripura, North-East India, **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 11, p. 600. 2017.

ÅKERLINDH, Gunnar. **Metod för beräkning av erforderlig reglerad avrinning vid kombinerat avloppssystem**. Norrköpings tidningars aktiebolag, 1950.

ALVES, M. Estimativa da perda de solo por erosão laminar na bacia do rio São Bartolomeu-DF usando técnicas de geoprocessamento. Dissertação de mestrado. INPE. 2000.

ALILOU, H.; RAHMATI, O.; SINGH, V. P.; CHOUBIN, B.; PRADHAN, B., KEESSTRA, S., GHIASI, S. S.; SADEGHI, S. H. Evaluation of watershed health using Fuzzy-ANP approach considering geo-environmental and topo-hydrological criteria, **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 22-36. 2019.

ALNAHIT, A. O.; MISHRA, A. K.; KHAN, A. A. Quantifying climate, streamflow, and watershed control on water quality across Southeastern US watersheds, *Science of*

the Total Environment, 1339945. 2020.

AMERI, A. A.; POURGHASEMI, H. R., CERDA, A. Erodibility prioritization of sub-watersheds using morphometric parameters analysis and its mapping: A comparison among TOPSIS, VIKOR, SAW, CF multi-criteria decision making models, **Science of the Total Environment**, v. 613-614, p. 1385-1400. 2018.

ANACHE, J. A. A.; FLANAGAN, D. C.; SRIVASTAVA, A.; WENDLAND, E. C. Land use and climate change impacts on runoff and soil erosion at the hillslope scale in the Brazilian Cerrado, **Science of the Total Environment**, v. 622-623, p. 140-151. 2018.

ANALHIT, A. O.; MISHRA, A. K.; KHAN, A. A. Quantifying climate, streamflow, and watershed control on water quality across Southeastern US watersheds, *Science of the Total Environment*, v. 739, 139945, 2020.

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22 ed. Washington, DC. APHA, 2012.

ARABAMERI, A.; REZAEI, K., CERDA, A., CONOSCENTI, C., KALANTARI, Z. A comparison of statistical methods and multi-criteria decision making to map flood hazard susceptibility in Northern Iran, **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 443-458. 2019.

ARAPONGAS. Prefeitura Municipal. Lei nº 3.588 de 05 de janeiro de 2009. Institui o Plano Diretor Municipal de Arapongas-PR.

ARCGIS PRO. How Flow Direction Works. Disponível em: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/how-flow-direction-works.htm>. Acesso em: 23 jul. 2020.

ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; BAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N, SWAT: Model use, calibration and validation, American Society of Agricultural and Biological Engineers, Transactions of the ASABE, v. 55, ed. 4, p.

1494-1508, 2012.

AVINASH, K.; JAYAPPAB, K. S.; Deepika, B. Prioritization of sub-basins based on geomorphology and morphometric analysis using remote sensing and geographic information system (GIS) techniques, **Geocarto International**, v. 26, n. 7, p. 569-592. 2011.

AYELE, G. T.; TESHALE, E. Z.; YU, B.; RUTHERFURD, I. D., JEONG, J. Streamflow and sediment yield prediction for watershed prioritization in the upper blue Nile river basin, Ethiopia, **Water**, v. 9, n. 10, p. 782. 2017.

BALISTROCCHI, M.; GROSSI, G. Predicting the impact of climate change on urban drainage systems in northwestern Italy by a copula-based approach, **Journal of Hydrology**, v. 28, 100670. 2020.

BASU, T.; PAL, S. RS-GIS based morphometrical and geological multi-criteria approach to the landslide susceptibility mapping in Gish River Basin, West Bengal, India, **Advanced, Space Research**. 2018.

BATISTA, P. V. G.; SILVA, M. L. N.; SILVA, B. P. C.; CURI, N; BUENO, I. T.; JÚNIOR, F. W. A.; DAVIES, J.; QUINTON, J. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin – Brazil, **Catena**, v. 157, p. 139-150. 2017.

BEJA, I. A.; MOTTA, R.; BERBUCCI, L. B. Application of recycled aggregates from construction and demolition waste with Portland cement and hydrated lime as pavement subbase in Brazil, **Construction and Building Materials**, v. 258, 119520. 2020.

BERIGUN, M. L.; TSUNEKAWA, A.; HaAREGEWEYN, N.; MESHESHA, D. T.; ADGO, E.; TSUBO, M.; MASUNAGA, T.; FENTA, A. A.; SULTAN, D.; YIBELTAL, M.; EBABU, K. Hydrological responses to landuse/land cover change and climate variability in contrasting agro-ecological environments of the Upper Blue Nile Basin, Ethiopia, **Science of the Total Environment**, v. 689, p. 347-365. 2019.

BERNARDO, M.; GOMES, M. C.; BRITO, J. Demolition waste generation for development of a regional management chain model, **Waste Management**, v. 49, p. 156-169. 2016.

BESSET, R. Quantification, decision making and environmental impact assessment in the United Kingdom, **Journal of Environmental Management**, v. 7, p. 43-58. 1978.

BESSET, R. Developments in EIA methods. In: Environmental Impact Assessment – Theory and Practice, WATHERN, P. London. 1988.

BEUSEN, A. H. W.; BOUWAN, A. F.; VAN BEEK, L. P. H.; MOGOLLÓN, J. M.; MIDDELBURG, J. J. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum, **Biogeosciences**, v. 13, n. 8, p. 2441-2451. 2016.

BIGARELLA, J. J. Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais. Florianópolis: Ed. Da USFC, 2003.

BRAGINA, L.; SHERLOCK, O.; van ROSSUM, A. J.; JENNINGS, E. Cattle exclusion using fencing reduces *Escherichia coli* (*E. coli*) level in stream sediment reservoirs in northeast Ireland, **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 239, p. 349-358. 2017.

Brasil. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 001 de 23 de janeiro de 1986. Estabelece as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para o uso e implementação da avaliação de impacto ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente.

BRUDLER, S.; ARNBJERG-NIELSEN, K.; HAUSCHILD, M. Z.; AMMITSOE, C.; HÉNONIN, J.; RYGAARD, M. Life cycle assessment of point source emission and infrastructure impacts of four types of urban stormwater systems, **Water research**, v. 156, p. 383-394. 2019a.

BRUDLER, S.; RYGAARD, M.; NIELSEN, K. A.; HAUSCHILD, M. Z.; AMMITSOE, C.; VEZZARP, K. Pollution levels of stormwater discharges and resulting environmental impacts, **Science of the Total Environment**, v. 663, p. 754-763. 2019b.

CAI, W.; GIBBS, D.; ZHANG, L.; FERRIER, G.; CAI, Y. Identifying hotspots and management of critical ecosystem services in rapidly urbanizing Yangtze River Delta region, China, **Journal of Environmental Management**, v. 191, p. 258-267. 2017.

CALHEIROS, R. O.; TABAI, F. C. V.; BOSQUILIA, S. V.; CALAMARI, M.; LIMA, W. P. L.; RODRIGUES, R. R.; MORETTI, L. R.; McFADDEN, R. Preservação e Recuperação das Nascentes, Piracicaba: Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios PCJ – CTRN. 40p. 2004.

CAMPBELL, N. A.; REECE, J. B.; MITCHELL, L. G. **Biology**. 5ª ed. 1999.

CAO, C. S.; CHEN, L.; GAO, W.; CHEN, Y.; YAN, M. Impact of planting grass on terrene roads avoid soil erosion, **Landscape and Urban Planning**, v. 78, p. 206-216. 2006.

CETESB. **Drenagem Urbana**. Manual de Projeto, 2ª ed. 1980.

CETESB. Apêndice E. Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem. 2016.

CETESB. Águas Interiores. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/>. Acesso em: 17 ago. 2020.

CHEN, D.; WEI, W.; DARYANTO, S.; TAROLLI, P. Does terracing enhance soil irganic carbon sequestration? A national-scale data analysis in China, **Science of the Total Environment**, v. 721, 137751. 2020.

CHOWDAY, V. M.; CHAKRABROTHY, D.; JEYARAM, A.; MURTHY, Y. K.; SHARMA, J. R.; DADHAL, V. K. Multi-criteria decision making approach for watershed prioritization using analytic hierarchy process technique and GIS, **Water Resources Management**,

v. 27, n. 10, p. 3555-3571. 2013.

