

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
Instituto de Geociências  
Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais

Júlia Piazi de Lima

**PRESERVAÇÃO DAS ZONAS RIPÁRIAS E QUALIDADE DAS ÁGUAS: ESTUDO  
DE CASO DA BACIA DO RIO PIRANGA-MG.**

Belo Horizonte  
2020

Júlia Piazi de Lima

**PRESERVAÇÃO DAS ZONAS RIPÁRIAS E QUALIDADE DAS ÁGUAS: ESTUDO  
DE CASO DA BACIA DO RIO PIRANGA-MG.**

**Versão Final**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Frederico Wagner de Azevedo Lopes

Coorientadora: Prof. Dra. Sônia Maria Carvalho Ribeiro

Belo Horizonte  
2020

L732p  
2020

Lima, Júlia Piazi de.

Preservação das zonas ripárias e qualidade das águas: estudo de caso da bacia do rio Piranga-MG [manuscrito] / Júlia Piazi de Lima. – 2020.

178 f., enc.: il. (principalmente color.)

Orientador: Frederico Wagner de Azevedo Lopes.

Coorientadora: Sônia Maria Carvalho Ribeiro.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2020.

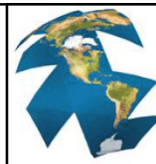
Área de concentração: Análise, Modelagem e Gestão de Sistemas Ambientais.

Bibliografia: f. 139-166.

Inclui apêndices.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Ecossistemas – Proteção – Teses. 3. Água – Qualidade – Teses. 4. Água – Poluição – Teses. 5. Sistemas de informação geográfica – Teses. I. Lopes, Frederico Wagner de Azevedo. II. Ribeiro, Sônia Maria Carvalho. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Geociências. IV. Título.

CDU: 911.2:519.6



## FOLHA DE APROVAÇÃO

**PRESERVAÇÃO DAS ZONAS RIPÁRIAS E QUALIDADE DAS ÁGUAS: ESTUDO DE CASO DA BACIA DO RIO PIRANGA-MG.**

**JÚLIA PIAZI DE LIMA**

Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, como requisito para obtenção do grau de Mestre em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, área de concentração ANÁLISE, MODELAGEM E GESTÃO DE SISTEMAS AMBIENTAIS.

Aprovada em 15 de abril de 2020, pela banca constituída pelos membros:

Prof. Frederico Wagner de Azevedo Lopes – Orientador  
UFMG

Profa. Sônia Maria Carvalho Ribeiro  
UFMG

Profa. Úrsula Ruchkys de Azevedo  
UFMG

Profa. Lilia Maria de Oliveira  
CEFET-MG

Belo Horizonte, 15 de abril de 2020.

## AGRADECIMENTOS

Inúmeras são as pessoas que deveriam possuir seus nomes nessas páginas de agradecimentos. Foram dois anos de dedicação a este trabalho e, durante este percurso, várias pessoas deixaram suas impressões, contribuindo direta ou indiretamente para a construção do trabalho, como em minha vida pessoal, alegrando e suportando meus dias.

Agradeço primeiro a Deus, por permanecer comigo em todos os momentos e permitir que alcançasse mais uma vitória.

Ao professor Frederico Lopes, pela valiosa orientação, amizade e, por sempre me apoiar e acompanhar de perto o meu trabalho.

À professora Sonia Maria Ribeiro, coorientadora deste trabalho, pela disponibilidade, sugestões e pelos conhecimentos transmitidos.

Ao Programa em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais - UFMG, pela recepção e oportunidade de fazer o meu mestrado em uma instituição de excelência.

Ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH- UFRGS), disponibilizando informações do modelo e sanando dúvidas sempre que necessário.

Aos meus colegas de trabalho da Crono Engenharia Ltda., pela amizade e paciência.

Aos meus pais, pelo caminho que me guiaram e pela dedicação, carinho e amor a mim dispensados sempre, incondicionalmente. Ao meu amigo, marido e parceiro Lucas, pelo apoio, atenção, companheirismo, amor e amizade, sendo inspiração em dias difíceis.

Aos amigos e colegas que compartilham a mesma angústia e oportunidade.

Agradeço ainda a todos que não estão aqui diretamente referidos, mas que me apoiaram e contribuíram de alguma forma com este trabalho e na minha formação pessoal e profissional: muito obrigado pela colaboração.

*“O sucesso é a soma de pequenos esforços repetidos dia após dia.”*

(Robert Collier)

## RESUMO

A preservação e recuperação das zonas ripárias vem sendo uma das opções de manejo mais usadas para atenuar os efeitos da poluição difusa sobre a qualidade das águas. Entretanto, apesar dos benefícios para os ecossistemas ripários, existem contradições quanto à efetividade desses sistemas em promover a melhoria da qualidade das águas em bacias hidrográficas com diferentes níveis de antropização. Nesse sentido, este trabalho busca explorar as associações entre diferentes níveis de cobertura florestal nas zonas ripárias (cenário com a situação de cobertura atual e cenário de recuperação da totalidade das zonas ripárias, conforme o estabelecido no Código Florestal (Lei nº 12651/2012), e a qualidade das águas, por meio da modelagem hidrológica (MGB) e da qualidade das águas (Warm-GIS), na UPGRH do Rio Piranga, Minas Gerais. A definição das áreas consideradas como zonas ripárias seguiu o disposto na lei e os parâmetros de qualidade das águas analisados foram: Demanda bioquímica de oxigênio, Oxigênio dissolvido, Coliformes termotolerantes, Nitrato, Nitrito e Nitrogênio amoniacal total. Foi considerado apenas o período chuvoso, compreendido entre os anos de 2005 a 2014, utilizado como vazão de referência a  $Q_{10}$ , vazão com 10% de permanência, uma vez que em eventos de chuva fica mais evidente o carreamento de poluentes, na forma da poluição difusa. Complementarmente, a metodologia da modelagem adotada, foram ainda utilizadas métricas de paisagem com intuito de caracterizar o cenário de recuperação, em comparação ao cenário atual, em termos de distribuição da paisagem, analisando área, forma, dispersão dos fragmentos e diversidade de espécies. Os resultados indicaram melhorias significativas na qualidade das águas para as variáveis Fósforo total, Nitrato e Nitrogênio amoniacal, com percentuais de atendimento superiores a 10% em relação ao cenário atual. Entretanto, apesar das melhoras observadas, os trechos avaliados não alcançam os padrões estabelecidos para águas classe 2, conforme os padrões estabelecidos pela DN COPAM nº 01/2008. Embora a presença de florestas ripárias seja associada a melhorias na qualidade das águas, como observado pelos resultados das métricas de paisagem, que indicam melhora da conectividade e diversidade, outros fatores, como composição e estrutura da vegetação da região tem importante influência neste processo. Mudanças em escala local das zonas ripárias tem impactos limitados, sendo que para o alcance dos objetivos propostos pelo enquadramento de corpos d'água, torna-se imprescindível a gestão integrada da bacia hidrográfica em sua totalidade.

**Palavras-chave:** Zonas ripárias, Qualidade das Águas, Warm GIS, Modelo MGB, Poluição difusa.

## ABSTRACT

The preservation and recovery of riparian zones has been one of the management options most used to mitigate the effects of diffuse pollution on water quality. However, despite the benefits of riparian ecosystems, there are contradictions regarding the effectiveness of these systems in promoting the improvement of water quality in hydrographic basins with different levels of anthropization. In this context, this work seeks to explore the associations between different levels of forest cover in riparian zones (scenario corresponding to the current coverage situation and recovery scenario with all the reforestation of all riparian zones) and water quality, through hydrological modelling (MGB) and water quality (Warm-GIS), at the UPGRH of the Piranga River, in Minas Gerais. The definition of the areas considered as riparian zones followed the provisions of the law and the water quality parameters analysed were: Biochemical oxygen demand, dissolved oxygen, thermotolerant coliforms, Nitrate, Nitrite, and total ammoniacal nitrogen. Only the rainy season was considered, between the years 2005 and 2014, using  $Q_{10}$  discharge with 10% of permanence as the reference flow, since in rain events it is more evident the pollutant carriage in the form of diffuse pollution. Additionally, to the modelling methodology presented, landscape metrics were used in order to characterize this scenario, compared to the current scenario, in terms of landscape distribution, analysing the area, shape, fragment dispersion and species diversity. The results indicated significant improvements in water quality for the variables total phosphorus, nitrate and ammoniacal nitrogen, with percentages of attendance above 10% in relation to the current scenario. The improvements observed were not able to reach the standards established for class 2 water, established by DN COPAM No. 01/2008. Although the presence of riparian forests is associated with improvements in water quality, as observed by the results of the landscape metrics, that indicate improvements in connectivity and diversity, other factors, such as the composition and structure of the region's vegetation, have an important influence on this process. Changes in the local scale of riparian zones have limited impacts, and in order to achieve the objectives proposed by the framing of water bodies, the integrated management of the hydrographic basin in its entirety is essential.

**Key words:** Riparian zone, Water quality, Warm GIS, MGB model, Diffuse pollution.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Situação das Bacias Hidrográficas de Minas Gerais quanto a Elaboração do Plano Diretor de Recursos Hídricos.....	21
Figura 2.2 – Usos das Águas Doces – Classes de Enquadramento – Minas Gerais.....	23
Figura 2.3 – Rede de Monitoramento do Estado de Minas Gerais.....	28
Figura 2.4 – Parâmetros Analisados nas Redes de Monitoramento do Estado de Minas Gerais. ....	28
Figura 3.1 – Localização da Zona Ripária. ....	32
Figura 3.2 – Faixas Marginais Estabelecidas para o Código Florestal em Diversos Anos. ....	36
Figura 3.3 – Leito Maior Topográfico: Nível Alcançado por Ocasão da Cheia Sazonal do Curso d'água.....	37
Figura 3.4 – Código Florestal (Lei nº 4771/1965). ....	39
Figura 3.5 – Consideração do Leito Regular da Calha do Rio (Lei nº 12.651/12).....	39
Figura 3.6 – Novo Código Florestal (Lei nº 12.651/12).....	39
Figura 3.7 - Discretização da Bacia em Células e Conceito de URH. ....	52
Figura 3.8 – Esquema do balanço de água no solo do modelo MGB-IPH para uma URH.....	56
Figura 3.9 – Etapas para aplicação da ferramenta MGB-IPH. ....	58
Figura 3.10 – Direção oito vizinhos próximos; Discretização de uma bacia em células e a rede de drenagem – as células onde a rede de drenagem inicia são células fontes.....	59
Figura 3.11 – Esquema de Simulação por Ordem de Trecho no Modelo Warm GIS Tools.....	65
Figura 3.12 – Esquema de Representação do Módulo de Balanço Hídrico no Warm GIS Tools.....	66
Figura 3.13 – Representação das principais variáveis de simulação por microbacia.....	67
Figura 4.1 - Delimitação das Bacias Hidrográficas contidas na UPGRH DO01. ....	73
Figura 4.2 – Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos do rio Piranga – MG. ....	74
Figura 4.3 – Etapas Metodológicas. ....	77
Figura 4.4 – Etapas Metodológicas – Pré-Processamento. ....	79
Figura 4.5 – Etapas Metodológicas - MGB.....	82
Figura 4.6 – Estações Pluviométrica e Fluviométricas na Área de Estudo. ....	84
Figura 4.7 – Etapas Metodológicas – Warm GIS.....	87
Figura 4.8 – Municípios e Locais de Lançamento de Esgoto Doméstico que Influenciam na Qualidade das Águas da UPGRH Piranga. ....	89
Figura 4.9 – Municípios e Locais de Lançamento Industriais que Influenciam na Qualidade das Águas da UPGRH Piranga. ....	91
Figura 4.10 – Pontos de Monitoramento de Qualidade das Águas – IGAM.....	92
Figura 5.1 – Geração da Rede de Drenagem com Informações Topológicas no MapWindow. a) Modelo de elevação (remoção de depressão); b) Direção do escoamento; c) Minibacias definidas; d) Rede de drenagem final.....	95
Figura 5.2 – Uso e Ocupação dos Solos na Área de Estudo.....	96
Figura 5.3 – Porcentagens de Uso e Ocupação do Solo na UPGRH Piranga. ....	97
Figura 5.4 – Litologia dos Solos na Área de Estudo. ....	98
Figura 5.5 – Unidades de Resposta Hidrológica Obtidas.....	99
Figura 5.6 – Hidrograma e Curva de Permanência – Estação 56028000.....	105
Figura 5.7 – Hidrograma e Curva de Permanência – Estação 56055000.....	105
Figura 5.8 – Hidrograma e Curva de Permanência – Estação 56075000.....	106
Figura 5.9 – Hidrograma e Curva de Permanência – Estação 56110005.....	106
Figura 5.10 – Hidrograma e Curva de Permanência – Estação 56425000.....	107
Figura 5.11 – Hidrograma e Curva de Permanência – Estação 56484998.....	107

Figura 5.12 – Concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio- Observada x Simulada.....	109
Figura 5.13 – <i>Box Plot</i> Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Demanda Bioquímica de Oxigênio. ....	109
Figura 5.14 – Concentração de Oxigênio Dissolvido – Observada x Simulada.....	110
Figura 5.15 – <i>Box Plot</i> Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Oxigênio Dissolvido.....	110
Figura 5.16 – Concentração de Coliformes Termotolerantes – Observada x Simulada.....	110
Figura 5.17 – <i>Box Plot</i> Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Coliformes Termotolerantes.....	110
Figura 5.18 – Concentração de Fósforo total – Observada x Simulada. ....	111
Figura 5.19 – <i>Box Plot</i> Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Fósforo total. ....	111
Figura 5.20 – Concentração de Nitrato – Observada x Simulada. ....	112
Figura 5.21 – <i>Box Plot</i> Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Nitrato.....	112
Figura 5.22 – Concentração de Nitrito – Observada x Simulada. ....	112
Figura 5.23 – <i>Box Plot</i> Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Nitrito. ....	112
Figura 5.24 – Concentração de Nitrogênio Amoniacal Total – Observada x Simulada. ....	112
Figura 5.25 – <i>Box Plot</i> Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Nitrogênio Amoniacal Total.....	112
Figura 5.26 – Concentrações do Parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio – UPGRH Rio Piranga. ....	116
Figura 5.27 – Concentrações do Parâmetro Oxigênio Dissolvido – UPGRH Rio Piranga. ....	118
Figura 5.28 – Concentrações do Parâmetro Coliformes Termotolerantes – UPGRH Rio Piranga. ....	120
Figura 5.29 – Concentrações do Parâmetro Fósforo Total – UPGRH Rio Piranga. ....	122
Figura 5.30 – Concentrações do Parâmetro Nitrato – UPGRH Rio Piranga.....	125
Figura 5.31 – Concentrações do Parâmetro Nitrito – UPGRH Rio Piranga. ....	126
Figura 5.32 – Concentrações do Parâmetro Nitrogênio Amoniacal Total – UPGRH Rio Piranga. ....	127

## LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 – Valores Estabelecidos para o Parâmetro de Vegetação Albedo. ....	84
Tabela 4.2 – Valores Estabelecidos para o Parâmetro de Vegetação Índice de Área Foliar. ....	85
Tabela 4.3 – Valores Estabelecidos para o Parâmetro de Vegetação Altura Média das Árvores. ....	85
Tabela 4.4 – Valores Estabelecidos para o Parâmetro de Vegetação Resistência Superficial. ....	85
Tabela 4.5 – Valores Estabelecidos para o Parâmetro Calibráveis de Solo. ....	86
Tabela 4.6 – Condições de Cabeceiras. ....	87
Tabela 4.7 – Parâmetros do Modelo de Qualidade das Águas. ....	88
Tabela 5.1 – Métricas de Paisagem na Avaliação dos Cenários Propostos- Métricas de Classes. ....	101
Tabela 5.2 – Métricas de Paisagem na Avaliação dos Cenários Propostos- Métricas de Paisagem. ..	101
Tabela 5.3 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – DBO - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias. ....	115
Tabela 5.4 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – Oxigênio Dissolvido - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias. ....	117
Tabela 5.5 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – Coliformes Termotolerantes - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias. ....	119
Tabela 5.6 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – Fósforo Total - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias. ....	121
Tabela 5.7 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – Nitrato - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias. ....	123
Tabela 5.8 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – Nitrito - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias. ....	124
Tabela 5.9 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – Nitrogênio Amoniacal Total - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias. ....	124

## LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 – Parâmetros Básicos Químicos de Qualidade das Águas. ....	30
Quadro 2.2 – Parâmetros Básicos Físicos de Qualidade das Águas.....	31
Quadro 3.1 – Valores Médios da Distância Mínima das Zonas Ripária para Manter as Funções Básicas.....	34
Quadro 3.2 – Trabalhos Relacionados a Zonas Ripárias e Qualidade das Águas. ....	41
Quadro 3.3 – Principais Métricas de Paisagem e Mancha Utilizadas para os Indicadores Físicos. ....	46
Quadro 3.4 – Exemplos de Modelos Hidrológicos Existentes. ....	50
Quadro 3.5 – Valores médios mensais – Albedo. ....	53
Quadro 3.6 – Resistência superficial em condições de boa disponibilidade de água no solo de alguns tipos de vegetação. ....	54
Quadro 3.7 – Intervalos do Coeficiente de Nash-Stucliffe.....	60
Quadro 3.8 – Exemplos de Modelos de Qualidade das Águas Existentes. ....	63
Quadro 3.9 – Descrição das Variáveis Consideradas nas Equações 3.6 a 3.19.....	70
Quadro 4.1 – Métricas Adotadas na Avaliação. ....	76
Quadro 4.2 – Campos Detalhados do Arquivo Síntese “Mini.GTP”. ....	78
Quadro 4.3 – Descrição das classes de uso do solo.....	80
Quadro 4.4 – Reclassificação dos tipos de solo. ....	80
Quadro 4.5 – Estação climatológica utilizada neste trabalho.....	83
Quadro 4.6 – Estações fluviométricas, pluviométricas e climatológicas adotadas neste trabalho. ....	83
Quadro 4.7 – Consumo de Água considerando Faixa de População.....	89
Quadro 4.8 – Características Básicas Utilizadas para Esgotos Sanitários.....	90
Quadro 4.9 – Pontos de Monitoramento de Qualidade das Águas Superficiais – IGAM. ....	92
Quadro 4.10 – Coeficientes de Exportação Adotados Considerando o Uso e Ocupação do Solo da Área de Estudo. ....	94
Quadro 5.1 – Porcentagem de uso do solo de cada classe. ....	96
Quadro 5.2 – Características das classes URHs definidos no modelo. ....	98
Quadro 5.3 – Coeficientes de Desempenho da Calibração e Validação do MGB – IPH. ....	108
Quadro 5.4 – Faixas de Valores Estabelecidas para cada Parâmetro de Qualidade Avaliado. ....	114

## LISTA DE ABREVIATURAS

UPGRH – Unidade de Planejamento de Recursos Hídricos

FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente

CBH – Comitê de Bacia Hidrográfica

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas

ANA – Agência Nacional de Águas

SIG – Sistema de Informações Geográficas

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

OD – Oxigênio dissolvido

NAT – Nitrogênio amoniacal total

MGB – Modelo de Grandes Bacias

MDE – Modelo Digital de Elevação

URH – Unidade de Resposta Hidrológica

IPH – Instituto de Pesquisas Hidráulicas (UFRGS)

CS – Coeficiente de Nash-Stucliffé

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

CE – Coeficiente de Exportação

## SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	v
RESUMO .....	vii
ABSTRACT.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	xi
LISTA DE QUADROS.....	xii
LISTA DE ABREVIATURAS .....	xiii
1 INTRODUÇÃO .....	14
2 QUALIDADE DAS ÁGUAS: FONTES DE POLUIÇÃO, ASPECTOS LEGAIS E PREVENÇÃO.....	16
2.1 Poluição aquática: Definições e tipologias.....	16
2.2 Legislação sobre Qualidade das Águas.....	19
2.2.1 Planos de Recursos Hídricos.....	20
2.2.2 Enquadramento de Cursos Hídricos.....	22
2.2.3 Outorga de Direito de Recursos Hídricos.....	24
2.2.4 Cobrança pelo Uso da Água.....	25
2.2.5 Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.....	25
2.3 Monitoramento Ambiental.....	26
3 ZONAS RIPÁRIAS .....	32
3.1 Delineamento das Zonas Ripárias.....	34
3.2 Zonas Ripárias e Qualidade das Águas.....	40
3.3 Avaliação da Preservação das Zonas Ripárias.....	43
3.3.1 Métricas de Paisagem e Indicadores.....	43
3.3.2 Modelos.....	48
3.3.2.1 Modelos Hidrológicos.....	49
Modelo de Grandes Bacias – MGB.....	51
Métodos Avaliadores dos Modelos.....	59
3.3.2.1 Modelos de Qualidade das Águas.....	61
<i>WARM-GIS</i> .....	64
4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	72
4.1 Localização e caracterização da área de estudo.....	72
4.2 Métricas de Paisagem.....	75
4.3 Modelagem da Qualidade das Águas.....	76
4.3.1 Pré-Processamento - <i>HydroTools</i> .....	78
4.3.2 Determinação de Vazões - Modelo de Grandes Bacias (MGB).....	82

4.3.3 Simulação de Qualidade das Águas – WARM GIS .....	86
5 RESULTADOS .....	95
5.1 Caracterização da UPGRH Rio Piranga .....	95
5.2 Métricas de Paisagem .....	99
5.3 Simulação hidrológica .....	104
5.4 Calibração do Modelo de Qualidade das Águas .....	109
5.5 Simulação da Qualidade das Águas .....	113
5.5.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio .....	115
5.5.2 Oxigênio Dissolvido .....	117
5.5.3 Coliformes Termotolerantes .....	119
5.5.4 Fósforo Total .....	121
5.5.5 Compostos nitrogenados .....	123
6 DISCUSSÕES .....	128
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	135
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	138
9 APÊNDICES .....	166
9.1 APÊNDICE I .....	167
9.2 APÊNDICE II .....	177

## 1 INTRODUÇÃO

A preservação e recuperação de zonas ripárias vem sendo uma das principais estratégias de manejo em bacias hidrográficas para a proteção e manutenção da qualidade das águas superficiais e subsuperficiais contra os efeitos da poluição difusa (STUTTER et al., 2019). Ecossistemas ripários apresentam especial interesse em razão dos inúmeros benefícios e funções ecológicas, como ciclagem de nutrientes, regulação hidrológica, fornecimento de alimentos e abrigo para fauna aquática, além de manutenção do microclima e fluxo de energia (PACE et al., 1998; MORI et al., 2015).

Proteger estes ecossistemas do uso antrópico inadequado é de fato uma ferramenta de gerenciamento cada vez mais destacada e aplicada, visando reduzir inclusive, a carga de nutrientes e sedimentos carregados para os corpos hídricos (TURUNEN et al., 2019). Neste sentido, diversos estudos vêm tentando quantificar a efetividade destes sistemas em promover a qualidade das águas (p.ex. HICKEY e DORAN, 2004; LIU et al., 2008; BOWLER et al., 2012; SLIVA e WILLIAMS, 2001; OSBORNE E KOVACIC, 1993; PACE et al., 1997; ANBUMOZHI et al., 2005; SOUZA et al., 2013). De modo geral, alguns trabalhos sugerem que o uso do solo na escala da bacia hidrográfica é o principal fator de degradação e que o uso do solo da zona ripária tem efeito pouco significativo na qualidade das águas (DEATH e COLLIER, 2010; WAHL et al, 2013). Por outro lado, outros autores relatam relações mais fortes entre o uso do solo ripário e a qualidade das águas (JONES et al., 1999; LAMMERT e ALLAN, 1999).

A qualidade das águas resulta, nada mais, do que da interação entre os fenômenos naturais e antrópicos, e sua interação contínua com o meio físico forma um equilíbrio dinâmico para o ciclo hidrológico. As ações e atividades humanas levam a degradação da qualidade hídrica, seja através de fontes pontuais ou difusas. Diferentemente da fonte pontual, onde o lançamento de substâncias ocorre pontualmente, cargas difusas são oriundas das drenagens superficiais que escoam para os cursos hídricos (MORUZZI et al., 2012). A complexidade de suas fontes e de seu processo de transporte para os rios torna a estimativa das cargas difusas um problema igualmente complexo (HAUPT, 2009).

Como forma de contornar as dificuldades que permeiam a quantificação da poluição difusa, foram desenvolvidos métodos empíricos para estimar a magnitude das cargas de poluentes

carreados nos escoamentos superficiais em bacias hidrográficas urbanizadas (PARENTI et al., 2016; MORUZZI et al., 2012; PÊSSOA, 2013). Diante da ausência de dados de medição direta, tais métodos podem ser utilizados com o propósito de realizar estimativas e dar suporte ao planejamento de ações de controle da poluição difusa (MAGALHÃES e CAPODEFERRO, 2016).

Os lançamentos inadequados de efluentes sanitários e industriais em cursos d'água de Minas Gerais (FEAM, 2019), associadas às novas políticas e planos buscando a sustentabilidade e a qualidade ambiental, tem motivado o desenvolvimento de pesquisas voltadas para a análise dos impactos das atividades antrópicas sobre a qualidade das águas (p.ex. MAILLARD E SANTOS, 2008; OLIVEIRA et al., 2016; PIAZI et al., 2018), sendo a simulação de cenários através de modelos matemáticos, essencial ao planejamento e gestão de recursos hídricos no estado.

Neste contexto, a unidade de planejamento do rio Piranga, com uma área de 17.571 km<sup>2</sup> e com uma população de mais de 700 mil habitantes, destaca-se por apresentar, de acordo com o seu Plano de Recursos Hídricos, baixa preocupação dos estabelecimentos rurais no que diz respeito a conservação de rios, açudes e a vegetação de entorno, concentrando ações conservacionistas em nascentes (PARH PIRANGA, 2010). Apesar da região conter áreas verdes protegidas, como o Parque Estadual do Rio Doce, faz-se necessária medidas a níveis locais que evitem o desmatamento, a substituição de zonas ripárias por atividades de agropecuária e consequente piora da qualidade das águas.

Dito isso, este trabalho objetiva explorar as associações entre a cobertura florestal nas zonas ripárias e a atenuação dos impactos da poluição sobre a qualidade das águas, por meio modelagem hidrológica e qualidade das águas.

Como objetivos específicos, destaca-se:

- Avaliar os possíveis impactos da zona ripária, com formação florestal e nativa, sobre a qualidade das águas da UPGRH Piranga, a partir da modelagem hidrológica, em conformidade aos critérios estabelecidos pelo Código Florestal (Lei 12.651/2012).
- Quantificar a composição e configuração da paisagem nos dois cenários utilizando métricas de paisagens para quantificar como a recuperação de APPs (cenário de recuperação) altera o padrão espacial da paisagem.

## **2 QUALIDADE DAS ÁGUAS: FONTES DE POLUIÇÃO, ASPECTOS LEGAIS E PREVENÇÃO**

Atualmente, a disponibilidade de água doce em quantidade e qualidade adequadas aos diversos usos previstos consiste em um dos principais problemas que afetam a população humana. Essa situação é típica de áreas com adensamento populacional, especialmente em ambientes urbanos, onde os cursos hídricos apresentam alta degradação da qualidade hídrica, recebendo não somente uma grande quantidade de efluentes domésticos e industriais, mas também de sedimentos e lixo (POMPEU et al., 2005; LIMA, 2016)

Mudanças na qualidade da água podem ser associadas às condições sanitárias da bacia hidrográfica, além de características físicas e químicas do solo e declividade (SILVA, 2010). O princípio básico para o controle de efeitos adversos e indesejáveis para a água é o gerenciamento do uso da terra na bacia de drenagem, levando em consideração as peculiaridades da região, com o controle de fontes de poluição pontuais e difusas. Além disso, o monitoramento da qualidade das águas é de extrema importância possibilitando conhecimento da situação atual e as principais alterações ocorridas ao longo do tempo, permitindo detectar tendências espaciais e temporais.

Nos tópicos 2.1 a 2.3 foram detalhadas informações quanto às legislações aplicáveis, as formas de poluição e seus impactos e a importância das redes de monitoramento de qualidade das águas no controle das fontes de poluição.

### **2.1 Poluição aquática: Definições e tipologias**

A Lei federal nº 6938 / 1981 define poluição como:

*“A degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população, além de serem ações que criem condições adversas às atividades sociais e econômicas, afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente e lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos”.*

De acordo com Mota (2003), este conceito é amplo, uma vez que associa a poluição aos usos da água e não somente aos danos desta sobre os organismos, uma vez que a água pode estar poluída para um determinado uso e não estar para outro.

Para Von Sperling (2005, p.47), a poluição das águas é a” *adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d’água de uma maneira tal que prejudique os legítimos usos que dele são feitos*”.

Apesar da água ser um recurso natural renovável, existem situações onde a taxa de utilização supera a máxima capacidade de sustentação do sistema, tornando-o um recurso não renovável (BRAGA et al., 2002). Ainda, alguns poluentes que alcançam os cursos da água não são biodegradáveis ou não são incorporados aos ciclos biogeoquímicos, contaminando e deteriorando a qualidade das águas (BARROS, 2008).

Nos corpos hídricos, a poluição que atinge as águas pode ser caracterizada em dois tipos, de acordo com sua natureza: pontual, referente a lançamentos localizados e de fácil identificação e difusa, formada por diversas contribuições resultante do escoamento superficial das águas da chuva ao longo da bacia hidrográfica (PARENTI et al., 2016).

As cargas pontuais de poluição estão associadas a qualquer meio perceptível, confinado ou desviado de transporte de poluentes – especialmente de águas residuárias domésticas e industriais – para as águas superficiais (MANSOR et al., 2012). Os efluentes domésticos são capazes de aumentar a demanda de oxigênio nos cursos d’água, através da entrada de matéria orgânica e ameaçar a biota aquática (NAVAL e SANTOS, 2000, CUNHA et al., 2008). Os efluentes industriais não tratados, por sua vez, podem contribuir para o aumento da concentração de metais pesados, compostos inorgânicos e orgânicos na água e também para danos às comunidades biológicas (NYAMANGARA et al., 2008).

Em virtude do atual desenvolvimento técnico, as emissões pontuais são mais fáceis de serem identificadas e reduzidas. Faz-se necessário, no entanto, adotar medidas que visem o controle da poluição pontual originária das cidades e indústrias (BARROS, 2008).

As fontes difusas de poluição estão associadas ao uso da terra na bacia hidrográfica. Uma bacia hidrográfica é uma entidade espacial natural para uso da terra planejamento e gestão ambiental. Dado uma longa escala de tempo (geológica), quase tudo dentro do a bacia hidrográfica será depositada no riacho que a drena. Mesmo em uma escala de algumas horas (um evento de precipitação), o escoamento superficial pode lavar sedimentos não consolidados a jusante e,

com ele, nutrientes e produtos químicos que afetam diretamente a qualidade das águas receptoras. Assim sendo, o escoamento superficial é uma das principais fontes de poluição difusa e é o principal responsável pelo relacionamento entre os usos das terras e cobertura do solo e qualidade da água (MAILLARD e SANTOS, 2008).

A fonte de poluição de origem difusa é intermitente e dependente da duração e da intensidade da chuva, além da área produtora, sendo estas cargas transportadas por grandes distâncias, tornando a identificação da sua origem um desafio das cidades na atualidade (CUNHA et al., 2005). O conceito de poluição difusa foi introduzido em 1972 pela Lei de Águas Limpas dos Estados Unidos – “*Clean Water Act*”, por ser a poluição de solo diferente da provocada pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais (NOVOTNY, 2003).

Segundo Novotny (2003), as condições que caracterizam as fontes de poluição difusa podem ser resumidas da seguinte forma:

- Lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionado basicamente a precipitação e aos usos do solo na bacia;
- Poluentes são transportados a partir de extensas áreas;
- As cargas poluidoras não podem ser monitoradas a partir de seu ponto de origem, mesmo porque não é possível identificá-la;
- É difícil o estabelecimento de padrões de qualidade para o lançamento do efluente, uma vez que a carga poluidora lançada varia de acordo com a intensidade e a duração dos eventos meteorológicos, a extensão da área naquele específico evento, entre outros fatores.

Os impactos das fontes difusas são vários e variam, de acordo com os poluentes, fontes e os corpos receptores. Destacam-se os principais impactos (SHANAHAN e SOMLYÓDY, 1995):

- a) Eutrofização: causada pela abundância de nutrientes e outros pré-requisitos na produção primária;
- b) Depleção de oxigênio: causada pela degradação da matéria orgânica nas águas;
- c) Problemas sanitários: causados por organismos patogênicos incluindo vírus, bactérias (p.ex., *Salmonella*) e protozoários (*Schistosoma sp.*, *Giardia sp.*, p.ex.);
- d) Assoreamento: causada pelo carreamento e acumulação de sedimentos nos cursos d'água;
- e) Acidificação de lagos: causada pela deposição atmosférica;

- f) Salinização: causada pela alta concentração de sais no carreamento oriundo de irrigação, principalmente e;
- g) Mortalidade de organismos aquáticos: causada pelo efeito cumulativo de micropoluentes tóxicos incluindo metais pesados, pesticidas, herbicidas e produtos químicos industriais.

Como mencionado, a carga da poluição difusa é formada por diversas contribuições que são difíceis de quantificar e detectar. O problema tem proporções mundiais, com grandes países controlando a total parcela de poluição pontual e ainda assim, os dados de monitoramento de qualidade das águas não são favoráveis. Na Europa (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, 2005; TAYLOR et al., 2016), no Reino Unido (d'ARCY e FROST, 2001; HUNT et al., 2004), na Nova Zelândia (VANT, 1999; SMITH et al., 1996), bem como no Brasil (PARENTI et al., 2016, PIRES et al., 2015) as fontes de poluição difusa foram identificadas como uma das maiores fontes de sedimentos e nutrientes em águas superficiais.

## **2.2 Legislação sobre Qualidade das Águas**

A proteção das águas contra o uso inadequado e várias formas de poluição traduz-se na necessidade de elaboração de normas que visem o planejamento, a regulação e o controle de seu uso. No Brasil, já em 1934, foi criado o Código de Águas, de 1934, marco disciplinador do uso das águas, que dispunha sobre a classificação e utilização dos recursos hídricos, dando ênfase ao aproveitamento do potencial hidráulico, preocupando-se com os princípios para usos múltiplos da água, a avaliação da qualidade e o valor econômico.

Com a implantação da Lei nº 6.938/81 (BRASIL, 1981), que estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente, o Brasil passou a ter um marco legal para todas as políticas públicas de meio ambiente a serem desenvolvidas pelos entes federativos, apresentando uma das vertentes voltadas para recursos hídricos. Anteriormente a essa lei, cada estado ou município tinha autonomia para eleger as suas diretrizes políticas em relação ao meio ambiente de forma independente, embora na prática poucos realmente demonstrassem interesse pela temática. Porém, a partir desse momento começou a ocorrer uma integração e uma harmonização dessas políticas tendo como norte os objetivos e as diretrizes estabelecidas na referida lei pela União (FARIAS, 2006).

A Política Nacional do Meio Ambiente, mencionada previamente, é um conjunto de metas e mecanismos que visam reduzir os impactos negativos da ação antrópica sobre o meio ambiente. Como toda política, possui justificativa para sua existência, fundamentação teórica, metas e instrumentos, e prevê penalidades para aqueles que não cumprem as normas estabelecidas (FARIAS, 2006).

A Lei nº 9433/1997 (BRASIL, 1997) instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e estabeleceu fundamentos, objetivos, diretrizes gerais de ação e instrumentos da política. Com a regulamentação do uso da água, estabeleceu-se que este deve ser realizado de forma sustentável, de forma justa e racional. A gestão integrada e descentralizada, que engloba a participação de várias entidades políticas e civis da sociedade, passou a ser preceito fundamental norteador de todas as políticas para o setor.

Entre os tópicos 2.2.1 e 2.2.5, foram detalhados os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos.

### **2.2.1 Planos de Recursos Hídricos**

Pela legislação federal, os Planos de Recursos Hídricos são planos diretores que visam a fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento dos recursos hídricos (BRASIL, 1997). São planos de longo prazo, com horizonte de planejamento compatível com o período de implantação de seus programas e projetos e são elaborados a nível de bacia hidrográfica, por estado e para o país.

Apresentam como conteúdos mínimos, de acordo com a lei nº 9433/1997:

- 1) Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos;
- 2) Análise de alternativas de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e de modificações dos padrões de ocupação do solo;
- 3) Balanço entre disponibilidade e demandas futuras dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, com identificação de conflitos potenciais;
- 4) Metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis;
- 5) Medidas a serem tomadas, programas a serem desenvolvidos e projetos a serem implantados, para o atendimento das metas previstas.
- 6) Prioridades para outorgas de direito de uso de recursos hídricos;

- 7) Diretrizes e critérios para cobrança pelo uso dos recursos hídricos;
- 8) Propostas para a criação de áreas sujeitas a restrição de uso, com vistas a proteção dos recursos hídricos.

A nível estadual, Minas Gerais, instituiu a Lei nº 54/2017 (MINAS GERAIS, 2017), que estabelece os critérios para elaboração dos Planos Diretores de Recursos Hídricos de Bacias Hidrográficas – PDRH. Atualmente, a situação das bacias hidrográficas em relação aos Planos Diretores de Recursos Hídricos pode ser observada na Figura 2.1.

**Figura 2.1 – Situação das Bacias Hidrográficas de Minas Gerais quanto a Elaboração do Plano Diretor de Recursos Hídricos.**

PDRH	Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos - UPGRH	Ano de Conclusão	Ano de Alcance
CONCLUÍDOS	Bacia Hidrográfica do Rio Paracatu - SF7	2006	2015
	Bacia Hidrográfica dos Rios Preto e Paraibuna - PS1	2006	2020
	Bacia Hidrográfica dos Rios Pomba e Murlaé - PS2	2006	2020
	Bacia Hidrográfica do Rio Pará - SF2	2008	2016
	Bacia Hidrográfica do Rio Araguari - PN2	2008	2016
	Bacia Hidrográfica dos Rios Jequitai e Pacuí - SF6	2010	2020
	Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba Capivari e Jaguari - PJ1	2010	2020
	Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí - GD5	2010	2020
	Bacia Hidrográfica do Rio Verde - GD4	2010	2030
	Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Mogi - Pardo - GD6	2010	2030
	Bacia Hidrográfica do Araguaí - JQ2	2010	2030
	Bacia Hidrográfica do Rio Doce e PARH da UPG Piranga - DO1	2010	2030
	Bacia Hidrográfica do Rio Doce e PARH da UPG Piracicaba - DO2	2010	2030
	Bacia Hidrográfica do Rio Doce e PARH da UPG Santo Antônio - DO3	2010	2030
	Bacia Hidrográfica do Rio Doce e PARH da UPG Suaçuí - DO4	2010	2030
	Bacia Hidrográfica do Rio Doce e PARH da UPG Caratinga - DO5	2010	2030
	Bacia Hidrográfica do Rio Doce e PARH da UPG Manhuaçu - DO6	2010	2030
	Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rio Verde Grande - SF10	2011	2030
	Bacia Hidrográfica do Alto Rio Grande - GD1	2013	2030
	Bacia Hidrográfica do Rio das Mortes - GD2	2013	2030
	Entorno do Reservatório de Furnas - GD3	2013	2030
	Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros do Rio Urucula - SF8	2013	2030
	Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Médio São Francisco - SF9	2013	2030
	Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Alto Jequitinhonha - JQ1	2013	2032
	Bacia Hidrográfica do Médio e Baixo Jequitinhonha - JQ3	2013	2032
	Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros do Rio Pardo - PA1	2013	2032
	Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas - SF5	2015	2035
	Entorno da represa de Três Marias - SF4	2015	2035
	Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros do Médio Rio Grande - GD7	2017	2030
	Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros do Baixo Rio Grande - GD8	2017	2030
Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Alto Paranaíba - PN1	2017	2030	
Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Baixo Paranaíba - PN3	2017	2030	
EM ELABORAÇÃO	Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Paraopeba - SF3	-	-
	Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros do Rio Mucuri - MU1	-	-
	Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros do Rio São Mateus - SM1	-	-
A CONTRATAR	Bacias Hidrográficas dos Rios do Leste*	-	-
	Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Alto São Francisco - SF1	-	-

\*Observação: Os Rios do Leste: Buranhém – BU1, Jucuruçu – JU1, Itanhém – IN1, Peruípe – PE1, Itaúnas – IU1, Itapemirim – IP1 e Itabapoana – IB1 são rios de domínio da União que não constituem UPGRH no Estado de MG

Fonte: IGAM (2019).

### 2.2.2 Enquadramento de Cursos Hídricos








Como mencionado previamente, o enquadramento dos corpos de água em classes segundo usos preponderantes é um instrumento de planejamento ambiental instituído na Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). O objetivo do instrumento é estabelecer uma meta de qualidade da água (classe) a ser obrigatoriamente alcançada ou mantida, ao longo do tempo, em um dado trecho do corpo hídrico, de acordo com os usos preponderantes atuais ou pretendidos, tendo por base a qualidade que o corpo hídrico deve possuir para atender aos usos mais restritivos (IGAM, 2019).

As classes de enquadramento e os usos respectivos a que se destinam as águas superficiais (doces, salobras e salinas) foram estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. No caso das águas doces superficiais de domínio do Estado de Minas Gerais, a classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como as condições e padrões para lançamento de efluentes, foram estabelecidas pela Deliberação Normativa Conjunta do Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008 (MINAS GERAIS, 2008).

A Figura 2.2 ilustra os usos pretendidos e a qualidade da água necessária para tal. As marcações indicadas pela bola branca indicam uso sem necessidade de tratamento, enquanto as bolas pretas indicam a necessidade de remoção de impurezas pelo método citado.

A classe de enquadramento do corpo hídrico expressa a meta final de qualidade a ser alcançada, podendo serem fixadas metas progressivas intermediárias visando sua efetivação. Estas metas devem ser pactuadas entre CBH, órgãos gestores e usuários, para que o enquadramento se efetive.

Figura 2.2 – Usos das Águas Doces – Classes de Enquadramento – Minas Gerais.

Usos das Águas-doces - Classes de Enquadramento						
Usos		Especial	1	2	3	4
PRESERVAÇÃO DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS		●				
PROTEÇÃO DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS			●	●		
ABASTECIMENTO PARA CONSUMO HUMANO		● Após desinfecção	● Após tratamento simplificado	● Após tratamento convencional	● Após tratamento convencional ou avançado	
RECREAÇÃO		○	○	● Contato primário	● Contato secundário	
IRRIGAÇÃO		○	● Hortaliças consumidas cruas	● Hortaliças, frutíferas, parques	● Culturas arbóreas, cereais, forrageiras	
AQUICULTURA E PESCA		○	○	● Aquicultura	● Pesca	
DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS		○	○	○	●	
NAVEGAÇÃO		○	○	○	○	●
HARMONIA PAISAGÍSTICA		○	○	○	○	●

Fonte: IGAM (2019).

### 2.2.3 Outorga de Direito de Recursos Hídricos

A outorga é o instrumento que assegura ao usuário o direito de utilizar os recursos hídricos, no entanto, essa autorização não dá ao usuário a propriedade de água, mas sim, o direito de seu uso (IGAM, 2010a). Portanto, a outorga poderá ser suspensa, parcial ou totalmente, em casos extremos de escassez, de não cumprimento pelo outorgado pelos termos de outorga.

De acordo com a Lei nº 9.433/97, os seguintes usos estão sujeitos a outorga: derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo de água para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo de processo produtivo; extração de água de aquífero subterrâneo para consumo final ou insumo de processo produtivo; lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final; aproveitamento dos potenciais hidrelétricos; e outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo de água (BRASIL, 1997).

De acordo com o Manual Técnico e Administrativo de Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos no Estado de Minas Gerais (IGAM, 2010a), captações, as derivações e os desvios alteram a quantidade de água existente em um corpo hídrico. Tais usos somente poderão ser outorgados se houver disponibilidade hídrica, considerados os usos já outorgados a montante e a jusante de determinada seção do curso de água. Todo empreendimento que altere as características - quantitativas e qualitativas - das águas superficiais ou subterrâneas ficam então, obrigados a solicitarem a outorga de direito de uso da água junto ao órgão ambiental responsável (PIAZI et al., 2018).

O estabelecimento de critérios de outorga de recursos hídricos em bacias hidrográficas no Brasil é, entretanto, um assunto ainda controverso, uma vez que o órgão ambiental de cada estado adota seu próprio critério, não ocorrendo uma padronização da análise (SILVA e MONTEIRO, 2004; ANA, 2011). Enquanto as outorgas solicitadas junto à Agência Nacional de Águas – ANA, bem como em estados como Goiás, Paraná e Piauí tem critérios baseados em percentuais relativos à Q95, os estados de Minas Gerais e São Paulo adotam a Q<sub>7,10</sub> (ANA, 2011).

#### **2.2.4 Cobrança pelo Uso da Água**

A cobrança pelo uso de recursos hídricos é um instrumento econômico de gestão das águas. Se refere a uma compensação a ser paga pelos usuários da água visando à garantia dos padrões de quantidade, qualidade e regime estabelecidos para as águas da Bacia, sendo proporcional à interferência de seus usos no estado antecedente desses atributos. A implementação da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos em Minas Gerais ocorre por Bacia Hidrográfica, gradativamente, competindo ao respectivo Comitê de Bacia Hidrográfica definir a metodologia de cálculo e os valores a serem cobrados pelos usos da água (IGAM, 2019).

#### **2.2.5 Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos**

O instrumento Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos, previsto na Lei nº 9.433, é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão. Os dados gerados pelos órgãos integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos serão incorporados ao Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (PCJ, 2019).

Os princípios básicos para o funcionamento do Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos são (Lei nº 9433):

- a) Descentralização da obtenção e produção de dados e informações;
- b) Coordenação unificada do sistema;
- c) Acesso aos dados e informações garantidos à toda a sociedade.

Os objetivos do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos são: reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil; atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda de recursos hídricos em todo o território nacional; fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos.

Sob os princípios da Lei Federal nº 9.433/97, o Governo de Minas Gerais sancionou, em janeiro de 1999, a Lei nº 13.199/1999 (MINAS GERAIS, 1999), que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e institui o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Desde então o Estado tem apresentado avanços na sua implantação, entre eles está a criação do Órgão de gestão das águas o Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM; do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH; 34 Unidades de Planejamento e Gestão; dos 27 Comitês de bacias hidrográficas; a concessão de cerca de 15 mil outorgas; a realização de Planos Diretores de Bacia Hidrográfica das principais bacias do Estado; dentre outros (IGAM, 2006).

### **2.3 Monitoramento Ambiental**

Devido ao fácil acesso, as águas superficiais estão mais vulneráveis aos efeitos das diversas fontes de poluição. Neste sentido, é cada vez mais desejável a obtenção de avaliações confiáveis de qualidade das águas, que venham a ser utilizadas tanto para gestão de recursos hídricos quanto para avaliação de políticas públicas (AYOKO et al., 2007). Segundo Simeonov et al. (2002), o monitoramento cuidadoso da qualidade da água de um rio é uma das maiores prioridades em termos de política de proteção ambiental.

O acompanhamento sistemático da qualidade dos ambientes é atribuição legal dos órgãos da administração pública responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental, conforme definido pela Política Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 1981). Um importante aspecto na avaliação da qualidade da água em um corpo hídrico é o acompanhamento de sua tendência de evolução no tempo, possibilitando, dessa forma, a adoção de medidas preventivas, bem como a avaliação da eficiência de tais intervenções. A existência de séries históricas e sua interpretação permitem uma melhor compreensão da evolução temporal da qualidade ambiental e sua correlação com outros fenômenos, de forma a possibilitar o manejo, a conservação e a utilização dos recursos existentes, considerando as diferenças regionais quanto aos aspectos geográficos, sociais e econômicos (TRINDADE, 2017; LAMPARELLI, 2004).