CHUANG, M. T.; CHEN, T. L.; LIN, Z. H. A review of resilience practice based upon flood vulnerability in New Taipei City, Taiwan. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 46, 101494, 2020.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. Hidrologia para engenharia e ciências ambientais. 2 ed, ABRH, 2015.

CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREENN, M. B., SHUTES, R. B. E. Reed beds and constricted wetlands for wastewater treatment. Medmenham, Marlow, UK: WRC publications, p. 184, 1996.

CORTELEZZI, A.; BARRANQUERO, R. S.; MARINELLI, C. B.; SAN JUAN, M. R. F.; CEPEDA, R. E. Environmental diagnosis of an urban basin from a social-ecological perspective, **Science of the Total Environment**, v. 678, p. 267-277. 2019.

COSTANZA, R.; FOLKE, C. Valuing ecosystem services with efficiency, fairness and sustainability as goals, *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press. Washington DC. P. 49-70. 1997.

CRAUL, P. J. Urban soils: Applications and practices. New York: John Wiley, 1999. 366p.

CRESPO-LECHUGA, J. L.; RUIZ-ROMERA, E.; PROBST, J. L.; UNDA-CALVO, J.; CUERVO-FONTES, Z. C.; SÁNCHEZ-PÉREZ, M. Combining punctual and high frequency data for the spatiotemporal assessment of main geochemical processes and dissolved exports in an urban river catchment, **Science of the Total Environment**, v. 727, 138644.

D'AGOSTINI, L. R. Erosão: o problema mais que processo. Florianópolis: Ed. Da UFSC, 1999.

DAILY, C. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems, Island Press. 1997.

DAWSON, R. J.; BALL, T.; WERRITY, J.; WERRITY, A.; HALL, J. W.; ROCHE, N. Assessing the effectiveness of non-structural flood management measures in the Tamisa Estuary under conditions of socio-economic and environmental change, **Global Environment Change**, part A, v. 21, n. 2, p. 628-646. 2011.

Deliberação CECA nº 3.663/1997. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/01/DZ-0041.R-13.pdf>. Acesso em: 05 set. 2020.

DHAKAL, K. P.; CHEVALIER, L. R. Managing urban stormwater for urban sustainability: Barriers and policy solutions for green infrastructure application, **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 171-181. 2017.

DIAS, G. F. Educação Ambiental: princípios e práticas, Editora Gaia, São Paulo, 5ª ed. 1998.

DIAS, J. S. **Análise do estado de conservação das nascentes do Córrego da Pindaíba em Tocantins-MG**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Juiz de Fora. Faculdade de Engenharia. Juiz de Fora. 2018.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil, **Soil and Tillage Research**, v. 174, p. 24-33. 2017.

DONOVAN, G. H.; PRESTEMON, J. P. The effect of trees on crime in Portland, Oregon, **Environmental and Behavior**, v. 44, n. 1, p. 3-30. 2012.

DUBE, H. B.; MUTEMA, M.; UMCHAONYERWA, P.; POESEN, J.; CHAPLOT, V. A global analysis of the morphology of linear erosion features, **Catena**, v. 190, 104542.

2020.

DWIRE, K. A.; KAUFFMAN, J. B. Fire and riparian ecosystems in landscapes of the western USA, v. 178, n. 1-2, p. 61-74. 2003.

EBABU, K.; TSUNEKAWA, A.; HAREGEWEYN, N.; ADGO, E.; MESHESHA, D. T.; AKLOG, D.; MASUNAGE, T.; TSUBO, M.; SULTAN, D.; FENTA, A. A.; YIBELTAL, M. Effects of land use and sustainable land management practices on runoff and soil loss in the upper blue Nile basin, Ethiopia, **Science of the Total Environment**, v. 648, p. 1462-1475. 2019.

EEA. European Environment Agency. Diffuse sources. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/archived/archived-content-water-topic/water-pollution/diffuse-sources>. Acesso em: 09 set. 2020.

ELMIRO, M. A. T. Correção de Modelos Digitais de Elevação INSAR através de superfícies de ajustes geradas por métodos de interpolação espacial. Tese de Doutorado. Departamento de Pós-Graduação em Computação Aplicada, São José dos Campos, 2008.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Conservação do Solo, Rio de Janeiro, Reunião Técnica de Pesquisa em Solo, 83p. 1979.

EPA. Environmental Protection Agency. EnviroAtlas. Factsheet. 2015.

EPA. Environmental Protection Agency. Polluted Runoff: Nonpoint source (NPS) Pollution. Disponível em: <https://www.epa.gov/nps/basic-information-about-nonpoint-source-nps-pollution>. Acesso em: 09 set. 2020.

ESCOBEDO, F. J.; CLERECI, N.; STAUDHAMMER, C. L.; RIVADENEIRA, A. F.; BOHORQUEZ, J. C.; TOVAR, G. Trees and crime in Bogota, Colombia: is the link na ecosystem disservice or services?, **Land Use Policy**, v. 78, p. 583-592. 2018.

ESRI. ArcGIS Pro. Disponível em: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool->

reference/spatial-analyst/exploring-digital-elevation-models.htm. Acesso em: 20 jul. 2020.

FAJARDO, A.; GUNDALE, M. J. Combined effects of anthropogenic fires and land-use change on soil properties and processes in Patagonia, Chile, **Forest Ecology and Management**, v. 357, p. 60-67. 2015.

FENDRICH, R. Drenagem e Controle da Erosão Urbana, Curitiba, Champagnot, p. 17-52, 1997.

FERNANDEZ, D. S.; LUTZ, M. A. Urban flood hazard zoning in Tucumán province, Argentina, using GIS and multicriteria decision analysis, **Engineering Geology**, v. 111, p. 90-98. 2010.

FERNANDEZ, P.; DELGADO, E.; ALONSO, M. L.; POYATOS, J. M. GIS environmental information analysis of the Darro River basin as the key for the management and hydrological forest restoration. **Science of the Total Environment**, v. 613-614, p. 1154-1164. 2018.

FRANCO, S.; GAETANO, V.; GIANNI, T. Urbanization and climate change impacts on surface water quality: Enhancing the resilience by reducing impervious surfaces, **Water Research**, v. 18. 2018.

FRANKL, A.; PRÊTE, V.; NYSSSEN, J.; SALVADOR, P. G. The success of recent land management efforts to reduce soil erosion in northern France, **Geomorphology**, v. 303, p. 84-93. 2018.

GARCIA, J. M.; MANTOVANI, P.; GOMES, R. C.; LONGO, R. M.; DEMANBORO, A. C.; BETTINE, S. C. Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos, **Sociedade & Natureza**, v. 30, n. 1, p. 228-254. 2018.

GARCIAS, C. M.; SANCHES, A. M. Vulnerabilidades socioambientais e as disponibilidades hídricas urbanas: levantamento técnico-conceitual e análise aplicada à região metropolitana de Curitiba-PR, **Revista de Pesquisa em Arquitetura e**

Urbanismo, v. 2, 2009.

GAYEN, A.; PORGHASEMI, H. R.; SAHA, S.; KEESSTRA, S. BAI, S. Gully erosion susceptibility assessment and management of hazard-prone areas in India using different machine learning algorithms, **Science of the Total Environment**, v. 668, p. 124-138. 2019.

GOMES, P. M.; MELO, C.; VALE, V. S. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia-MG: análise macroscópica, **Sociedade & Natureza**, v. 17, n. 32, p. 103-120. 2005.

GOMES, E. R. **Diagnóstico e Avaliação Ambiental das Nascentes da Serra dos Matões, Municípios de Pedro II, Piauí**. Tese. Universidade Estadual Paulista. Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Rio Claro. 2015.

GOURBESVILLE, P. Urban flooding and resilience: Concepts and needs, **Geophysical research abstracts**, v. 14, EGU2012-14282. 2012.

GRAVELIUS, H. Flusskunde, Goschen'sche Verlagshandlung, v. 1. 1914.

GREY, V.; LIVESLEY, S. J.; FLETCHER, T. D.; SZOTA, C. Tree pits to help mitigate runoff in dense urban areas, **Journal of Hydrology**, v. 565, p. 400-410. 2018.