Em geral, um programa de monitoramento inclui coletas frequentes nos mesmos pontos de amostragem e análise em laboratório de muitos parâmetros (físicos, químicos e biológicos), resultando em matriz de grandes dimensões e complexa interpretação. Os parâmetros físicos, químicos e biológicos que caracterizam a qualidade das águas acabam sofrendo grandes variações tanto no tempo quanto no espaço, sendo necessário um programa de monitoramento sistemático para se obter a real estimativa da variação da qualidade das águas superficiais (ANDRADE et al, 2007). Os parâmetros utilizados devem ser bons indicadores, que se

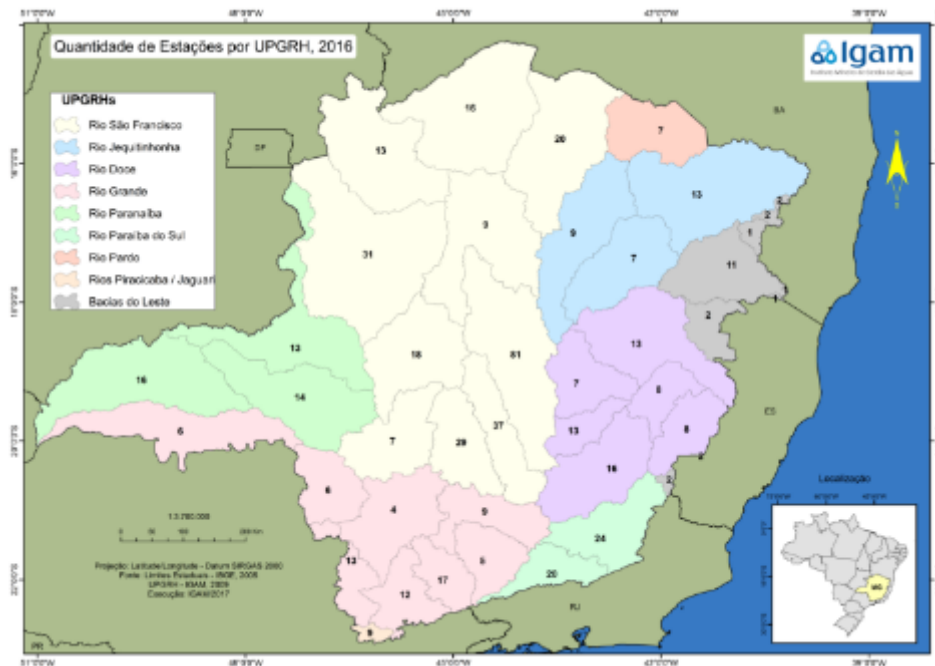
correlacionam com as alterações ocorridas na microbacia, sejam estas de origens antrópicas ou naturais (TOLEDO e NICOLLELA, 2002).

As redes de monitoramento da qualidade das águas superficiais brasileiras tiveram sua operação iniciada na década de 70, quando foram implantadas as primeiras redes estaduais. Desde então, cada estado tem adotado diferentes estratégias no estabelecimento de seus programas de monitoramento da qualidade das águas (ANA, 2015).

O IGAM vem desenvolvendo, desde 1997, o Programa Águas de Minas, responsável pelo monitoramento de qualidade das águas superficiais e subterrâneas de Minas Gerais. Atualmente a rede básica de monitoramento de qualidade de águas superficiais conta com 600 estações de amostragem distribuídas nas bacias hidrográficas. Os resultados de qualidade de água gerados são armazenados em uma base de dados (Portal InfoHidro, 2019), que contém informações atuais e históricas, permitindo observar a evolução da qualidade das águas nas duas últimas décadas.

Visando orientar o planejamento, a estruturação e a formação dos Comitês de Bacia Hidrográfica no Estado, o CERH-MG estabeleceu 36 Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos de Minas Gerais – UPGRH. As UPGRHs, que são unidades físico-territoriais, identificadas dentro das bacias hidrográficas do Estado, apresentam uma identidade regional caracterizada por aspectos físicos, socioculturais, econômicos e políticos (IGAM, 2016). As Unidades de Planejamento podem ser vistas na Figura 2.3.

Figura 2.3 – Rede de Monitoramento do Estado de Minas Gerais.



Fonte: IGAM, 2016.

As campanhas de amostragem são trimestrais para a maioria das estações de monitoramento, com um total anual de 4 campanhas por estação de monitoramento. Para as estações localizadas na calha do rio das Velhas as campanhas são mensais. Os parâmetros analisados podem ser vistos na Figura 2.4.

Figura 2.4 – Parâmetros Analisados nas Redes de Monitoramento do Estado de Minas Gerais.

Alcalinidade Bicarbonato	Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO*	Nitrato
Alcalinidade Total	Demanda Química de Oxigênio - DQO*	Nitrogênio Amoniacal Total*
Alumínio Dissolvido	Densidade de Cianobactérias <sup>#</sup>	Nitrogênio Orgânico
Arsênio Total	Dureza (Cálcio)	Óleos e Graxas
Bário Total	Dureza (Magnésio)	Oxigênio Dissolvido - OD*
Boro Total	Dureza total	pH <i>in loco</i> *
Cádmio Total	<i>Escherichia coli</i> *	Potássio
Cálcio	Ensaio de Toxicidade Crônica <sup>#</sup>	Selênio Total
Chumbo Total	Estreptococos Fecais	Sódio
Cianeto Livre	Fenóis Totais	Sólidos Dissolvidos *
Cianotoxinas <sup>#</sup>	Feoftina*	Sólidos em Suspensão*
Cloreto Total*	Ferro Dissolvido	Sólidos Totais*
Clorofila <i>a</i> *	Fósforo Total*	Substâncias tensoativas
Cobre Dissolvido	Macroinvertebrados bentônicos <sup>#</sup>	Sulfatos
<i>Escherichia coli</i> *	Magnésio Total	Sulfetos
Coliformes Totais*	Manganês Total	Temperatura da Água*
Condutividade Elétrica <i>in loco</i> *	Mercurio Total	Temperatura do Ar*
Cor Verdadeira	Níquel Total	Turbidez*
Cromo Total	Nitrato*	Zinco Total

\*Parâmetros comuns a todos os pontos nas campanhas intermediárias

# Parâmetros analisados apenas em pontos específicos

Fonte: IGAM, 2016.

O grau de poluição das águas é medido por variáveis físicas, químicas e biológicas, que por sua vez, são identificadas por parâmetros de qualidade das águas. Os Quadro 2.1 e Quadro 2.2 detalham as variáveis básicas químicas e físicas, respectivamente, de qualidade das águas (PRODANOFF, 2005).

Quadro 2.1 – Parâmetros Básicos Químicos de Qualidade das Águas.

Parâmetro	Unidade	O que mede?	Impactos	Determinação	Padrão DN COPAM nº 01/2008	
pH	-	Intensidade das condições ácidas ou alcalinas do meio líquido por meio da medição da presença de íons hidrogênio (H <sup>+</sup> ).	O valor do pH influi na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, contribuir para um maior ou menor grau de solubilidade das substâncias e define o potencial de toxicidade de vários elementos	Indicadores Ácido-Base	6 – 9	
Oxigênio dissolvido	mg O <sub>2</sub> /L	Quantidade de oxigênio dissolvido na água.	Avaliação da presença de matéria orgânica na água pode ser feita pela medição do consumo de oxigênio. - Em altas temperaturas, sua solubilidade é afetada.	Medidor de Oxigênio Dissolvido	Mínimo: Classe 1: 6 mg/L Classe 2: 5 mg/L Classe 3: 4 mg/L	
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg O <sub>2</sub> /L	Quantidade de oxigênio molecular necessária à estabilização da matéria orgânica carbonada decomposta aerobicamente por via biológica.	Em altas concentrações indica a presença de matéria orgânica na água.	Referida convencionalmente a um período de cinco dias, já que a estabilização completa da matéria orgânica exige um tempo maior, e a uma temperatura de 20 °C.	Máximo: Classe 1: 3 mg/L Classe 2: 5 mg/L Classe 3: 10 mg/L	
Série nitrogenada	Nitrogênio Molecular (N <sub>2</sub> )	mg /L	Redução de nitrito a nitrogênio molecular, na ausência de oxigênio livre, em lodos de fundo de rio e unidades de separação de sólidos.	Eutrofização de cursos hídricos.	-	
	Nitrogênio Orgânico	mg /L	Nitrogênio na forma dissolvida (compostos nitrogenados orgânicos) ou particulada (biomassa de organismos).	Eutrofização de cursos hídricos.	-	
	Amônia (NH <sub>4</sub> )	mg /L	Quantidade de nitrogênio amoniacal no curso d'água.	É gerado em grande escala pela decomposição das substâncias contidas em esgotos sanitários, consome acentuadamente o oxigênio dissolvido. - Tóxico e bastante restritivo à vida dos peixes em concentrações acima de 5 mg/L. - Eutrofização de cursos hídricos.	Método titulométrico, colorimétrico e por eletrodo íon seletivo	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
	Nitrito	mg /L	Oxidação biológica sofrida pela amônia na presença de oxigênio por um grupo de bactérias nitrificadoras conhecidas como <i>Nitrobacter</i> . - Produto intermediário.	Eutrofização de cursos hídricos.		1 mg/L
	Nitrato	mg /L	Oxidação biológica sofrida pela amônia na presença de oxigênio por um grupo de bactérias nitrificadoras conhecidas como <i>Nitrobacter</i> . - Produto final da oxidação do nitrogênio.	Seu aumento na água potável pode causar metaemoglobinemia infantil, uma doença potencialmente letal. - Eutrofização de cursos hídricos.		10 mg/L
Compostos fosfatados	mg /L	Orgânico: solúvel (matéria orgânica dissolvida) ou particulado (biomassa de microrganismos); - Inorgânico: solúvel (sais de fósforo) ou particulado (compostos minerais, como apatita)	Eutrofização de cursos hídricos.	Métodos espectrofotométricos baseados na formação do ácido fosfomolibdico	Ambiente Lêntico: 0,02 mg/L Ambiente Lótico: 0,1 mg/L	
Coliformes termotolerantes/E.coli	NMP/100mL	Subgrupo de coliformes totais que se desenvolve em temperaturas elevadas (44,5 ± 0,2 °C) e, portanto, são indicadores de organismos originários predominantemente do trato intestinal humano e de outros animais. E. coli é uma bactéria deste grupo, sendo o maior indicativo de contaminação por fezes e esgoto.	Presença associada a existência de micro-organismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica.	Contagem Padrão de Bactérias	Classe 1: 200 NMP/100mL Classe 2: 1000 NMP/100mL Classe 3: 2500 NMP/100mL	

Fontes: BORGES et al., 2014; NOGUEIRA et al., 2015; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006; FNS, 2013; VON SPERLING, 2007.

Quadro 2.2 – Parâmetros Básicos Físicos de Qualidade das Águas.

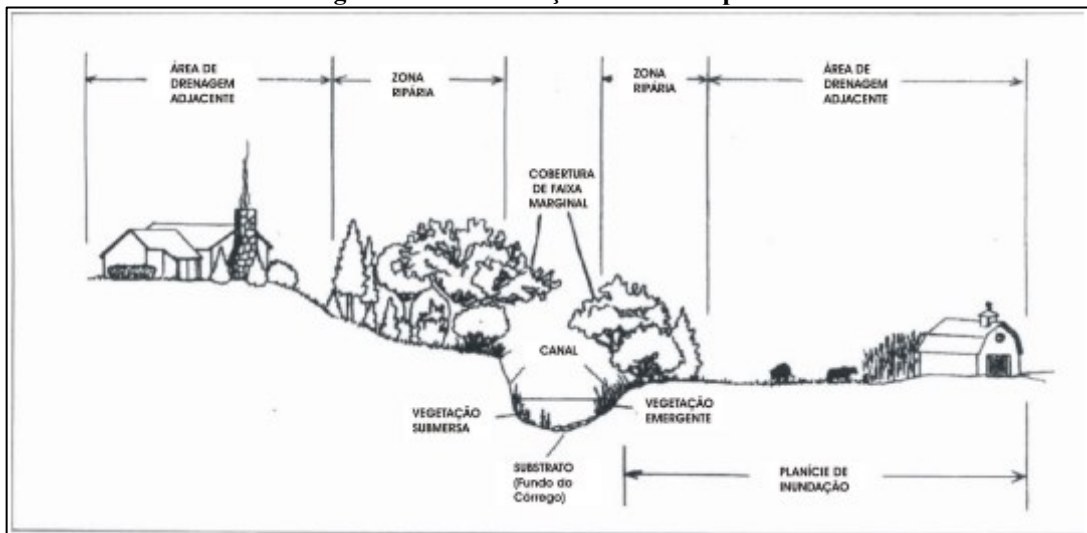
Parâmetro	Unidade	O que mede?	Impactos	Determinação	Padrão DN COPAM nº 01/2008
Temperatura	°C	Energia cinética das moléculas de um corpo, sendo seu gradiente o fenômeno responsável pela transferência de calor em um meio.	A temperatura exerce influência marcante na velocidade das reações químicas, nas atividades metabólicas dos organismos e na solubilidade de substâncias. - A medida que a temperatura aumenta, uma quantidade menor de oxigênio permanece dissolvida na amostra e, conseqüentemente, a DBO aumenta. No entanto, após uma certa temperatura, todos os organismos vivos morrem e, portanto, os valores de DBO caem acentuadamente.	Termômetro	-
Turbidez	UNT	Medida do grau de interferência à passagem da luz através do líquido. A alteração à penetração da luz na água decorre da presença de material em suspensão, sendo expressa por meio de unidades de turbidez (também denominadas unidades de Jackson ou nefelométricas).	A presença dessas partículas leva a dispersão e a absorção da luz, dando à água uma aparência nebulosa, esteticamente indesejável e potencialmente perigosa.	Método nefelométrico.	Classe 1: 40 UNT Classe 2 e 3: 100 UNT
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	Matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura preestabelecida durante um tempo fixado. - Sólidos dissolvidos são constituídos por partículas de diâmetro inferior a 10-3 µm e que permanecem em solução mesmo após a filtração.	Se depositam nos leitos dos corpos d'água podendo causar seu assoreamento, que gera problemas para a navegação e pode aumentar o risco de enchentes. Podem causar danos à vida aquática, pois ao se depositarem no leito eles destroem os organismos que vivem nos sedimentos e servem de alimento para outros organismos, além de danificar os locais de desova de peixes.	Filtração e Secagem	500 mg/L

Fontes: BORGES et al., 2014; NOGUEIRA et al., 2015; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006; FNS, 2013; VON SPERLING, 2007.

### 3 ZONAS RIPÁRIAS

A vegetação marginal de corpos de água tem recebido especial atenção, principalmente no Brasil, que apresenta enorme extensão territorial e grande quantidade de cursos hídricos, uma vez que é afetada por atividades antrópicas (LINDNER e SILVEIRA, 2003). As nomenclaturas em torno desta região variam em função das formações vegetais que ocorrem ao longo das margens dos rios. Neste trabalho, a área trabalhada foi denominada zona ripária, que compreende área que se estende para além da orla do talude do rio, como observado na Figura 3.1.

**Figura 3.1 – Localização da Zona Ripária.**



Fonte: LINDNER e SILVEIRA (2003).

Existem debates quanto a definição de zonas ripárias que giram em torno dos limites a serem considerados, das técnicas de manejo adotadas e das funções ecológicas dessas áreas (ILHARDT et al., 2000, LEE e SMYTH, 2003, LEE e BARKER, 2005, KAGEYAMA et al., 2008). Apesar dos diferentes conceitos e definições presentes na literatura, estas zonas têm reconhecida importância ambiental, social e econômica em relação ao habitat da vida selvagem, biodiversidade, qualidade das águas superficiais, recreação e recursos primários (por exemplo, silvicultura e mineração) (LUKE et al., 2007, TWERY e HORNBECK, 2001; HULL et al., 2003).

Alguns desses serviços ecossistêmicos podem ser resumidos da seguinte forma:

- Habitats: zonas ripárias podem hospedar habitats naturais de grande valor, caracterizados por produtividade elevada e rica biodiversidade (WHITAKER et al., 2000, BEDFORD, 1999), também atuando como locais de refúgio (NAIMAN e DÉCAMPS, 1990), oferecendo biodiversidade única, incluindo camadas de vegetação estruturalmente complexas, tornando-as atraentes para muitas espécies da vida selvagem (NAIMAN et al., 1993);
- Conectividade: fornecem componentes-chave, atuando como corredores ecológicos naturais, para manter conexões biológicas de plantas e animais (corredores de dispersão) em paisagens fragmentadas (GILLIES e CASSIDY SAINT CLAIR, 2008; DEGRAAF e YAMASAKI, 2000; MARUANI e AMIT-COHEN, 2009). Isso é especialmente importante em áreas povoadas, onde as paisagens ribeirinhas podem ser os últimos remanescentes de espaço natural aberto em uma área construída (MARUANI e AMIT-COHEN, 2009);
- Filtragem: realizam uma redução de nutrientes não pontuais e fontes de poluição para os riachos por captação de plantas, filtragem física e transformação química (p.ex. desnitrificação), juntamente com a captura de poluentes e águas provenientes de riachos (DANIELS e GILLIAN, 1996; HAYCOCK e PINAY, 1993)
- Estabilização das margens do rio através das raízes da vegetação, fornecendo atrito e resistência ao escoamento durante as inundações (BENNETT e SIMON, 2004, GREGORY et al., 1991).

Ainda, os tipos de cobertura vegetal que ocupam a zona ripária, embora morfologicamente diferentes, desempenham funções importantes para a conservação e a manutenção dos recursos hídricos, principalmente no que se refere aos aspectos qualitativos do corpo d'água (ARIZPE et al., 2008). As zonas ribeirinhas não apenas influenciam a vazão e a qualidade da água, mas há fortes evidências de que distúrbios hidrológicos, tais como flutuações do nível de água, inundações, erosão e deposição de aluvião, são considerados os principais impulsionadores da vegetação ribeirinha (LUKE et al, 2007).

A presença de água atrai o desenvolvimento, que acarreta a construção de edifícios e infraestrutura muito próximos da linha de água, interferindo no ecossistema ribeirinho (MARUANI e AMIT-COHEN, 2009). Entretanto, as paisagens ribeirinhas são extremamente vulneráveis ao impacto humano. Seu potencial de conservação, recreação ou agricultura é comprometido por diversas fatores, que tais como o desvio das águas irrigação e outros usos, e a poluição por efluentes industriais, agrícolas e domésticos. A invasão das áreas de preservação

por sistemas agrícolas é uma das principais causas da perda dos serviços ambientais prestados por este ecossistema. A proximidade extrema das áreas de cultivo junto aos corpos d'água potencializa os efeitos negativos da erosão sobre a hidrologia do córrego, ao mesmo tempo em que reduz sua capacidade de vazão, a qualidade e a quantidade de água disponível para consumo, potencializando uma série de conflitos entre usos e usuários das águas.

### 3.1 Delineamento das Zonas Ripárias

Um método comumente utilizado para a delimitação da região de zona ripária consiste na definição da largura fixa do fluxo necessário para preservar as principais funções ecológicas ribeirinhas. Verry et al. (2004) propuseram um buffer de 30 m necessários para preservar as funções ecológicas básicas em torno do delineamento de ecótonos ripários. Sutula et al. (2006) após vasta análise da literatura resumiu as larguras de buffer mínimas e preferenciais estimadas para explicar uma série de funções ribeirinhas. Como resultado, um buffer estimado de 41 metros do fluxo compreenderia o mínimo extensão necessária para permitir o funcionamento adequado de todas as oito funções consideradas (Quadro 3.1).

**Quadro 3.1 – Valores Médios da Distância Mínima das Zonas Ripária para Manter as Funções Básicas.**

<b>Função</b>	<b>Valores médios de distâncias mínimas (m)</b>
Contenção de sedimentos	12
Filtração/Transformação química	12
Entrada de folhas	0,5
Controle de cheias	16
Suporte a vida aquática	19
Estabilização das margens	14
Suporte da biota da zona ripária	41

Adaptado de JRC (2011).

Em termos de gerenciamento, a nível mundial, as zonas ripárias são deixadas intactas ou parcialmente protegidas. Na América do Norte, por exemplo, como exemplificado por Lee e Barker (2005), existe uma variedade de critérios para delinear o tipo e a largura destas áreas, incluindo topografia local, presença de peixes, tamanho do corpo d'água, tipo de curso hídrico, valor estético ou de recreação e impactos a jusante. Pouco mais da metade das jurisdições da América do Norte utilizam dois ou menos fatores, por exemplo, tamanho do corpo de água, ao atribuir larguras mínimas de proteção de vegetação em torno do curso d'água.

Na Europa, como detalhado por JRC (2011), sabendo da importância de zonas ripárias, foi desenvolvida um modelo para identificar estas zonas usando sensoriamento remoto por satélite e SIG, capaz de reportar os seus padrões de distribuição e características básicas e identificar limitações de dados a nível europeu para melhoria adicional do modelo. O modelo levou em consideração uma série de atributos descritivos e atribuiu uma classe de zona com base em pontuações de associação. Os descritores selecionados contam com a heterogeneidade estrutural ampla e complexidade desses ambientes, sendo: contiguidade para rios, integridade ecológica derivada do tipo de habitat, presença de vegetação, influência da água de índices geomorfológicos e uma distância mínima do *buffer* para preservar zonas ripárias funcionais.

No Brasil, a primeira lei que estabelece a proteção das zonas ripárias foi o Código Florestal, de 1934, revogado em 1965. O Código das Águas (Decreto nº 24.645/34), do mesmo ano, estabeleceu que os terrenos reservados nas margens das correntes públicas de uso comum, entre outros, são de domínio público se não estiverem destinados ao uso comum ou por algum título não pertencerem ao domínio particular. Estabelece ainda a distância de preservação de 10 metros para rios não navegáveis e 15 metros para os navegáveis; por sua vez para o rio ser considerado navegável deve possuir, no mínimo um trecho de comprimento navegável equivalente à sua largura (BRASIL, 1934).

Ainda, a Constituição Federal de 1988 (BRASIL, 1988), estabelece como bem da união “*os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos de seu domínio ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países..., bem como os terrenos marginais e as praias fluviais...*”.

O Código Florestal, Lei nº 4771/1965, com modificações nos anos de 1986 e 1989, vieram modificar, entre outros detalhes, a largura das faixas marginais, através do Art.2 (BRASIL, 1965):

*“Art. 2 – Consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito desta lei, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas: a) ao longo dos rios ou de qualquer curso d’água, desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima seja:*

**Figura 3.2 – Faixas Marginais Estabelecidas para o Código Florestal em Diversos Anos.**

Largura do rio	Código Florestal - Faixa Marginal		
	Lei nº 4.771 de 15/09/65	Lei nº 7.511 de 07/07/86	Lei nº 7.803 de 18/07/89
< 10 m	05 m	30 m	30 m
10 a 50 m	= ½ da largura do rio	50 m	50 m
50 a 100 m	= ½ da largura do rio	100 m	100 m
100 a 200 m	= ½ da largura do rio	150 m	150 m
> 200 m	100 m	= a largura do rio	= a largura do rio, inclusive no perímetro urbano

Fonte: LINDNER e SILVEIRA (2003).

O Código Florestal de 1965 ficou estacionado em termos de efetividade por longos anos. Somente com a chegada da Constituição Federal de 1988 – que em seu artigo 186 roga que seja cumprida a função social da propriedade, e em seu artigo 225 incumbe ao poder público a salvaguarda à sadia qualidade de vida – é que começou uma maior preocupação com o tema (FRANCESCHI, 2014).

Então, a Política Nacional de Meio Ambiente, Lei nº 6.931/1981, vêm fortalecer a importância da preservação das faixas marginais através do Art. 18:

*“ Art. 18 – São transformadas em reservas ou estações ecológicas, sob a responsabilidade do IBAMA, as florestas e demais formas de vegetação de preservação permanente, relacionadas no artigo 2º da Lei nº 4.771/1965...”*

Ainda, a Resolução CONAMA nº 303 de 20 de março de 2002, dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente, onde define e complementa:

*“Art. 2º Para os efeitos desta Resolução, são adotadas as seguintes definições:*

*I - Nível mais alto: nível alcançado por ocasião da cheia sazonal do curso d’água perene ou intermitente;*

*Art. 3º Constitui Área de Preservação Permanente a área situada:*

*I - Em faixa marginal, medida a partir do nível mais alto, em projeção horizontal, com largura mínima, de:*

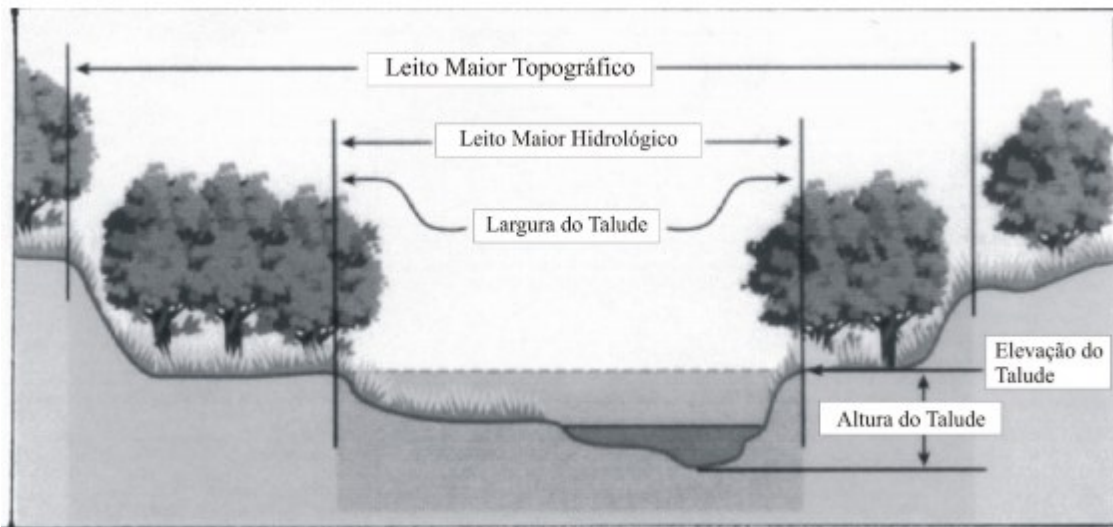
*a) trinta metros, para o curso d’água com menos de dez metros de largura;*

*b) cinquenta metros, para o curso d’água com dez a cinquenta metros de largura;*

- c) cem metros, para o curso d'água com cinquenta a duzentos metros de largura;  
 d) duzentos metros, para o curso d'água com duzentos a seiscentos metros de largura;  
 e) quinhentos metros, para o curso d'água com mais de seiscentos metros de largura. ”

Dentro deste contexto, a Figura 3.3 apresenta uma vista frontal, de um curso d'água do nível normal das águas contido dentro da calha (leito maior hidrológico) e da calha maior delimitada pelo nível mais alto em função da topografia (leito maior topográfico): nível alcançado por ocasião da cheia sazonal do curso d'água perene ou intermitente (CONAMA n° 302/02) a partir do qual deve ser medida a largura da faixa marginal (Código Florestal). A definição do leito maior topográfico pelo leito maior hidrológico, para a definição das áreas de preservação permanente, torna vulneráveis as áreas úmidas em todo o país, que desempenham diversos serviços ambientais (TAMANINI, 2012).

**Figura 3.3 – Leito Maior Topográfico: Nível Alcançado por Ocasão da Cheia Sazonal do Curso d'água.**



Fonte: LINDNER e SILVEIRA (2003).

Atualmente, as zonas ripárias estão inseridas no processo de preservação da diversidade do meio ambiente estabelecido pela Lei n° 12.651/12 – Novo Código Florestal, sendo considerada Área de Preservação Permanente destinada a manutenção da qualidade das águas. A norma considera a conservação da vegetação em termos da largura do rio.

De acordo com o referido código, “consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito desta Lei:

*I – as faixas marginais de qualquer curso d’água natural perene ou intermitente, excluído os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:*

*a) 30 (trinta) metros, para os cursos d’água de menos de 10 (dez) metros de largura;*

*b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d’água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;*

*c) 100 (cem) metros, para os cursos d’água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;*

*d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d’água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;*

*e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d’água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros. “*

A norma legal define leito regular como a calha por onde correm regularmente as águas do curso d’água durante o ano; e várzea de inundação ou planície de inundação como áreas marginais a cursos d’água sujeitas a enchentes e inundações periódicas (Artigo 3º) (BRASIL, 2012). Com essa redação a lei vigente abandona o conceito de nível mais alto associado à cheia sazonal. A remissão a cheia sazonal tornava a aplicação da norma instável, portanto insegura; portanto a justificativa da adoção da referência a “borda da calha do leito regular” surge como uma alternativa para tornar a operação da norma geral nacional mais objetiva, factível e imediata (MEDEIROS, 2013). Por outro lado, com a alteração para a borda da calha do leito regular, a extensão da faixa protegida diminui, podendo ser considerado para alguns, retrocesso ambiental (Figura 3.4 a Figura 3.6) (CAMPAGNOLO et al., 2017).

De acordo com Art. 60, ainda, “nas APPs é autorizada, exclusivamente, a continuidade das atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural em áreas rurais consolidadas até 22 de julho de 2008”. Nota-se que, o que houve na verdade, em tais áreas protegidas, foi uma previsão de manutenção de atividades consolidadas, que em alguns casos, já levava a danos ambientais (FRANCESCHI, 2014).

Zonas ripárias podem melhorar a qualidade da água do rio pelo contato da mesma com o remanescente da floresta, mas a área necessária para melhorar a qualidade da água depende das características do meio ambiente. Diferenças na estrutura podem influenciar o movimento das águas superficiais e subsuperficiais, de modo que a variação na idade e composição do

povoamento, tamanho e densidade de árvores e estratificação vertical do dossel podem variar em sua eficiência para reter nutrientes e fluxos de nutrientes e sedimentos (SOUZA et al., 2013).

Figura 3.4 – Código Florestal (Lei nº 4771/1965).

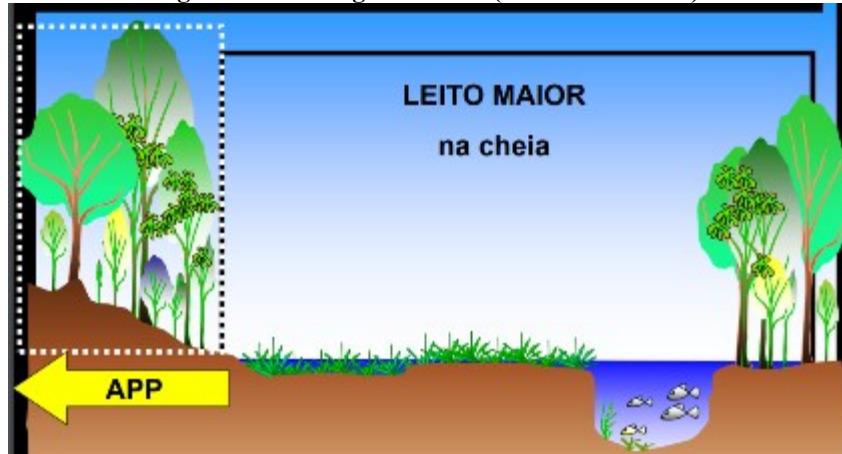


Figura 3.5 – Consideração do Leito Regular da Calha do Rio (Lei nº 12.651/12).

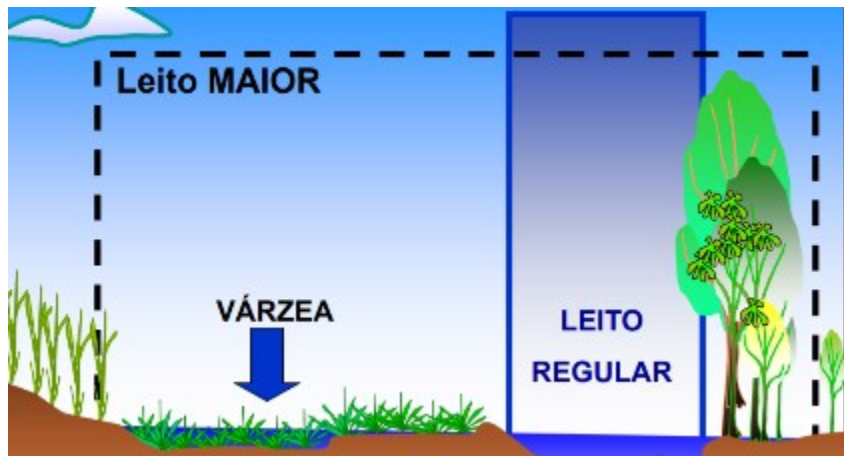
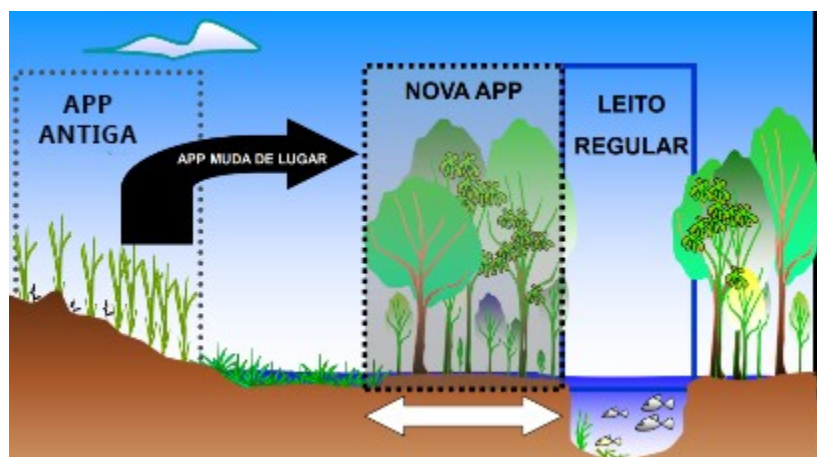


Figura 3.6 – Novo Código Florestal (Lei nº 12.651/12).