Guia de Avaliação da qualidade das Águas. Disponível em: www.rededasaguas.org.br. 2004.

GTZ (Deutsche Gessellschaft fur Technische Zusammennabeit GmbH). Controle da erosão no Paraná. 1990.

GUERRA, A. T. Dicionário geológico-geomorfológico. Rio de Janeiro: IBGE, 1987.

HACH. What is the factor to convert from PO4 to PO4-P?. Disponível em: <https://support.hach.com/app/answers/answer_view/a_id/1007934>. Acesso em: 14 jan. 2020.

HADLEY, R. F.; SCHUMM, S. A. Sediment sources and drainage basin characteristics in upper Cheyenne River Basin, USGS, **Water Supply Paper**, v. 1531-B, p. 137-196. (1961).

HAIGH, M. J. Slow science: benefits for the management of headwater catchments, **Land Use Policy**, v. 80, p. 449-455. 2019.

HAJKOWICZ, S.; COLLINS, K. A Review of Multiple Criteria Analysis for Water Resources Planning and Management, **Water Resources Management**, v. 21, p. 1553-1566. 2007.

HORKEBY, B; MALMQUIST, P. Microsubstances in urban storm water. **Effects of Urbanization and Industrialization on the Hydrological Regime and on Water Quality**, p. 252-264, 1977.

HORTON, R. E. Drainage-basin characteristics. Eos, **Transactions American Geophysical Union**, v. 13, n. 1, p. 350-361. 1932.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: Hydro-physical approach to quantitative morphology. **Bulletin of the Geological Society of America**, v. 56, p. 275-370. 1945.

HUANG, Y. P. Triangular Irregular Network Generation and Topographical Modeling, **Computers in Industry**, v. 12, p. 203-213. 1989.

HUDSON, N. Soil conservation. Ames: ISU, 1995. 391p.

Instituto Agronômico do Paraná. Cartas Climáticas do Paraná. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em: 01 de fev. 2020.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/arapongas/panorama>. Acesso em: 25 set. 2019.

Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná. ITCG. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/modules/faq/category.php?categoryid=9#>. Acesso em: 18 set. 2020.

JAFARZADEGAN, K.; MERWADE, V. A DEM-based approach for large-scale floodplain mapping in ungauged watersheds, **Journal of Hydrology**, v. 550, p. 650-662, 2017.

JAIN, P.; RAMSANKARAN, R. GIS-based Integrated Multi-Criteria Modelling Framework for Watershed Prioritisation in India – A Demonstration in Marol, **Journal of Hydrology**. 2019.

JENSEN, K. Environmental Impact Assessment Using the Rapid Impact Assessment Matriz (RIAM). Fredensborg, Denmark: Olsen & Olsen. 1998.

JENSON, S. K.; DOMINGUE, J. O. Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis, **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, V. 54, n. 11, p. 1593-1600. 1988.

JIANG, F.; ZHAN, Z.; CHEN, J.; LIN, J.; WANG, M. K.; GE, H. HUANG, Y. Rill erosion processes on a steep colluvial deposit slope under heavy rainfall in flume experiments with artificial rain, **Catena**, v. 169, p. 46-58. 2018.

JULIAN, J. P.; WILGRUBER, N. A.; BEURS, K. M.; MAYER, P. M.; JAWARNEH, R. N. Long-term impacts of land cover changes on stream channel loss, **Science of the Total Environment**, v. 537, p. 399-410. 2015.

KABITE, G.; GESSESSE, B. Hydro-geomorphological characterization of Dhidhessa River Basin, Ethiopia, **International Soil and Water Conservation Research**, v. 6, n. 2, p. 175-183. 2018.

KANG, J. H.; LEE, S. W.; CHO, K. H.; KI, S. J.; CHA, S. M.; KIM, J. H. Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and

heavy metals in the Yeong-san riverbasin, **Water Research**, v. 44, p. 4.143-4.157. 2010.

KANKAM-YEBOAH, K.; ASARE, E. B.; GYAU-BOAKYE, P.; NISHIGAKI, M. Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) – An Analytical Tool in the Prioritization of Water
KARR, J. R.; CHU, E. W. Restoring life in running waters, Island Press, Washington, D.C, 1999. 206p.

Resources Management Problems in Ghana, **Journal of the Faculty of Environmental Science and Technology**, v. 10, n. 1, p. 75-81. 2005.

KERTESZ, A.; LORAND, A. N.; BALAZS, B. Effect on land use change on ecosystem services in Lake Balaton Catchment, **Land Use Policy**, v. 80, 2019.

KLINGEBIEL, A. A.; HORVATH, E. H.; REYBOLD, W. U.; MOORE, D. G.; FOSNIGHT, E. A.; LOVELAND, T. R. A guide for the use of digital elevation model data for making soil surveys, US Geological Survey Open-File, **Report**, 88-102, 1988.

KOSMOWSKI, F. Soil water management practices (terraces) helped to mitigate the 2015 drought in Ethiopia, **Agricultural Water Management**, v. 204, p. 11-16. 2018.

KRECEK, J.; HAIGH, M. Land use policy in headwater catchments, **Land Use Policy**, v. 80, p. 410-414. 2019.

KUO, F. E.; SULLIVAN, W. C. Environment and crime in the inner city: does vegetation reduce crime?, **Environment and behavior**, v. 33, p. 343-367. 2001.

KUO, F. E. The role of arboriculture in a healthy social ecology, **Journal of arboriculture**, v. 29, n. 3, p. 148-155. 2003.

LAXEN, D. P. H.; HARRISON, R. M. The highway as a source of water pollution: an appraisal with the heavy metal lead. **Water Research**, v. 11, n. 1, p. 1-11, 1977.

Le MOAL, M.; GASCUEL-ODOUX, C.; MÉNESGUEN, A.; SOUCHON, Y.;

ÉTRILLARD, C.; LEVAIN, A.; MOATAR, F.; PANNARD, A.; SOUCHU, P.; LEFEBVRE, A.; PINAY, G. Eutrophication: A new wine in an old bottle? **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1-11. 2019.

LEOPOLD, L. B., CLARKE, F. S., HANSHAW, B. B., BASLEY, J. R. A procedure for evaluating environmental impact. U.S Geological Survey Circular, v. 6345, U.S.G.S. Washington, D.C, p. 13. 1971.

LESAR, B.; HUMAR, M.; HORA, G. Quality assessment of recycled wood with and without non-wooden materials from selected recycling companies in Europe, **Waste Management**, v. 79, p. 362-373. 2018.

LI, S.; GU, S.; TAN, X.; ZHANG, Q. Water quality in the upper Han River Basin, China: the impacts of land use/landcover in riparian buffer zone, **Journal of Hazardous Materials**, v. 165, p. 317-324. 2009.

LI, W.; XIE, Y.; HAO, F. Applying an improved rapid impact assessment matrix method to strategic environmental assessment of urban planning in China, **Environmental Impact Assessment Review**, v. 46, p. 13-24. 2014.

LI, B.; CHEN, D.; WU, S.; ZHOU, S.; WANG, T.; CHEN, H. Spatio-temporal assessment of urbanization impacts on ecosystem services: case study of Nanking City, China. **Ecological Indicators**, n. 71, p. 416-427. 2016.

LIANG, L.; WANG, Z.; LI, J. The effect of urbanization on environmental pollution in rapidly developing urban agglomerations, **Journal of Cleaner Production**, v. 237, 117649. 2019.

LIU, K.; SONG, C.; KE, K.; JIANG, L; MA, R. Automatic watershed delineation in the Tibetan endorheic basin: A lake-oriented approach based on digital elevation models, **Geomorphology**, v. 358, 107127, 2020.

LIU, Y. F.; LIU, Y.; LIN, G.; SHI, Z. H. Runoff maintenance and sediment reduction of different grasslands based on simulated rainfall experiments, **Journal of Hydrology**,

v. 572. p. 329-335. 2019.

LUO, Z.; SHAO, Q.; ZUO, Q.; CUI, Y. Impact of land use and urbanization on river water quality and ecology in a dam dominated basin, **Journal of Hydrology**, v. 584, 124655. 2020.

MACHADO, A. T. G. M.; LISBOA, A. H.; ALVES, C. B. M.; ALVES, C. B. M.; LOPES, D. A.; GOULART, E. M. A.; LEITE, F. A.; POLIGNANO, M. V. **Revitalização de rios no mundo, América, Europa e Ásia**, Projeto Manuealção, 1ª ed, Belo Horizonte, 2010.

MADSEN, K. N.; PASTAKIA, C. M. R.; JENSEN, K.; JORGENSEN, P. L. Planning & Management Tools for Sustainable Tourism – Demonstrated in a Coastal Zone of the Wadden. Report EU, VKI, Horsholm, Denmark. 1993.

MÄKINEN, J.; KAJUUTTI, K.; PALMU, J. `.; OJALA, A.; AHOKANGAS, E. Triangular-shaped landforms reveal subglacial drainage routes in SW Finland, **Quaternary Science Reviews**, p. 37-53. 2017.

MALMQVIST, Per-Arne. **Urban stormwater pollutant sources-an analysis of inflows and outflows of nitrogen, phosphorus, lead, zinc and copper in urban areas**. Chalmers University of Technology, 1983.

MARSH, C. B.; SPITERI, R. J.; POMERY, J. W.; WHEATER, H. S. Multi-objective unstructured triangular mesh generation for use in hydrological and land surface models, **Computers and Geosciences**, v. 119, p. 49-67. 2018.

MESHARAM, S. G.; SHARMA, S. K. Prioritization of watershed through morphometric parameters: a PCA-based approach, **Applied Water Sciences**, v. 7, p. 1505-1519. 2017.

METCALF & EDDY. Wastewater Engineering Treatment. Disposal and Reuse, v. 3, 1334 p, 1991.

METCALF & EDDY. Wastewater Engineering Treatment. Disposal and Reuse, 4ª ed,

1819 p, 2003.

METCALF & EDDY. Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos, 5ª ed, 1980 p, 2016.

MEYER, V., SCHEUER, S., HAASE, D. A multicriteria approach for flood risk mapping exemplified at the Mulde river, Germany, **Natural Hazards**, v. 48, p. 17-39. 2009.

MIRANT, A.; WEINGARTEN, N. The radial sweep algorithm for constructing triangular irregular networks, *IEEE Trans Computer Graphics Application*, p. 11-21. 1982.

MORA, N. M. Experiências de parques lineares no Brasil: espaços multifuncionais com o potencial de oferecer alternativas a problemas de drenagem e águas urbanas, Nota Técnica IDBTN-518, Setor de Infraestrutura e Meio Ambiente, Banco Interamericano de Desenvolvimento. 2013.

MUGUME, S. N.; GOMEZ, D. E.; FU, G.; FARMANI, R.; BUTLER, D. A global analysis approach for investigating structural resilience in urban drainage systems, **Water Research**, v. 81, p. 15-26. 2015.

MULLER, A.; OSTERLUND, H.; MARSALEK, J.; VIKLANDER, M. The pollution conveyed by urban runoff: a review of sources, **Science of the Total Environment**, v. 709, 136125. 2020.

NAG, S. K. Morphometric analysis using remote sensing techniques in the chaka sub-basin, purulia district, West Bengal, **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 26, p. 69-76. 1998.

NAOKI, L.; KAMADA, M.; NAKAGOSHI, N. Ecological and social evaluation of landscape in a rural area with terraced paddies in southwestern Japan, **Landscape and Urban Planning**, v. 70, n. 3-4, p. 301-313. 2005.

NRCSS. Natural Resources Conservation Service Soils. (2014). Keys to Soil Taxonomy. Disponível em:

https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/class/taxonomy/?cid=nr cs142p2_053580. Acesso em: 19 ago. 2020.

OBROPTA, C. C.; MONACO, N. Reducing directly connected impervious areas with green stormwater infrastructure, **Journal of Sustainable Water in the Built Environment**, v. 4, p. 1-11. 2018

O'DONNELL, E. C.; THORNE, C. R.; YEAKLEY, J. Managing urban flood risk in blue-green cities: the clean water for all initiative, **Journal of Flood Risk Management**, v. 12, n. 1. 2019.

O'NEILL, E.; BERETON, F.; SHAHUMYAN, H.; CLINCH, P. J. The impact of perceived Flood Exposure on Flood-Risk Perception: The role of distance, **Risk Analysis**, v. 36, n. 11. 2016.

PAPPALARDO, V.; LA ROSA, D.; CAMPISANO, A.; LA GRECA, P. The potential of green infrastructure application in urban runoff control for land use planning: a preliminary evaluation from a southern Italy case study, **Ecosystem services**, part B, v. 26, 2017.

PAPPALARDO, V.; LA ROSA, D. Policies for sustainable drainage systems in urban contexts within performance-based planning approaches, **Sustainable Cities and Society**, v. 52, 101830, 2020.

PASTAKIA, C. M. R.; MADSEN, K. N. A rapid assessment matrix for use in water related projects. Stockholm Water Conference. 1995.

PASTAKIA, C. M. R. The rapid impact assessment matrix (RIAM) – a new tool for environmental impact assessment. Olsen & Olsen. 1998.

PASTAKIA, C. M. R.; JENSEN, A. The Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) for EIA, **Environmental Impact Assessment Review**, v. 18, p. 461- 482. 1998.

PEUCKER, T. K.; DOUGLAS, D. H. Detection of surface-specific points by local

parallel processing of discrete terrain elevation data, **Computer Graphics and Image Processing**, v. 4, p. 375-387, 1975.

PHINZI, K.; NGETAR, N. S. The assessment of water-borne erosion at catchment level using GIS-based RUSLE and remote sensing: A review, **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 1, p. 27-46. 2019.

POESEN, J. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs, **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 43, n. 1, p. 64-84. 2018.

PORTARIA de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017. Anexo XX – Do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

PORTARIA do Ministério da Saúde nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

RADTKE, L. **Protocolos de Avaliação Rápida: uma ferramenta de avaliação participativa de cursos d'água urbanos**. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. Rio Grande do Sul. 2015.

RAHMATI, O.; HAGHIZADEH, A.; STEFANIDIS, S. Assessing the accuracy of GIS-based analytical hierarchy process for watershed prioritization: Gorganrood River Basin, Iran, **Water Resources Management**, v. 30, n. 3, p. 1131-1150. 2016.

RAHMATI, O.; SAMADI, M.; SHAHABI, H.; AZAREH, A.; RAFIEI-SARDOOI, E.; ALILOU, H.; MELESSE, A. M.; BISWAJEET, P.; CHAPI, K.; SHIRZADI, A. SWPT: An automated GIS-Based tool for prioritization of sub-watersheds based on morphometric and topo-hydrological factors, **Geoscience Frontiers**. 2019.

RAI, P. K.; CHANDEL, R. S.; MISHRA, V. N.; SINGH, P. Hydrological inferences through morphometric analysis of lower kosi river basin of India for water resource

management based on remote sensing data, **Applied Water Science**, v. 88, n. 15. 2018.

RASMUSSEN, J. J.; McKNIGHT, U. S.; LOINAZ, M. C.; THOMSEN, N. I.; OLSSON, M. E.; BJERG, P. L.; BINNING, P. J.; KRONVANG, B. A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwaters streams, **Science of the Total Environment**, v. 442, p. 420-431. 2013.

RAWAT, U.; AWASTHI, A.; GUPTA, D. S.; PAUL, R. S.; TRIPATHI, S. Morphometric Analysis using Remote Sensing and GIS Techniques in the Bagain River Basin, Bundelkhand Region, India, **Indian Journal of Science and Technology**, v. 10, n. 10, 107875. 2017.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESLES, G. A.; Mc COOL, D. K.; YODER, D. C. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), **USDA Agricultural Handbook**, n. 703. 1997.

RICHET, J. B.; OUVRY, J. F.; SAUNIR, M. The role of vegetative barriers such as fascines and dense shrub hedges in catchment management to reduce runoff and erosion effects: Experimental evidence of efficiency, and conditions of use, **Ecological Engineering**, v. 103, p. 455-469. 2016.

ROBAINA, L. E et al. Análise dos ambientes urbanos de risco do município de Santa Maria – RS. **Ciência & Natura**, Santa Maria, v.23, p.139-152, 2001.