Fonte: Gandolfi (2012).

### **3.2 Zonas Ripárias e Qualidade das Águas**

Nas últimas duas décadas, pesquisas sobre os ecossistemas ripários mostraram que eles podem ajudar a estabilizar as margens dos rios, controlar a poluição difusa e o ambiente dos organismos aquáticos, sendo capazes de alterar a qualidade das águas superficiais, em alguns cenários (PACE et al., 1997).

Vários trabalhos vêm avaliando a associação entre qualidade das águas superficiais e preservação de zonas ripárias, apresentando resultados favoráveis quanto ao uso das zonas ripárias no gerenciamento na qualidade das águas (JOLLY et al., 2000; GYAWALI et al., 2013; FIERRO et al., 2017; CHELLAIAH e YULE, 2018; GOMES et al., 2019) ou se mostrando não tão eficientes e significativos quanto outros pesquisadores apontam (LI et al., 2009; MELLO et al., 2018).

Diversos estudos mostram forte influência da composição e estrutura da zona ripária na qualidade das águas, apesar de atualmente a largura desta zona ser um dos únicos referenciais para políticas de preservação de corpos d'água em todo o mundo (TANAKA et al., 2015).

O Quadro 3.2 traz alguns trabalhos desenvolvidos seguindo a mesma linha de raciocínio, com objetivos e resultados que demonstram as pesquisas realizadas.

Quadro 3.2 – Trabalhos Relacionados a Zonas Ripárias e Qualidade das Águas.

Autor	Área de Estudo	Modelo	Objetivos	Parâmetros de Qualidade das Águas Avaliados	Resultados
Maillard e Santos (2008)	Bacia do Rio das Velhas, Minas Gerais, Brasil	Modelagem cartográfica usando um sistema de informação geográfica (SIG) e estatísticas para estabelecer a relação entre qualidade da água, uso da terra e distância do fluxo.	Desenvolver e testar uma metodologia simplificada para determinar o efeito do uso e cobertura do solo na qualidade das águas em uma bacia hidrográfica em grande escala em um meio ambiente semiárido.	Turbidez, Nitrato, Nitrito, Fósforo, Coliformes fecais.	Forte relação entre uso e cobertura do solo com turbidez, nitrogênio e coliformes fecais. Cada um desses parâmetros tem um comportamento único quando a distância do fluxo é considerada.
Li et al. (2009)	Bacia Han River - China	Análise correlação, Análise de Componentes Principais e Regressão múltipla.	Variabilidade temporal espacial de físico-químicos e, particularmente, os impactos do uso da terra na zona ribeirinha na qualidade da água.	Temperatura, pH, Condutividade elétrica, Turbidez, Sólidos em suspensão totais, Oxigênio dissolvido, Nitrato, Nitrogênio amoniacal total, Fósforo dissolvido.	Os resultados sugerem que o uso da terra com vegetação e a terra nua são os preditores mais importantes para a variabilidade da qualidade da água e íons principais. Comparado à estação chuvosa, mais variáveis no período seco podem ser previstas pelas configurações da paisagem na zona ribeirinha, indicando que a construção atual da zona ripária não mitiga significativamente as cargas de poluentes nos sistemas fluviais durante altos fluxos (ou seja, escoamento de tempestades).
Cho et al. (2010)	Bacia Little River - Georgia - EUA	SWAT (Soil and Water Assessment)	Avaliar os efeitos da qualidade da água em cenários alternativos de práticas de conservação.	Nitrogênio amoniacal, Nitrato, Nitro, Nitrogênio total, Fósforo total e dissolvido	No geral, um buffer intacto da floresta ripária ofereceu a redução mais abrangente de cargas poluentes de fontes não pontuais - 20,5% para sedimentos, 19,5% para fósforo total e 7,0% para nitrogênio total. Os resultados da simulação indicam que o maior contribuinte para a redução de poluentes não pontuais na bacia hidrográfica experimental pode ser o nível de cobertura florestal ribeirinha.
Gyawali et al. (2013)	Rio U Tapao - Tailândia	Análise de variância, correlação e regressão múltipla	Encontre a relação entre os padrões de uso da terra da zona ripária do rio e os parâmetros de qualidade da água.	Temperatura, Oxigênio dissolvido, Sólidos em suspensão totais, Fósforo total, Sólidos dissolvidos totais, Coliformes fecais, pH.	As análises indicaram que a mudança da paisagem ao longo dos anos nas zonas ripárias impactou na qualidade das águas. Estatísticas indicaram que a agricultura é o principal uso do solo nas zonas ripárias na Tailândia, apresentando correlação positiva significativa com os sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos e correlação negativa com temperatura e oxigênio dissolvido. Ainda, foi observada correlação negativa significativa entre áreas de vegetação baixa (capim) e o fósforo, provavelmente associada a filtração realizada pela vegetação dos poluentes do escoamento do rio.
Souza et al. (2013)	Bacias do Rio Jacaré-Pepira e rio Jacaré-Guaçu - São Paulo - Brasil	Análise de Componentes Principais (PCA)	Avaliada se a vegetação ribeirinha e a estrutura da floresta ribeirinha influenciaram as variáveis de habitat e qualidade da água em uma paisagem rural	Condutividade elétrica, Oxigênio dissolvido, Nitrogênio amoniacal total, Nitrato, Fósforo total, dissolvido e particulado.	Foram observados efeitos da vegetação e estrutura das zonas ripárias nas concentrações de sedimentos, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e amônia e efeitos da estrutura nas concentrações de fósforo total e dissolvido. Esses resultados sugerem que, embora as variáveis de vegetação sejam boas preditores do papel tampão das zonas ripárias, a estrutura da floresta ribeirinha pode influenciar as variáveis de qualidade da água dos riachos. Assim, a heterogeneidade na estrutura da floresta ripária devido à degradação ou restauração da floresta deve ser considerada ao avaliar os efeitos de buffer das zonas ribeirinhas.
Fierro et al. (2017)	Araucania e Los Rios - Chile	Variedade de indicadores, como qualidade das águas (via parâmetros físico-químicos), vegetação ripária (via QBR – Riparian Quality Index) e grupos de macroinvertebrados aquáticos (via HBI modificado e FFGs).	Investigar os efeitos das mudanças no uso da terra na saúde dos ecossistemas ribeirinhos e aquáticos, avaliando a vegetação ribeirinha, a qualidade da água, os macroinvertebrados bentônicos e os grupos funcionais de alimentação.	Temperatura, pH, Condutividade elétrica, DBO, Sólidos dissolvidos totais, Sólidos em suspensão totais, Oxigênio dissolvido, Cor, Nitrato, Fósforo total.	Córregos na região de áreas agricultáveis foram significativamente mais afetadas em relação às outras regiões, sendo estas as que apresentam menores áreas ripárias, podendo sua ausência influenciar mais negativamente a qualidade das águas dos cursos a jusante.

Quadro 3.2 (continuação)– Trabalhos Relacionados a Zonas Ripárias e Qualidade das Águas.

Autor	Área de Estudo	Modelo	Objetivos	Parâmetros de Qualidade das Águas Avaliados	Resultados
Melo et al. (2017)	Rio Sarapuí - São Paulo - Brasil	SWAT (Soil and Water Assessment)	Modelo hidrológico de bacia hidrográfica para simular os efeitos da restauração da zona ribeirinha na qualidade da água em bacias hidrográficas agrícolas tropicais.	Compostos de Fósforo e Nitrogênio.	Foi observado uma variação espacial e temporal nos impactos na qualidade da água das mudanças no uso e cobertura da terra e nos padrões de precipitação. As bacias hidrográficas com áreas agrícolas e algumas residenciais apresentaram uma maior carga de sedimentos e nutrientes do que as florestas e pastagens, especialmente durante a estação chuvosa. As bacias hidrográficas florestadas em geral apresentaram melhor qualidade da água do que outros tipos de uso do solo. A restauração ribeirinha na bacia hidrográfica do estudo pode reduzir sedimentos em suspensão (9,26%), nitrogênio total (22,6%) e fósforo total (7,83%). O modelo de simulação forneceu uma linha de base satisfatória do sistema de bacias hidrográficas para avaliar os impactos das mudanças no uso da terra.
Chellaiah e Yule (2018)	Plantação de dendezeiros - Sabah, Borneo - Malásia	Análises estatísticas: ANOVA, Comparação de medianas (Kruskal Wallis), Correlação de Pearson, Análise de Componentes Principais.	Avaliar os impactos dos tipos de <i>buffers</i> ripários com estrutura e complexidade da vegetação ribeirinha diferentes nas características físicas e químicas dos rios quando florestas nativas intactas são convertidas em plantações de dendezeiros	Temperatura, Oxigênio dissolvido, pH, Condutividade elétrica, Fósforo, Potássio e Sódio.	O buffer com vegetação nativa florestal melhorou a estabilidade das margens e mudanças moderadas na estrutura da vegetação, substrato de serapilheira, níveis de erosão das margens, luz, temperatura e qualidade da água. A presença de bosques parecia ter efeitos secundários em relação às características da qualidade da água, mas os arbustos proporcionavam um leve sombreamento, o que resultava em temperaturas mais baixas do fluxo.
Melo et al. (2018)	Rio Sarapuí - São Paulo - Brasil	Modelos lineares e multivariados	Examinar os efeitos do uso e cobertura do solo na qualidade da água de riachos de baixa ordem, comparando as influências da bacia hidrográfica e da zona ribeirinha.	Oxigênio dissolvido, Nitrogênio total, Fósforo total, Sólidos em suspensão totais, Sólidos suspensos orgânicos, Coliformes fecais	Os resultados indicam que a floresta apresenta um ícone importante para manter a água limpa, enquanto os cultivos e áreas urbanas levam à degradação da qualidade da água. Os pastos têm misturados efeitos, mas em geral não foi correlacionado com a qualidade da água. O oxigênio dissolvido, o fósforo, os sedimentos e as coliformes fecais foram influenciados pelo padrão de uso e cobertura do solo na escala da bacia hidrográfica, enquanto o nitrogênio e a matéria orgânica foram mais afetados pela composição da zona ripária. A qualidade da água também varia com as mudanças sazonais no fluxo e temperatura do fluxo. De modo geral, a variação geral da qualidade da água é mais bem explicada pela composição do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do que na zona ripária.
Li et al. (2018)	Rio Hanjiang - China	Análise do padrão da paisagem, análise de redundância e regressão linear múltipla	Identificar a área crítica em que as características da paisagem tiveram maior contribuição para a explicação da variação na qualidade da água.	DBO, Clorofila, Oxigênio dissolvido, Nitrogênio total, DQO, Fósforo total, Nitrogênio amoniacal total.	Os resultados indicam que as métricas da paisagem selecionadas explicam aproximadamente 63 a 87% das variações na qualidade da água do rio em várias larguras de buffers. No geral, a configuração da paisagem parecia ter efeitos mais fortes na qualidade da água do que a composição da paisagem.
Gomes et al. (2019)	Bacia do rio Corumbatai - São Paulo - Brasil	Modelo MixSIAR	Estimar a contribuição do carbono orgânico entregue a um riacho de primeira ordem a partir de campos de cana de açúcar e uma floresta ripária no sudeste do Brasil.	Carbono orgânico	Os resultados mostram que a quantidade de escoamento superficial e erosão do solo gerada na zona ripária é significativamente menor do que no campo da cana de açúcar em declive. No entanto, a contribuição da floresta para o total do carbono orgânico particulado da corrente foi acima de 70%, mesmo que a quantidade de sedimentos entregue tenha sido originada nos campos de cana-de-açúcar de terras altas. A discrepância entre a entrega de sedimentos e o carbono orgânico total de ambos os usos da terra é uma consequência da presença de caminhos de fuga preferenciais dos campos agrícolas, através das faixas do bueiro, até o riacho.

### **3.3 Avaliação da Preservação das Zonas Ripárias**

Várias são as maneiras de avaliar a preservação das zonas ripárias, dentre elas, existem métricas de paisagem, associadas a indicadores de ordem biológica ou física. Há também modelos matemáticos de previsão de cenários. Serão apresentados brevemente cada uma destas metodologias.

#### **3.3.1 Métricas de Paisagem e Indicadores**

O conhecimento da estrutura da paisagem ribeirinha e de como ela afeta os processos paisagísticos ajuda na tomada de decisões informadas no planejamento e gestão de áreas ribeirinhas (por exemplo, para revegetação de áreas degradadas, retenção de vegetação, estabilização de margens e gerenciamento de estoques) (APAN et al., 2002).

Desta forma, as paisagens ribeirinhas precisam ser mapeadas, quantificadas e avaliadas para melhorar o entendimento das relações entre os elementos da paisagem e os processos ecológicos (APAN et al., 2002). As métricas de paisagem são capazes de identificar a estrutura da paisagem e os padrões espaciais da cobertura vegetal, caracterizando índices numéricos desenvolvidos para quantificar determinada característica espacial de manchas, classe de manchas ou totalidade da paisagem (PEREIRA et al., 2001; PACHECO, 2012).

Essas podem ser aplicados em várias áreas do conhecimento, sendo aqui mencionados aqueles relacionados a avaliação da preservação das zonas ripárias. Em termos de padrões espaciais de desmatamento e fragmentação, por exemplo, as métricas podem estar associadas a medidas de persistência de espécies para elucidar os efeitos da fragmentação e desenvolver ferramentas e índices que possam ser usados para auxiliar o manejo florestal (BASKENT e JORDAN, 1996). Porque os dados necessários para calcular métricas são fáceis de obter de imagens de satélite, eles fornecem meios para monitorar a mudança de paisagem e servir talvez como o meio mais simples para estimar aspectos das espécies e saúde comunitária em ambientes heterogêneos (KUPFER, 2012).

Especificamente, a ecologia da paisagem, ciência por trás das métricas de paisagem trabalha com duas categorias de métricas distintas, estruturais e funcionais (FRAGSTAT, 1995). As métricas estruturais medem a composição do mosaico de manchas, focando nas relações

espaciais entre os diferentes ecossistemas ou elementos presentes mais especificamente, a distribuição de energia, materiais, e espécies em relação aos tamanhos, formas, números e tipos dos ecossistemas. Já as métricas funcionais medem a paisagem de uma maneira que seja funcionalmente relevante para o organismo ou processo em estudo, atuando nos fluxos de energia, materiais e espécies entre os ecossistemas componentes.

Assim, a ecologia da paisagem envolve o estudo de padrões de paisagem, as interações entre manchas dentro de um mosaico de paisagem e como esses padrões e interações mudam com o tempo (FRAGSTAT, 1995), podendo ser avaliada em níveis espaciais de paisagem, classe e de mancha. Paisagem pode ser definida como uma área de terra contendo um mosaico de manchas ou elementos da paisagem, sendo estas últimas consideradas componentes da paisagem, elementos da paisagem, unidade da paisagem ou célula da paisagem (FORMAN e GORDON, 1986).

Para avaliar os impactos humanos sob as zonas ripárias, muitos estudos utilizaram indicadores biológicos que podem fornecer informações integradas sobre os efeitos temporais cumulativos ou sinérgicos causados por alterações ambientais (ALBA-TERCEDOR, 1996). Organismos aquáticos são frequentemente usados para avaliar a saúde dos rios, particularmente porque esses organismos podem servir como registro de várias perturbações e poluentes múltiplos (TURUNEN et al., 2019, TANAKA et al., 2015). Macroinvertebrados são consideradas bons indicadores por incluírem alta diversidade de espécies, com diferentes grupos que respondem a tipos distintos de perturbações, terem ciclos de vida suficientemente longos, serem relativamente sedentários para representar as condições locais e ocorrerem na maioria dos habitats aquáticos em grande abundância, sendo sua coleta de baixo custo (FIERRO et al., 2012, FRIBERG et al., 2011). Estas características possibilitam sua aplicação em diversos sistemas e com diversas abordagens de avaliação, incluindo o uso de índices multimétricos (BUSS et al., 2015).

Métricas básicas como abundância, riqueza de taxa e diversidade são comumente usadas. No entanto, várias outras métricas são afetadas por distintos gradientes de perturbação (HUGHES et al., 1998; PONT et al., 2009). Os bioíndices desenvolvidos nas últimas três décadas integram outras medidas que métricas básicas por si só não podem estabelecer. Por exemplo, o Índice Biótico Hilsenhoff - HBI (HILSENHOFF, 1988) é amplamente adaptado em muitos países e baseia-se em quantidades de macroinvertebrados tolerantes à poluição em diferentes locais. Como a qualidade da água está intimamente relacionada ao uso da terra, os indicadores

relacionados não apenas indicam a saúde dos rios, mas também a saúde de áreas ribeirinhas adjacentes (SWEENEY et al., 2004; FIERRO et al., 2017).

Em termos físicos, as características da paisagem das zonas ripárias estão principalmente associadas a corredores, margeando os cursos d'água, mas devido ao desmatamento e a fragmentação da paisagem, também podem ser tratados como manchas de vegetação (APAN et al., 2002). Como corredor, várias medidas podem ser aplicadas, incluindo quebras na conectividade e variação da largura, nós ou interseções. Como mancha, áreas ribeirinhas podem ser medidas em termos de tamanho, forma, número e configuração. No entanto, devido à natureza restrita das áreas ribeirinhas e a dificuldade de delineamento, a extensão exata da zona ripária e sua interpretação pelas métricas não apresenta resultados diretos (APAN et al., 2002). O Quadro 3.3 ilustra algumas das principais métricas de paisagem e uma breve descrição de cada uma, além de autores que as utilizaram na avaliação de paisagens.

**Quadro 3.3 – Principais Métricas de Paisagem e Mancha Utilizadas para os Indicadores Físicos.**

Métricas	Índices	Acrônimos	Descrição	Autores
Tamanho/Forma/Densidade	Área média da mancha	AREA	Tamanho médio da mancha.	CHEN et al., (2017), LIMA, 2014, FUSHITA, 2006, TAMBOSI, 2008, WEISS et al., 2014.
	Coefficiente de variação do tamanho da mancha	AREA_CV	Variabilidade do tamanho das manchas.	
	Índice médio de forma	SHAPE	Razão Perímetro pela área.	
	Índice de dimensão fractal médio	FRAC	Proporção do perímetro por unidade de área. Aumenta quando a mancha se torna mais irregular.	
	Densidade de bordas	ED	Quanto a forma de uma área se aproxima de uma circunferência, uma vez que áreas circulares minimizam a relação borda-área e o centro encontra-se mais distante das bordas do que qualquer outra forma.	
	Relação Área-Perímetro	PARA	Perímetro pela área	
Área de interior	Área nuclear total	AREA	Soma das áreas internas (m <sup>2</sup> ) dividido por 10.000 (hectares).	
	Número de áreas nucleares principais disjuntas	NDCA	Número de áreas centrais disjuntas contidas na paisagem.	
Isolamento/Proximidade	Distância euclidiana ao vizinho mais próximo	ENN	Distância euclidiana (em metros) entre manchas do solo.	
	Distância funcional ao vizinho mais próximo	FNN	Número de nós funcionais entre as manchas do mesmo tipo, onde cada par de manchas está conectado ou não está enquadrado em um critério de distância especificado pelo autor.	
Contágio/Interpersão	Índice de Dispersão e Justaposição	IJI	Proximidade das manchas em cada classe. Valores baixos correspondem a distribuição desproporcional dos tipos adjacências.	
	Índice de Agregação	AI	Frequência em que cada tipo de mancha aparece lado a lado no mapa.	

Complementando, Ometo et al. (2000) propuseram o índice LUI (Land Use Index) a partir de diferentes pesos dados a nove métricas de usos do solo, encontrando relações significativas entre os valores do índice e variáveis da qualidade da água de riachos no Estado de São Paulo. Posteriormente, Goforth e Bain (2012) propuseram o índice WHEBIP (*Watershed Habitat Evaluation and Biotic Integrity Protocol*) a partir de 12 métricas, descrevendo o uso e cobertura do solo e características da zona ripária, obtidas a partir da análise de fotos aéreas (1:24.000), e encontraram relações significativas entre este índice e a qualidade biológica de riachos nos EUA.

Ainda, a qualidade da vegetação ribeirinha por si só pode servir para descrever as condições biológicas ou de habitat dos rios. Este parâmetro pode ser determinado por vários métodos, incluindo métodos básicos, como a presença ou biomassa de espécies nativas. Um método simples de campo para avaliar o status das áreas ribeirinhas é o Índice de Qualidade Ripariana (QBR, "*Qualitat del Bosc de Ribera*"; MUNNÉ et al., 2003). Este índice avalia diferenças no grau e na qualidade da cobertura vegetativa, na estrutura da mesma e na naturalidade do habitat do canal do rio.

Quando avaliada diversidade ecológica, o índice mais popular é o índice de diversidade de Shannon (SHDI), baseado na teoria da informação (FRAGSTAT, 1995). O valor desse índice representa a quantidade de "informações" por indivíduo (ou patch, neste caso). Informação é um conceito matemático um tanto abstrato difícil de ser definido. A magnitude absoluta do índice de diversidade de Shannon não é particularmente significativa; portanto, é usado como um índice relativo para comparar diferentes paisagens ou a mesma paisagem em momentos diferentes. Mayr (1992) menciona que o Índice Shannon-Wiener expressa a uniformidade dos valores de importância em todas as espécies da amostra. Adquire valores entre zero, quando existe apenas uma espécie, e o logaritmo de S, quando todas as espécies são representadas pelo mesmo número de indivíduos. Este índice requer que todas as espécies estejam representadas na amostra e é muito suscetível à abundância; normalmente assume valores entre 1 e 4,5. Valores acima de 3 são tipicamente interpretados como diversos (BARAJAS-GEA, 2005).

O índice de diversidade de Simpson (SIDI) é outra medida de diversidade popular que não se baseia na teoria da informação (FRAGSTAT, 1995). O índice de Simpson é menos sensível à presença de tipos raros e tem uma interpretação muito mais intuitiva que o índice de Shannon. Especificamente, o valor do índice de Simpson representa a probabilidade de que duas células selecionadas aleatoriamente sejam diferentes tipos de fragmentos. Assim, quanto maior o valor,

maior a probabilidade de que quaisquer 2 células desenhadas aleatoriamente sejam diferentes tipos de fragmentos. Como o índice de Simpson é uma probabilidade, ele pode ser interpretado em termos absolutos e relativos. Moreno (2001) afirmam que o índice Simpson é uma medida de dominância fortemente influenciada pela importância das espécies mais dominantes e, à medida que o índice aumenta, a diversidade diminui; isto é, quando essa probabilidade é maior, menos diversa é a comunidade da planta. É por isso que o índice Simpson tem a tendência de ser menor quando a comunidade é mais diversificada (ZAPATA et al., 2019).

### 3.3.2 Modelos

Para Tucci (2005), um modelo é a simplificação e tradução de um sistema complexo para uma linguagem simples, buscando diferentes respostas a partir de diferentes entradas, podendo ser classificados, de acordo com Pinto (2011) e Rodrigues e Calixto (2018) em:

- *Contínuo ou discreto*: contínuos quando os fenômenos são contínuos no tempo, quando ocorrem em intervalos determinados são denominados discretos.
- *Concentrado ou distribuído*: no primeiro, não levam em consideração a variabilidade espacial (utiliza dados médios); já no segundo, as variáveis e parâmetros dependem do espaço e/ou do tempo (varia de um ponto para outro dentro da bacia hidrográfica). Os modelos podem ser semi-distribuídos, ou seja, existe homogeneidade dentro da sub-bacia, porém o conjunto de sub-bacias é heterogêneo;
- *Estocástico ou determinístico*: estocástico, considera a probabilidade de ocorrência das variáveis (saída estatística) e; determinísticos, são modelos matemáticos em que o comportamento de toda variável é completamente determinado pelas equações que governam o modelo, ou seja, o comportamento do ciclo hidrológico representado por relações matemáticas que descrevem as interações das suas diversas fases.
- *Conceitual, físico ou empírico*: os empíricos são baseados em observações e, embora sejam bastante simples, não possibilitam simular em situações adversas às condições previstas no modelo, enquanto os modelos conceituais utilizam equações empíricas, mas descrevem o sistema segundo as leis da física. Os modelos físicos utilizam as principais equações

diferenciais da física para representar os processos, o que permite fazer estimativas através de medidas reais.

Pinto (2011) destaca a importância do processo de modelagem para simulação de cenários. Como exemplo, cita a possibilidade de simulação de cenários para diferentes tipos de manejos e práticas conservacionistas, de maneira bem rápida, para avaliar a qualidade e quantidade da água no sistema.

### *3.3.2.1 Modelos Hidrológicos*

A modelagem hidrológica é uma ferramenta necessária para entender o comportamento dos processos hídricos (transformação de chuva em escoamento, evapotranspiração, armazenamento de água no solo e nos aquíferos e propagação de ondas de cheias ao longo da rede de drenagem) dentro de uma bacia hidrográfica e para estimar o balanço hídrico (ZANETTI et al., 2009; RODRIGUES e CALIXTO, 2018).

Alguns estudos como a avaliação de impactos de mudanças e variabilidades climáticas sobre o regime hidrológico, as análises do impacto de mudanças da vegetação ou do uso da terra sobre as vazões dos rios, as previsões de vazões em tempo real e a estimativa de vazões em locais sem dados, aplicam esse tipo de modelo (PONTES et al., 2015). Nos modelos, cada um desses processos é representado através de equações e métodos matemáticos, que permitem então simular uma aproximação do comportamento do sistema a ser estudado.

Para a utilização dos modelos hidrológicos, faz-se necessário compreender sua estrutura, capacidades e limitações para que a simulação gere resultados adequados e que atendam a necessidade do usuário. Além disso, é importante que os modelos sejam validados para que seus resultados sejam confiáveis (FAGUNDES, 2017). Alguns exemplos desses modelos serão brevemente descritos no Quadro 3.4.

**Quadro 3.4 – Exemplos de Modelos Hidrológicos Existentes.**

<b>Modelo</b>	<b>Desenvolvido por</b>	<b>Ano</b>	<b>Descrição</b>	<b>Citações</b>
ANSWERS ( <i>Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation</i> )	Purdue University	Anos 80	Constituído por um modelo hidrológico, um modelo de erosão/transporte de sedimentos e outros componentes para modelar várias fases do escoamento de água no solo, sendo todos submodelos de fundamentação física.	Beasley et al. (1978)
SWRRB ( <i>Simulator for Water Resources in Rural Basins</i> )	ARS (USDA Agricultura Researchers Services)	1980	Simulação e previsão de processos hidrológicos em bacias hidrográficas rurais.	Maldonado et al. (2001), Arnold et al. (1990)
WEPP ( <i>Water Erosion Prediction Project</i> )	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos	Anos 90	Simular o clima, o crescimento vegetal e decomposição de resíduos vegetais, plantio direto, infiltração, balanço de água, escoamento superficial, perda de solo, deposição e transporte de sedimentos para os intervalos de tempo diferentes.	Duiker et al. (2001), Beskow et al. (2009), Garcia (2001)
LISEM ( <i>Limburg Soil Erosion Model</i> )	Parceria entre Ministério da Agricultura e Universidades de Utrecht e Winand Staring Center	1991	Baseado no ANSWER, permite simular o comportamento hidrológico e transporte de sedimentos durante e imediatamente após um evento único na captação de chuvas.	Gomes et al. (2008); Moro et al. (2009); Dalvianco (2013), De Roo e Offermans (1995)
SWAT ( <i>Soil and Water Assessment Tool</i> )	Agricultural Research Service e pela Texas A&M University	1996	Descendente direto do SWRRB, este modelo matemático permite que diferentes processos físicos sejam simulados na bacia hidrográfica, com o intuito de analisar os impactos oriundos das alterações no uso do solo sobre os escoamentos superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade da água, em bacias hidrográficas agrícolas não instrumentadas.	Correia (2016), Durães (2010), Yu et al. (2018), Guse et al. (2014)
AGNPS ( <i>Agricultural Non-Point Source Model</i> )	ARS (USDA Agricultura Researchers Services)	Anos 80	Desenvolvido para analisar e fornecer estimativas da qualidade da água do escoamento superficial de bacias hidrográficas agrícolas, variando em tamanho de alguns hectares a mais de 20.000ha.	Chowdary et al. (2001), Grunwald e Norton (2000), Kinnell (2000), Lenzi e Di Luzio (1997)
LASH ( <i>Lavras Simulation of Hydrology</i> )	Universidade Federal de Lavras	2009	Utiliza dados de longo termo e alguns mapas para prever a vazão total média diária em bacias hidrográficas. Os principais componentes simulados por este modelo, com passo de simulação diário são o escoamento superficial direto, escoamento subsuperficial, escoamento base, ascensão capilar, evapotranspiração, interceptação e disponibilidade de água no solo	Beskow et al. (2009)
SHE ( <i>System Hydrologic Europe</i> )	Danish Hydraulic Institute, the British Institute of Hydrology and SOGREAH (France).	1977	Baseado no sentido de que os processos hidrológicos do movimento da água são modelados por representações de diferenças finitas das equações diferenciais parciais de massa, momento e conservação de energia, ou por equações empíricas derivadas de pesquisas experimentais independentes.	Goderniaux et al. (2009)
HSPF ( <i>Hydrologic Simulation Program-Fortran</i> )	US EPA	1997	Modelo de bacia hidrográfica baseado em processos para quantificar o escoamento superficial e abordar as deficiências da qualidade da água associadas a fontes combinadas pontuais e difusas. Simula o escoamento da fonte não pontual e as cargas de poluentes para uma bacia hidrográfica e realiza o roteamento de fluxo e qualidade da água nos alcances do fluxo.	Xiu et al. (2019), Ribarova et al. (2008), Berndt et al. (2016)

A maior limitação da utilização de modelos hidrológicos, principalmente do tipo distribuídos, é a necessidade de manipulação de grande quantidade de dados relacionados à variabilidade espacial e temporal das características que descrevem a heterogeneidade do comportamento hidrológico. Os SIG (Sistema de Informação Geográfica), com sua capacidade de geração de bancos de dados espaciais e processamento de informações, são as ferramentas que possibilitam a eliminação da dificuldade de obter-se uma descrição espacial detalhada da região de estudo (FAN, 2013b).

O programa MapWindow GIS, forneceu esta integração entre SIG e modelos hidrológicos e foi a utilizada neste trabalho. Apresenta-se como uma plataforma livre que apresenta várias funcionalidades dispostas de maneira intuitiva, suficientes para satisfazer algumas principais necessidades associadas a geolocalização (COSTA, 2016). Além disso, permite aplicações personalizadas adicionadas ao software através de plug-ins programados em diferentes linguagens de programação (FAN, 2013b), sendo alguns também utilizados neste trabalho, como *PrePro*, *MGB Processing* e *Warm GIS*.

Além desses modelos apresentados, existem outras opções que são utilizados e, inclusive, são atualizadas com o passar do tempo. O modelo utilizado nesse trabalho é o MGB-IPH, encontrado dentro da plataforma do MapWindow, que será apresentado a seguir.