RODRIGUES, V.; ESTRANY, J.; RANZINI, M.; CICCO, M.; CICCO, V.; MARTIN-BENITO, J. M. T.; HEDO, J.; LUCAS-BORJA, M. E. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: the headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo, Brazil, **Science of the Total Environment**, v. 622-623, p. 1553-1561. 2018.

ROSA, D.; PAPPALARDO, V. Planning for spatial equity – A performance based approach for sustainable urban drainage systems, **Sustainable Cities and Society**, v. 53, 101885. 2020.

SADASIVAM, B. Y.; REDDY, K. R. Adsorption and transport of methane in biochars derived from waste wood, **Waste Management**, v. 43, p. 218-229. 2015.

SAJWAN, S. S. A. Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) analysis as decision tool to select new site for municipal solid waste disposal: a case study of Dehradun city, India, **Sustainable Cities and Society**, v. 13, p. 12-19. 2014.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; NAJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIRA, J. A.; ARAUJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. Brazilian Soil Classification System, Embrapa Solos. 2018. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094001/brazilian-soil-classification-system>. Acesso em: 19 ago. 2020.

SCHUELER, A.; SANTOS, F. V. F.; SANTOS, V. P. Contaminação dos Rios Urbanos, *Cardernos de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo*, v. 15, n. 1, p. 18. 2016.

SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in bad lands at Perth Amboy. New Jersey, **Bulletin of the Geological Society of America**, v. 67, n. 5, p. 597-646. 1956.

SCHUMM, S. A. Sinuosity of alluvial rivers in the Great Plains, **Bulletin of Geological Society of America**, v. 74, p. 1089-1100. 1963.

SCHWAB, G. O.; FREVERT, A. K; EDMINSTER, T. W.; BARNES, K. K. Soil and Water Conservation Engineering, John-Wiley & Sons, New York, 683p. 1966.

SHAKIB-MANESH, T. E.; HIRVONEN, K. O.; JALAVA, K. J.; ALANDER, T.; KUITUNEN, M. T. Ranking of small scale proposals for water system repair using Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM), **Environmental Impact Assessment Review**, v. 49, p. 49-56. 2014.

SILVA, R. V.; BITO, J.; DHIR, R. K. Use of recycled aggregates arising from construction and demolition waste in new construction applications, **Journal of**

cleaner Production, v. 236, 117629. 2019.

SILVA, C. M.; SILVA, G. B. L. Cumulative effect of the disconnection of impervious areas within residential lots on runoff generation and temporal patterns in a small urban area, **Journal of Environmental Management**, v. 253, 109719. 2020.

SOMMERHUBER, P. F.; WLLING, J.; KRAUSE, A. Substitution potentials of recycled HDPE and wood particles from post-consumer packaging waste in Wood-Plastic Composites, **Waste Management**, v. 46, p. 76-85. 2015.

SOUZA, S. R. **A proteção das nascentes em áreas urbanas consolidadas: dispensável ou necessária missão?**. Universidade Federal de São Carlos. Departamento de Ciências Ambientais. Sorocaba. 2018.

SOUZA Jr, C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G. SOUZA-FILHO, P. W. M.; OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PATERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J. L.; NETO, L. C. F.; SARAIVA, M. M.; SALES, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archie and Earth Engine, **Remote Sensing**, v. 12, n. 17. 2735. 2020.

SUDO, H. Processos erosivos e variabilidade climática. In: Variabilidade e mudanças climáticas: implicações ambientais e socioambientais, **Eduena**, p. 121-146, 2000.

SRIWONGSITANON, N., TAESOMBAT, W. Effects of land cover on runoff coefficient, **Journal of Hydrology**, v. 410, p. 226-238. 2011.

STEFANIDIS, S., STATHIS, D. Assessment of flood hazard based on natural and anthropogenic factors using analytic hierarchy process (AHP), **Natural Hazards**, v. 68, p. 569-585. 2013.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology, **Transactions**

of **American Geophysical Union**, v. 38, p. 913-920. 1957.

SYLVESTER, R. O.; DEWALLE, F. B. Character and Significance of Highway Runoff Waters, A Preliminary Appraisal. 1972.

SZOTA, C.; COUTTS, A. M.; THOM, J. K.; VIRAHSAWMY, H. K.; CLETCHER, T. D. LIVESLEY, S. J. Street tree stormwater control measures can reduce runoff but may not be benefit established trees, **Landscape and Urban Planning**, v. 182, p. 144-155. 2019.

TOOSI, S. R.; SAMANI, J. M. V. Prioritizing watersheds using a novel hybrid decision model based on fuzzy DEMATEL, fuzzy ANP and fuzzy VIKOR, **Water Resources Management**, v. 31, n. 9, p. 2853-2867. 2017.

TORRES, F. T. P. Mapeamento e análise de impactos ambientais das nascentes do Córrego Alfenas, Ubá (MG), **Revista de Ciências Agroambientais**, v. 14, n. 1, p. 45-52. 2016.

TOY, E. E. Análise dos processos erosivos do município de Sarandi/PR. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil. Universidade Estadual de Maringá. 2010.

TROY, A.; GROVE, J. M. Property values, parks, and crime: A hedonic analysis in Baltimore, MD, **Landscape and Urban Planning**, v. 87, n. 3, p. 233-245. 2008.

TROY, A. GROVE, J. M. DUNNE, J. N. The relationship between tree canopy and crime rates across an urban-rural gradient in the greater Baltimore region, **Landscape and Urban Planning**, v. 106, n. 3, p. 262-270. 2012.

TUCCI, E. M. Hidrologia: ciência e aplicação. 3ª ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2004.

UNISDR. Reading the Sendai Framework for Disaster Risk Reduction 2015-2030. 2015.

UNISDR. United Nations Office for Disaster Risk Reduction. Disponível em: <

<https://www.undrr.org/>>. Acesso em: 15 jan. 2021.

USGS. Dissolved Oxygen and Water. Disponível em: https://www.usgs.gov/special-topic/water-science-school/science/dissolved-oxygen-and-water?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects. Acesso em: 09 set. 2020.

USGS. Digital Elevation – Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) Non-Void Filled. Disponível em: https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-digital-elevation-shuttle-radar-topography-mission-srtm-non?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects. Acesso em: 18 set. 2020.

VANAKER, V.; MARIÑO, Y. A.; SCHOONEJANS, J.; CORNÉLIS, J. T.; MINELLA, J. P. G.; LAMOULINE, F.; VERMEIRE, M. L.; CAMPFORTS, B.; ROBINET, J.; VAN DE BROEK, M.; DELMELLE, P.; OPFERGELT, S. Land use impacts on soil erosion and rejuvenation in Southern Brazil, **Catena**, v. 178, p. 256-266. 2019.

VÉLEZ-PALACIOS, O. L.; CUEVAS-RENAUD, B. SHIFT: a distributed runoff model using irregular triangular facets, *Journal of Hydrology*, n. 134, p. 35-55. 1992.

VENKATARAMANAN, V.; PACKMAN, A. I. PETERS, D. R.; LOPEZ, D. McCURSKEY, D. J.; McDONALD, R. I.; MILLER, W. M.; YOUNG, S. L. A systematic review on the human health and social well-being outcomes of green infrastructures for stormwater and flood management, **Journal of Environmental Management**, v. 246, p. 868-880. 2019.

VINUTHA, D. N.; JANARDHANA, M. R. Morphometry of the Payaswini Watershed, Coorg District, Karnataka, India, Using Remote Sensing and GIS Techniques, **International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology**, v. 3, n. 5. 2014.

VITTALA, S. S.; GOVINDAIAH, S.; GOWDA, H. H. Evaluation of groundwater potential zonis in the sub-watersheds of north pennar river basin around Pavagada, Karnataka, India using remote sensing and GIS techniques, **Journal of the Indian Society of remote Sensing**, v. 33, n. 483. 2005.

VON SPERLING, M. Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal, **Biological Wastewater Treatment Series**, v. 1, 2007.

VULEVIC, T.; DRAGOVIC, N. Multi-criteria decision analysis for sub-watershed ranking via the PROMETHEE method, **International Soil and Water Conservation Research**, v. 5, n. 1, p. 50-55. 2017.

WANG, Y.; LI, Z.; TANG, Z.; ZENG, G. A GIS-Based Multi-criteria approach for flood risk assessment in the Dongting Lake Region, Hunan, Central China, *Water Resources Management*, v. 25, p. 3465-3484. 2011.

WANG, Z. J.; JIAO, J. Y.; RAYBIRG, S.; WANG, Q. L.; SU, Y. Soil erosion resistance of "Grain for Green" vegetation types under extreme rainfall conditions on the Loess Plateau, China, **Catena**, v. 141, p. 109-116. 2016.

WANG, H.; STEPHENSON, S. C.; QU, S. Quantifying the relationship between streamflow and climate change in a small basin under future scenarios, **Ecological Indicators**, v. 113, 106251. 2020.

WATHERN, P.; YOUNG, S. N.; BROWN, I. W.; ROBERTS, D. A. Ecological evaluation techniques, **Landscape Planning**, v. 4, n. 12, p. 403-420. 1986.

WEIBEL, S. R.; ANDERSON, R. J.; WOODWARD, R. L. Urban land runoff as a factor in stream pollution. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 914-924, 1964.

WITTENBERG, L.; VAN DER WAL, H.; KEESSTRA, S.; TESSLER, N. Post-fire management treatment effects on soil properties area restoration in a wildland-urban interface, Haifa Fire case study, **Science of the Total Environment**, v. 716, 135190. 2020.

WU, T.; PAN, C.; LI, C.; LUO, M.; WANG, X. A field investigation on ephemeral gully erosion processes under different slope inflow and sediment conditions, **Journal of Hydrology**, v. 572, p. 517-527. 2019a.

WU, H.; ZUE, J.; ZILLANTE, G.; WANG, J.; YUAN, H. Status quo and future directions of construction and demolition waste research: A critical review, **Journal of Cleaner Production**, v. 240, 118163. 2019b.

WPCF – Water Pollution Control Federation. Nutrient Control. Manual of Practice FD-17. Alexandria, VA: WPCF. 205 p. 1983.

YADAV, S. K., DUBEY, A., SZOLARD, S., Singh, S. K. (2018). Priorisation of sub-watersheds based on earth observation data of agricultural dominated northern river basin of India, **Geocarto International**, v. 33, n. 4, p. 339-356. 2018.

YANG, G.; BOWLING, L. C.; CHERKAUER, K. A.; PIJANOWSKI, B. C. The impact of urban development on hydrologic regime from catchment to basin scale, **Landscape and Urban Planning**, v. 103, n. 2, p. 237-247. 2011.

YANG, P.; AMES, D. P.; FONSECA, A.; ANDERSON, D.; SHRESTHA, R.; GLENN, N. F.; CAO, Y. What is the effect of LiDAR-derived DEM resolution on large-scale watershed model results?, **Environmental Modelling & Software**, v. 58, p. 48-57, 2014.

YANG, Y.; NG, T. S.; ZHOU, S.; XU, F. J.; LI, H. Physics-based resilience assessment of interdependent civil infrastructure systems with condition-varying components: A case with stormwater drainage system and road transport system, **Sustainable Cities and Society**, v. 54, 101886. 2020a.

YANG, X. State and trends of hillslope erosion across New South Wales, Australia, **Catena**, v. 186, 104361. 2020b.

XU, H.; MA, C.; XU, K.; LIAND, J.; LONG, Y Staged optimization of urban drainage systems considering climate change and hydrological model uncertainty, **Journal of Hydrology**, v. 587, 124949. 2020.

ZANONI, C. D. C. A.; BOLLMANN, H. A. Mapeamento e avaliação da qualidade das

águas do olhos d'água e nascentes na bacia do rio Belém: Sub-bacia da Berreirinha, XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2007.

ZHANG, X.; SRINIVASAN, R.; VAN LIEW, M. On the use of multi-algorithm, genetically adaptive multi-objective method for multi-site calibration of the SWAT model, **Hydrological Processes**, v. 24, n. 8. 2009.

ZHANG, S.; WANG, T.; ZHAO, B. Calculation and visualization of flood inundation based on a topographic triangle network, **Journal of Hydrology**, v. 509, p. 406-415. 2014.

ZIMBRES, B.; MACHADO, R. B.; PERES, C. A. Anthropogenic drivers of headwater and riparian forest loss and degradation in a highly fragmented southern Amazonian landscape, **Land Use Policy**, v. 72, p. 354-363. 2018.

ZOU, Q.; ZHOU, J.; ZHOU, C.; SONG, L.; GUO, J. (2013). Comprehensive flood risk assessment based on set pair analysis-variable fuzzy sets model and fuzzy AHP, **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 27, n. 2, p. 525-546.

APÊNDICES

% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	1	0	1	1	1	0	3	0
Situação da tubulação das águas pluviais	1	0	1	1	1	0	3	0
Situação de eventuais dissipadores	1	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	1	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	1b							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Pedologia no entorno da nascente	2	1	1	1	1	2	3	6
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	2	0	1	1	1	0	3	0
Coefficiente de compactidade (Cc)	2	0	1	1	1	0	3	0
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Adequada a legislação	2	-1	2	2	2	-2	6	-12
Via de contorno	2	-3	2	2	1	-6	5	-30
Cercamento da nascente	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Solo exposto	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Presença de animais de grande porte	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Situação da tubulação das águas pluviais	2	0	1	1	1	0	3	0
Situação de eventuais dissipadores	2	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	-3	2	2	3	-6	7	-42

Corpo hídrico	1c							
	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Classes/escalas								
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	1	1	1	1	2	3	6
Densidade de drenagem Dd (km/km ²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	2	0	1	1	1	0	3	0
Coeficiente de compacidade (Cc)	2	0	1	1	1	0	3	0
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	0	2	2	1	0	5	0
Adequada a legislação	2	-2	2	2	3	-4	7	-28
Via de contorno	2	1	2	2	1	2	5	10
Cercamento da nascente	2	0	2	2	1	0	5	0
Solo exposto	2	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Situação de eventuais dissipadores	2	-3	3	2	2	-6	7	-42
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	1d							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-3	2	2	1	-6	5	-30
Pedologia no entorno da nascente	2	3	1	1	1	6	3	18
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	2	0	1	1	1	0	3	0
Coeficiente de compacidade (Cc)	2	0	1	1	1	0	3	0
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	0	2	2	1	0	5	0
Adequada a legislação	2	-1	2	2	2	-2	6	-12
Via de contorno	2	1	2	2	1	2	5	10
Cercamento da nascente	2	0	2	2	1	0	5	0
Solo exposto	2	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	3	2	2	1	6	5	30
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Situação de eventuais dissipadores	2	-3	3	2	2	-6	7	-42
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	1e							
	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Classes/escalas								
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	1	-3	2	2	1	-3	5	-15
Pedologia no entorno da nascente	1	1	1	1	1	1	3	3
Densidade de drenagem Dd (km/km ²)	1	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	1	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	1	0	1	1	1	0	3	0
Coeficiente de compacidade (Cc)	1	0	1	1	1	0	3	0
Índice de conformação (Rf)	1	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	1	0	2	2	1	0	5	0
Adequada a legislação	1	-1	2	2	2	-1	6	-6
Via de contorno	1	1	2	2	1	1	5	5
Cercamento da nascente	1	3	2	2	1	3	5	15
Solo exposto	1	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	1	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	1	0	2	2	1	0	5	0
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	1	3	2	2	1	3	5	15
Infraestrutura de drenagem	4	-3	8	7	6	-12	21	-252
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	1	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	1	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	1	0	1	1	1	0	3	0
Situação de eventuais dissipadores	1	-3	3	2	3	-3	8	-24
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	1	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	2a							
	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Classes/escalas								
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	3	1	1	1	6	3	18
Densidade de drenagem Dd (km/km ²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Textura de Drenagem (Dt)	2	1	1	1	1	2	3	6
Coeficiente de compactidade (Cc)	2	1	1	1	1	2	3	6
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Adequada a legislação	2	-2	2	2	3	-4	7	-28
Via de contorno	2	1	2	2	1	2	5	10
Cercamento da nascente	2	0	2	2	1	0	5	0
Solo exposto	2	-2	2	2	2	-4	6	-24
Presença de animais de grande porte	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	-2	2	2	2	-4	6	-24
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Situação da tubulação das águas pluviais	2	0	2	2	1	0	5	0
Situação de eventuais dissipadores	2	-2	3	2	2	-4	7	-28
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	-3	2	2	3	-6	7	-42

Corpo hídrico	2b							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	3	1	1	1	6	3	18
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Textura de Drenagem (Dt)	2	1	1	1	1	2	3	6
Coefficiente de compactidade (Cc)	2	1	1	1	1	2	3	6
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-2	3	3	1	-4	7	-28
Adequada a legislação	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Via de contorno	2	-3	2	2	1	-6	5	-30
Cercamento da nascente	2	0	2	2	1	0	5	0
Solo exposto	2	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	-2	2	2	2	-4	6	-24
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidadas	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Situação da tubulação das águas pluviais	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Situação de eventuais dissipadores	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	-3	2	2	3	-6	7	-42

Corpo hídrico	2c							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	3	1	1	1	6	3	18
Densidade de drenagem Dd (km/km2)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Textura de Drenagem (Dt)	2	1	1	1	1	2	3	6
Coefficiente de compacidade (Cc)	2	1	1	1	1	2	3	6
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-2	3	3	1	-4	7	-28
Adequada a legislação	2	0	2	2	1	0	5	0
Via de contorno	2	3	3	3	1	6	7	42
Cercamento da nascente	2	3	2	2	1	6	5	30
Solo exposto	2	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	2	0	2	2	1	0	5	0
Situação de eventuais dissipadores	2	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	3a							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	1	1	1	1	2	3	6
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	2	1	1	1	1	2	3	6
Coeficiente de compactidade (Cc)	2	1	1	1	1	2	3	6
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-2	3	3	1	-4	7	-28
Adequada a legislação	2	-1	2	2	2	-2	6	-12
Via de contorno	2	1	2	2	1	2	5	10
Cercamento da nascente	2	0	2	2	1	0	5	0
Solo exposto	2	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	-2	2	2	2	-4	6	-24
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Situação da tubulação das águas pluviais	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Situação de eventuais dissipadores	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	3b							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	1	1	1	1	2	3	6
Densidade de drenagem Dd (km/km2)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	2	1	1	1	1	2	3	6
Coeficiente de compacidade (Cc)	2	1	1	1	1	2	3	6
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-2	3	3	1	-4	7	-28
Adequada a legislação	2	-1	2	2	2	-2	6	-12
Via de contorno	2	-3	2	2	1	-6	5	-30
Cercamento da nascente	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Solo exposto	2	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos	4	-3	3	3	4	-12	10	-120
Indícios de erosão	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Situação da tubulação das águas pluviais	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Situação de eventuais dissipadores	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	-3	2	2	3	-6	7	-42

Corpo hídrico	3c							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	3	1	1	1	6	3	18
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	2	1	1	1	1	2	3	6
Coeficiente de compacidade (Cc)	2	1	1	1	1	2	3	6
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-2	3	3	1	-4	7	-28
Adequada a legislação	2	-1	2	2	2	-2	6	-12
Via de contorno	2	3	3	3	1	6	7	42
Cercamento da nascente	2	0	2	2	1	0	5	0
Solo exposto	2	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Situação da tubulação das águas pluviais	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Situação de eventuais dissipadores	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	4a							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	3	1	1	1	6	3	18
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	2	1	1	1	1	2	3	6
Coeficiente de compacidade (Cc)	2	0	1	1	1	0	3	0
Índice de conformação (Rf)	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-2	3	3	1	-4	7	-28
Adequada a legislação	2	-1	2	2	2	-2	6	-12
Via de contorno	2	-3	2	2	1	-6	5	-30
Cercamento da nascente	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Solo exposto	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	-2	2	2	2	-4	6	-24
Situação da tubulação das águas pluviais	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Situação de eventuais dissipadores	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Resíduos Sólidos e águas residuárias	4	-1	5	5	2	-4	12	-48
Indícios de disposição direta na APP	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	-3	2	2	3	-6	7	-42

Corpo hídrico	4b							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-3	2	2	1	-6	5	-30
Pedologia no entorno da nascente	2	3	1	1	1	6	3	18
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	2	1	1	1	1	2	3	6
Coeficiente de compacidade (Cc)	2	0	1	1	1	0	3	0
Índice de conformação (Rf)	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-2	3	3	1	-4	7	-28
Adequada a legislação	2	-1	2	2	2	-2	6	-12
Via de contorno	2	1	2	2	1	2	5	10
Cercamento da nascente	2	0	2	2	1	0	5	0
Solo exposto	2	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos	4	-1	3	3	2	-4	8	-32
Indícios de erosão	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	-2	2	2	2	-4	6	-24
Situação da tubulação das águas pluviais	2	0	1	1	1	0	3	0
Situação de eventuais dissipadores	2	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	4c							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	1	-2	2	2	1	-2	5	-10
Pedologia no entorno da nascente	1	3	1	1	1	3	3	9
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	1	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	1	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	1	1	1	1	1	1	3	3
Coeficiente de compacidade (Cc)	1	0	1	1	1	0	3	0
Índice de conformação (Rf)	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Vegetação								
Grau de urbanização	1	0	2	2	1	0	5	0
Adequada a legislação	1	0	2	2	1	0	5	0
Via de contorno	1	1	2	2	1	1	5	5
Cercamento da nascente	1	3	2	2	1	3	5	15
Solo exposto	1	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	1	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	1	3	2	2	1	3	5	15
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	1	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	1	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	1	0	1	1	1	0	3	0
Situação de eventuais dissipadores	1	-3	3	2	3	-3	8	-24
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	1	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	5a							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	1	1	1	1	2	3	6
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	2	0	1	1	1	0	3	0
Coeficiente de compacidade (Cc)	2	1	1	1	1	2	3	6
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Adequada a legislação	2	-1	2	2	2	-2	6	-12
Via de contorno	2	1	2	2	1	2	5	10
Cercamento da nascente	2	0	2	2	1	0	5	0
Solo exposto	2	-2	2	2	2	-4	6	-24
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Situação da tubulação das águas pluviais	2	0	2	2	1	0	5	0
Situação de eventuais dissipadores	2	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	5b							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	1	1	1	1	2	3	6
Densidade de drenagem Dd (km/km2)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	2	0	1	1	1	0	3	0
Coefficiente de compactidade (Cc)	2	1	1	1	1	2	3	6
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-2	3	3	1	-4	7	-28
Adequada a legislação	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Via de contorno	2	-3	2	2	1	-6	5	-30
Cercamento da nascente	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Solo exposto	2	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Situação de eventuais dissipadores	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	-3	2	2	3	-6	7	-42

Corpo hídrico	5c							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	1	1	1	1	2	3	6
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	2	0	1	1	1	0	3	0
Coefficiente de compactidade (Cc)	2	1	1	1	1	2	3	6
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-2	3	3	1	-4	7	-28
Adequada a legislação	2	-2	2	2	3	-4	7	-28
Via de contorno	2	1	2	2	1	2	5	10
Cercamento da nascente	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Solo exposto	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Presença de animais de grande porte	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	-3	2	2	1	-2	5	-30
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	0	1	1	1	0	3	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	0	1	1	1	0	3	0
Situação da tubulação das águas pluviais	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Situação de eventuais dissipadores	2	-3	3	2	3	-6	8	-48
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	5d							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	3	1	1	1	6	3	18
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	2	0	1	1	1	0	3	0
Coefficiente de compacidade (Cc)	2	1	1	1	1	2	3	6
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-2	3	3	1	-4	7	-28
Adequada a legislação	2	-1	2	2	2	-2	6	-12
Via de contorno	2	1	2	2	1	2	5	10
Cercamento da nascente	2	3	2	2	1	6	5	30
Solo exposto	2	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	0	2	2	1	0	5	0
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem	8	0	5	5	4	0	14	0
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	0	1	1	1	0	3	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Situação da tubulação das águas pluviais	2	0	2	2	1	0	5	0
Situação de eventuais dissipadores	2	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	5e							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	1	-3	2	2	1	-3	5	-15
Pedologia no entorno da nascente	1	3	1	1	1	3	3	9
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	1	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	1	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	1	0	1	1	1	0	3	0
Coeficiente de compacidade (Cc)	1	1	1	1	1	1	3	3
Índice de conformação (Rf)	1	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	1	-1	2	2	1	-1	5	-5
Adequada a legislação	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Via de contorno	1	1	2	2	1	1	5	5
Cercamento da nascente	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Solo exposto	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Presença de animais de grande porte	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Processos erosivos								
Indícios de erosão	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	1	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	1	0	1	1	1	0	3	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	1	0	1	1	1	0	3	0
Situação da tubulação das águas pluviais	1	0	1	1	1	0	3	0
Situação de eventuais dissipadores	1	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	1	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	6a							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	1	-2	2	2	1	-2	5	-10
Pedologia no entorno da nascente	1	3	1	1	1	3	3	9
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	1	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	1	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	1	0	1	1	1	0	3	0
Coeficiente de compactidade (Cc)	1	1	1	1	1	1	3	3
Índice de conformação (Rf)	1	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	1	0	2	2	1	0	5	0
Adequada a legislação	1	-1	2	2	2	-1	6	-6
Via de contorno	1	1	2	2	1	1	5	5
Cercamento da nascente	1	0	2	2	1	0	5	0
Solo exposto	1	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	1	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos	2	3	4	4	2	6	10	60
Indícios de erosão	1	0	2	2	1	0	5	0
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	1	3	2	2	1	3	5	15
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	1	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	1	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	1	0	1	1	1	0	3	0
Situação de eventuais dissipadores	1	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	1	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	7a							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	2	-2	2	2	1	-4	5	-20
Pedologia no entorno da nascente	2	1	1	1	1	2	3	6
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	2	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	2	-1	1	1	1	-2	3	-6
Textura de Drenagem (Dt)	2	1	1	1	1	2	3	6
Coeficiente de compactidade (Cc)	2	0	1	1	1	0	3	0
Índice de conformação (Rf)	2	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	2	-2	3	3	1	-4	7	-28
Adequada a legislação	2	0	2	2	1	0	5	0
Via de contorno	2	1	2	2	1	2	5	10
Cercamento da nascente	2	3	2	2	1	6	5	30
Solo exposto	2	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	2	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	2	0	2	2	1	0	5	0
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	2	0	1	1	1	0	3	0
Infraestrutura de drenagem	8	-2	7	7	4	-16	18	-288
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	2	-1	2	2	1	-2	5	-10
Situação da tubulação das águas pluviais	2	0	2	2	1	0	5	0
Situação de eventuais dissipadores	2	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	2	-3	2	2	3	-6	7	-42
Indícios de arraste por águas pluviais	2	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	2	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	7b							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	1	-2	2	2	1	-2	5	-10
Pedologia no entorno da nascente	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	1	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Textura de Drenagem (Dt)	1	1	1	1	1	1	3	3
Coeficiente de compacidade (Cc)	1	0	1	1	1	0	3	0
Índice de conformação (Rf)	1	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	1	0	2	2	1	0	5	0
Adequada a legislação	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Via de contorno	1	1	2	2	1	1	5	5
Cercamento da nascente	1	3	2	2	1	3	5	15
Solo exposto	1	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	1	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	1	0	2	2	1	0	5	0
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	1	3	2	2	1	3	5	15
Infraestrutura de drenagem	4	0	6	6	4	0	16	0
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	1	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	1	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	1	0	1	1	1	0	3	0
Situação de eventuais dissipadores	1	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	1	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	7c							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	1	-2	2	2	1	-2	5	-10
Pedologia no entorno da nascente	1	3	1	1	1	3	3	9
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	1	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Textura de Drenagem (Dt)	1	1	1	1	1	1	3	3
Coeficiente de compacidade (Cc)	1	0	1	1	1	0	3	0
Índice de conformação (Rf)	1	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	1	0	2	2	1	0	5	0
Adequada a legislação	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Via de contorno	1	1	2	2	1	1	5	5
Cercamento da nascente	1	3	2	2	1	3	5	15
Solo exposto	1	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	1	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	1	0	2	2	1	0	5	0
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	1	3	2	2	1	3	5	15
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	1	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	1	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	1	0	1	1	1	0	3	0
Situação de eventuais dissipadores	1	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	1	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	8a							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	1	-2	2	2	1	-2	5	-10
Pedologia no entorno da nascente	1	1	1	1	1	1	3	3
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	1	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	1	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	1	1	1	1	1	1	3	3
Coeficiente de compactidade (Cc)	1	-2	1	1	1	-2	3	-6
Índice de conformação (Rf)	1	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	1	0	2	2	1	0	5	0
Adequada a legislação	1	-1	2	2	2	-1	6	-6
Via de contorno	1	1	2	2	1	1	5	5
Cercamento da nascente	1	0	2	2	1	0	5	0
Solo exposto	1	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	1	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	1	3	2	2	1	3	5	15
Infraestrutura de drenagem	4	0	6	6	4	0	16	0
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	1	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	1	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	1	0	1	1	1	0	3	0
Situação de eventuais dissipadores	1	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	1	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	8b							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	1	-2	2	2	1	-2	5	-10
Pedologia no entorno da nascente	1	3	1	1	1	3	3	9
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	1	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	1	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	1	1	1	1	1	1	3	3
Coeficiente de compactidade (Cc)	1	-2	1	1	1	-2	3	-6
Índice de conformação (Rf)	1	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	1	0	2	2	1	0	5	0
Adequada a legislação	1	-2	2	2	2	-2	6	-12
Via de contorno	1	1	2	2	1	1	5	5
Cercamento da nascente	1	3	2	2	1	3	5	15
Solo exposto	1	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	1	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	1	0	2	2	1	0	5	0
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	1	3	2	2	1	3	5	15
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	1	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	1	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	1	0	1	1	1	0	3	0
Situação de eventuais dissipadores	1	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	1	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	8c							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	1	-2	2	2	1	-2	5	-10
Pedologia no entorno da nascente	1	1	1	1	1	1	3	3
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	1	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	1	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	1	1	1	1	1	1	3	3
Coeficiente de compacidade (Cc)	1	-2	1	1	1	-2	3	-6
Índice de conformação (Rf)	1	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	1	0	2	2	1	0	5	0
Adequada a legislação	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Via de contorno	1	1	2	2	1	1	5	5
Cercamento da nascente	1	3	2	2	1	3	5	15
Solo exposto	1	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	1	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	1	3	2	2	1	3	5	15
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	1	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	1	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	1	0	1	1	1	0	3	0
Situação de eventuais dissipadores	1	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	1	0	3	3	1	0	7	0

Corpo hídrico	8d							
Classes/escalas	A1	A2	B1	B2	B3	aT	bT	ES
Características físicas								
Declividade no entorno da nascente	1	-1	1	1	1	-1	3	-3
Uso e ocupação do solo predominante no entorno da nascente	1	-1	2	2	1	-1	5	-5
Pedologia no entorno da nascente	1	1	1	1	1	1	3	3
Densidade de drenagem Dd (km/km²)	1	0	1	1	1	0	3	0
Densidade hidrográfica (Fs)	1	0	1	1	1	0	3	0
Textura de Drenagem (Dt)	1	1	1	1	1	1	3	3
Coefficiente de compacidade (Cc)	1	-2	1	1	1	-2	3	-6
Índice de conformação (Rf)	1	0	1	1	1	0	3	0
Vegetação								
Grau de urbanização	1	0	2	2	1	0	5	0
Adequada a legislação	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Via de contorno	1	1	2	2	1	1	5	5
Cercamento da nascente	1	3	2	2	1	3	5	15
Solo exposto	1	0	2	2	1	0	5	0
Presença de animais de grande porte	1	0	2	2	1	0	5	0
Processos erosivos								
Indícios de erosão	1	0	2	2	1	0	5	0
Existência de terraços e curvas de nível em áreas não urbanizadas	1	3	2	2	1	3	5	15
Infraestrutura de drenagem								
% de bocas de lobo do entorno da nascente consideradas com deficiência	1	0	2	2	1	0	5	0
% das bocas de lobo do entorno da nascente entupidas	1	0	2	2	1	0	5	0
Situação da tubulação das águas pluviais	1	-3	2	2	3	-3	7	-21
Situação de eventuais dissipadores	1	0	1	1	1	0	3	0
Resíduos Sólidos e águas residuárias								
Indícios de disposição direta na APP	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de arraste por águas pluviais	1	0	3	3	1	0	7	0
Indícios de lançamento de esgoto sanitário ou efluente industrial	1	0	3	3	1	0	7	0