### **Modelo de Grandes Bacias – MGB**

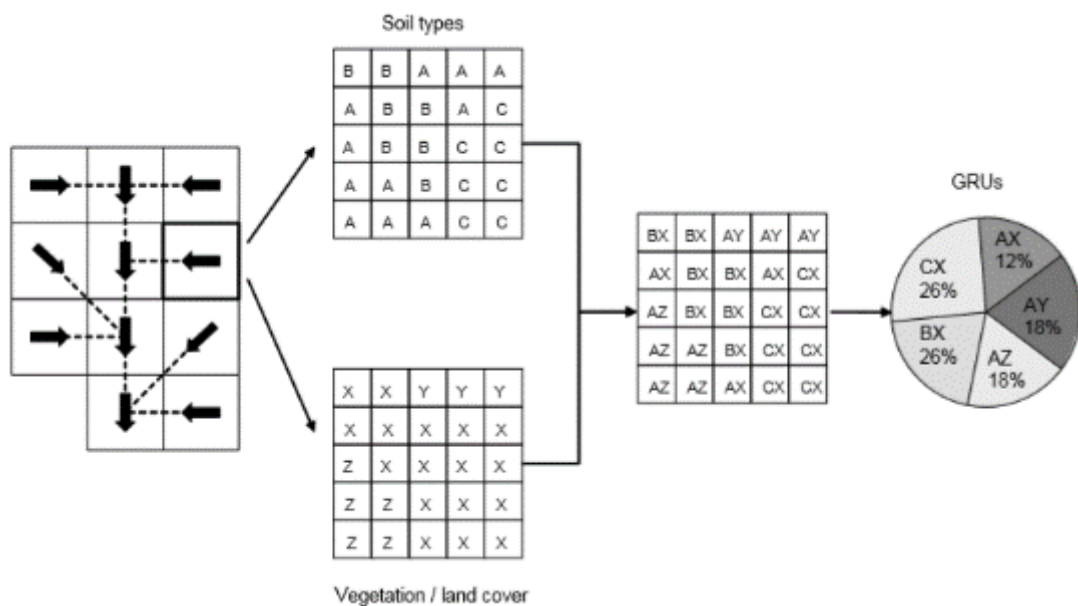
O modelo hidrológico distribuído denominado MGB – Modelo de Grandes Bacias – foi baseado na estrutura dos modelos LARSIM (*Large Area Runoff Simulation Model*) e VIC-2L com algumas modificações nos módulos de evapotranspiração, percolação e propagação de vazões (COLLISCHONN et al, 2007; COLLISCHONN, 2006), sendo desenvolvido para aplicações em grandes bacias hidrográficas, com áreas superiores a aproximadamente, 10.000 km<sup>2</sup> (COSTA, 2016). Basicamente, o modelo procura representar o processo de transformação de chuva em escoamento e a propagação de sua vazão ao longo dos rios (ARAÚJO, 2017).

O modelo é do tipo distribuído, e por isso discretiza as áreas de interesse em pequenas unidades, a partir de dados do relevo de um Modelo Digital de Elevação (MDE), conhecidas como minibacias, que apresentam características únicas de uso e tipo do solo e tipo de vegetação. As minibacias, geradas pela discretização da bacia, são conectadas entre si por trechos de rios. A

propagação de tais volumes na rede está baseada no método *Muskingum Cunge* até a sua chegada ao exutório (COLLISCHONN, 2001). A interação entre estas características gera a Unidade de Resposta Hidrológica (URH), admitindo-se inclusive, que uma dada URH tem o mesmo comportamento hidrológico independentemente de onde está localizada dentro da área de estudo (FAN et al, 2010; BEVEN, 2001) (Figura 3.7).

Inicialmente, sua aplicação já foi reportada por Getirana (2009), Paiva (2009), Pereira (2012), Larentis (2004), Fan (2013a) e Silva (2014).

**Figura 3.7 - Discretização da Bacia em Células e Conceito de URH.**



Fonte: Collischonn (2007).

Para simular as vazões das mini-bacias, existem parâmetros, fixos ou calibráveis, que representam os processos hidrológicos. Os parâmetros fixos são aqueles cujos valores podem ser medidos, ou que podem ser relacionados a vegetação, e não são alterados no processo de calibração do modelo. São eles:

**Albedo:** parcela de radiação solar refletida pelo solo, que depende do tipo de vegetação e período do ano. A variabilidade do albedo no modelo é dada pelo uso de valores médios mensais, apresentados no Quadro 3.5.

**Quadro 3.5 – Valores médios mensais – Albedo.**

<b>Cobertura</b>	<b>Albedo</b>
Água	0,08
Floresta Alta	0,11 a 0,16
Cerrado	0,13 a 0,18
Cultivo agrícola alto (Cana de açúcar)	0,15 a 0,20
Cultivo agrícola baixo (Trigo, soja)	0,20 a 0,26
Gramma e pastagem	0,20 a 0,26
Solo exposto	0,10 (úmido) a 0,35 (seco)

Fonte: COLLISCHONN (2001).

**Índice de área Foliar (IAF):** determinado pela relação entre a área das folhas de todas as plantas e da área de uma parcela do solo ( $m^2/m^2$ ) (ARAÚJO, 2017). É relevante na análise de mudança de uso do solo porque no modelo a interceptação depende diretamente deste parâmetro. De acordo com Collischonn (2001), os valores variam de: 2 a 3 para campos e pastagens, 6 a 9 para florestas, 0 (durante o preparo do solo) a 6 (no desenvolvimento máximo) em cultivos anuais, e no caso da água o índice não se aplica recomendando-se adotar o valor de 0.

**Altura média das árvores (m):** altura do dossel mês a mês, durante todo o ano (ARAÚJO, 2017), sendo importante no cálculo da resistência aerodinâmica à evapotranspiração, inversamente proporcional a este parâmetro. Os valores variam de acordo com o uso do solo, sendo 0,5 para áreas de agricultura, 0,5 para campos e pastagens, 5 para cerrados e 10 a 30 para áreas de floresta (COLLISCHONN, 2001).

**Resistência superficial (s/m):** resistência estomática das folhas. Esta resistência é diferente para os diversos tipos de plantas e depende de variáveis ambientais como a umidade do solo, a temperatura do ar e a radiação recebida pela planta. Por exemplo, em condições favoráveis, ou seja, com abundância de água, os valores de resistência superficial são mínimos (SILVA, 2014). A resistência superficial a água é igual a 0, a áreas agricultáveis varia entre 40 e 154, em áreas de pastos e campos entre 40 e 80, cerrado de 60 a 200 e áreas de floresta adota-se o valor de 100 (Quadro 3.6) (COLLISCHONN, 2001).

**Quadro 3.6 – Resistência superficial em condições de boa disponibilidade de água no solo de alguns tipos de vegetação.**

Cobertura do solo	Resistência superficial sem déficit ( $s.m^{-1}$ )	Referência
Floresta	100	Shuttleworth, 1993
Cerrado	100 a 200	Conde, 1995
Cultura	40	Bremicker, 1998
Trigo	40	Bremicker, 1998
Campo	40 a 83	Bremicker, 1998
Gramma	69	Shuttleworth, 1993
Gramma	71	Todorovic, 1999
Savana africana	60 a 98	Blyth, 1997

Fonte: Collischonn (2001).

Os parâmetros calibráveis podem ser alterados a cada aplicação do modelo na busca por um bom ajuste entre os dados observados e aqueles calculados. Um parâmetro calibrável associado a um determinado bloco tem o mesmo valor para esse bloco em todas as células da bacia. De acordo com Collischonn (2001), Araújo (2017) e Silva (2014), tais parâmetros podem ser descritos como:

**Capacidade de armazenamento do solo ( $W_m$ ):** capacidade máxima que um solo pode absorver a água da chuva, sem que o escoamento superficial ocorra. Os valores podem variar entre 50 a 100 mm, sendo mais elevado em solos profundos;

**Parâmetro de forma da relação entre armazenamento e saturação ( $b$ ):** controla a separação entre a saturação da capacidade de armazenamento do solo e o escoamento superficial. Um aumento deste parâmetro faz com que um maior volume de água escoe superficialmente, e menos água infiltre no solo. O valor usual é 0,12 e pode chegar até 1,60. Este parâmetro ajusta os picos de vazão observados e calculados, principalmente durante as pequenas cheias.

**Parâmetro de drenagem subterrânea ( $K_{bas}$ ):** parâmetro de controle do volume de água escoado subterraneamente de uma determinada camada de solo. Os valores variam entre 0,05 a 5 mm/dia.

**Parâmetro de drenagem sub-superficial ( $K_{int}$ ):** parâmetro de controle do volume de água escoado subsuperficialmente de uma determinada camada de solo, apresentando valores em torno de 4 a 40 mm/dia.

**Parâmetro de forma da curva de redução ( $XL$ ):** parâmetro de controle da forma da curva de redução da drenagem intermediária ou subsuperficial do solo, sendo adotado usualmente o valor de 0,67.

**Parâmetro do fluxo ascendente (CAP):** parâmetro que representa a presença ou não de fluxo ascendente de umidade do lençol freático para o perfil do solo. Geralmente a possibilidade de retorno da água subterrânea para a camada de solo é desprezada, por isso adota-se CAP igual a zero.

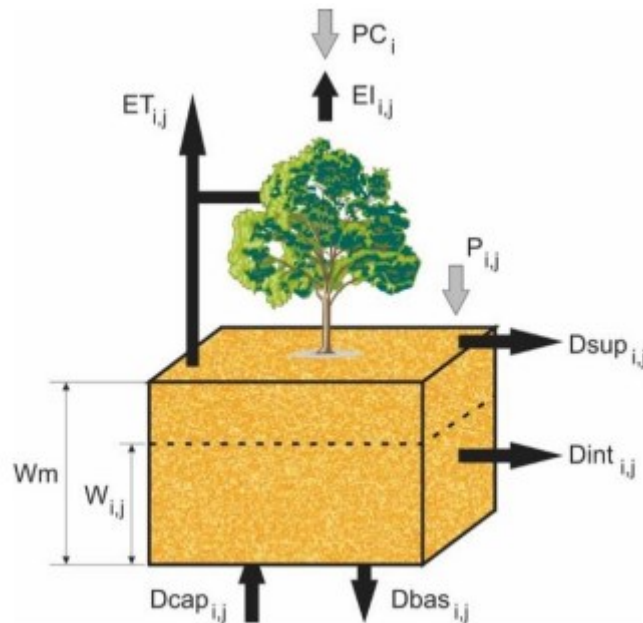
**Parâmetros de armazenamento residual ( $W_c$ ):** limita o escoamento subsuperficial e o escoamento subterrâneo, sendo pouco sensível em uma faixa razoável de valores e, em geral, é fixado em 10% da capacidade de armazenamento no solo ( $W_m$ ).

**Parâmetros de retardo do reservatório superficial (CS), de retardo do reservatório subsuperficial (CI) e de retardo do reservatório subterrâneo (CB):** parâmetros responsáveis pelo controle do retardo do escoamento dentro das células. Representam as interferências que o escoamento sofre durante o seu percurso até o exutório;

**Vazão de base (QB):** escoamento de água armazenada na camada subterrânea do solo.

O referido modelo é composto dos seguintes módulos: balanço de água no solo, evapotranspiração, escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo das células e escoamento na rede de drenagem (COLLISCHONN, 2006). O balanço hídrico é realizado de maneira independente para cada URH, utilizando as características e os parâmetros dos blocos (Figura 3.8).

Figura 3.8 – Esquema do balanço de água no solo do modelo MGB-IPH para uma URH.



Fonte: Buarque (2015).

Dessa forma, de acordo com a Figura 3.8, o volume de água armazenado no solo é dado pela Equação 3.1:

$$W_{i,j}^t = W_{i,j}^{t-1} + (P_{i,j} - ET_{i,j} - D_{sup_{i,j}} - D_{int_{i,j}} - D_{bas_{i,j}} - D_{cap_{i,j}})\Delta t$$

(Equação 3.1)

Onde: PC corresponde a precipitação total, EI a interceptação pela copa das árvores, ET pela evapotranspiração, P é a precipitação que chega no solo, Wm é a capacidade de armazenamento do solo, W é o armazenamento no solo, Dsup é o escoamento superficial, Dint é o armazenamento subsuperficial e Dbas é o escoamento subterrâneo (BUARQUE, 2015).

A interceptação é o processo de retenção de água da chuva na vegetação, e no MGB-IPH é representada através de um reservatório de volume máximo dependente da cobertura vegetal. Quanto mais densa a vegetação, maior o valor do IAF e maior a capacidade do reservatório de interceptação. A vantagem da utilização do IAF está no fato de que a capacidade de interceptação da bacia pode ser modificada ao longo do ano de acordo com o desenvolvimento da vegetação. A Equação 3.2 identifica o volume máximo de interceptação em um intervalo de tempo.

$$S_{max_j} = \alpha * LAI_j$$

(Equação 3.2)

Onde:  $S_{max_j}$  é o volume máximo de interceptação em um intervalo de tempo (mm),  $\alpha$  é um parâmetro com valor fixo igual a 0,2 mm e  $LAI_j$  são o índice de área foliar, que expressa a relação entre área de folhas e a respectiva área de solo ( $m \cdot m^{-1}$ ) (PAIVA, 2009).

A evapotranspiração é simulada através do método de *Penman Monteith*, onde se considera que a planta consegue utilizar toda a energia resultante do balanço de fluxos de radiação no topo da vegetação para evaporação, e a difusão de vapor d'água para fora das folhas e para a atmosfera são dificultadas pelas resistências superficial ( $r_s$ ) e aerodinâmica ( $r_a$ ), respectivamente. O método utiliza dados meteorológicos (temperatura do ar, insolação, velocidade do vento, pressão atmosférica e umidade relativa) e parâmetros relativos às características aerodinâmicas e dos estômatos das plantas.

Na geração do escoamento superficial se considera que o escoamento superficial é gerado somente em áreas saturadas, que são variáveis em função do nível geral de saturação da bacia, conforme processo Dunniano (PAIVA, 2009). Para tanto se utiliza uma relação probabilística entre umidade do solo e fração de área saturada (áreas onde a infiltração é nula), observada na Equação 3.3:

$$X = \left(1 - \frac{W}{W_m}\right)^{\frac{b}{b+1}}$$

(Equação 3.3)

onde  $X$  é a fração de área que está saturada,  $W$  é o volume armazenado no solo (mm),  $W_m$  é um parâmetro calibrável que representa a máxima capacidade de armazenamento do solo para a URH (mm) e  $b$  é um parâmetro calibrável que define o grau de heterogeneidade da capacidade de armazenamento de água no solo (adimensional).

A geração de escoamento subsuperficial é computada através de uma relação não linear com o armazenamento de água no solo, observada pela Equação 3.4:

$$D_{int_{ij}} = K_{int_{ij}} * \left(\frac{W_{ij}^{t-1} - W_{z_j}}{W_{m_j} - W_{z_j}}\right)^{\left(3 + \frac{2}{\lambda}\right)}$$

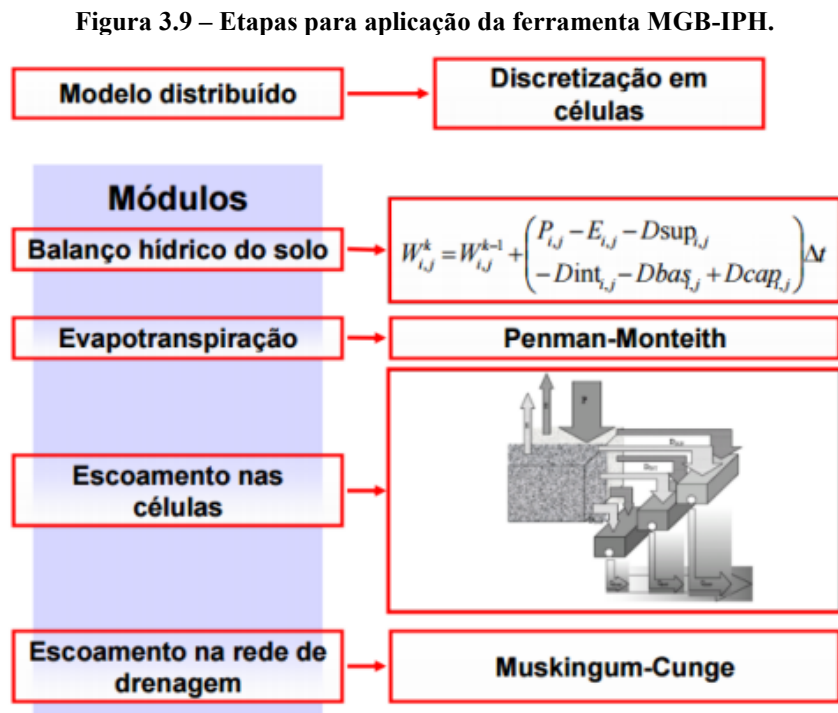
(Equação 3.4)

onde  $D_{int_{ij}}$  é o escoamento subsuperficial (mm),  $W_{z_j}$  é o mínimo volume armazenado no solo para haver geração de escoamento subsuperficial (mm),  $K_{int_{ij}}$  é o parâmetro de drenagem subsuperficial (mm. dia<sup>-1</sup>),  $\lambda$  (adimensional) é o índice de porosidade do solo;

O volume percolado no aquífero, em cada intervalo de tempo, é uma função linear do volume armazenado no solo (Equação 3.5):

$$D_{bas_{ij}} = K_{bas_j} * \frac{W_{ij}^{t-1} - W_{c_j}}{W_{m_j} - W_{z_j}} \quad (\text{Equação 3.5})$$

A Figura 3.9 resume as etapas citadas brevemente de forma simplificada.

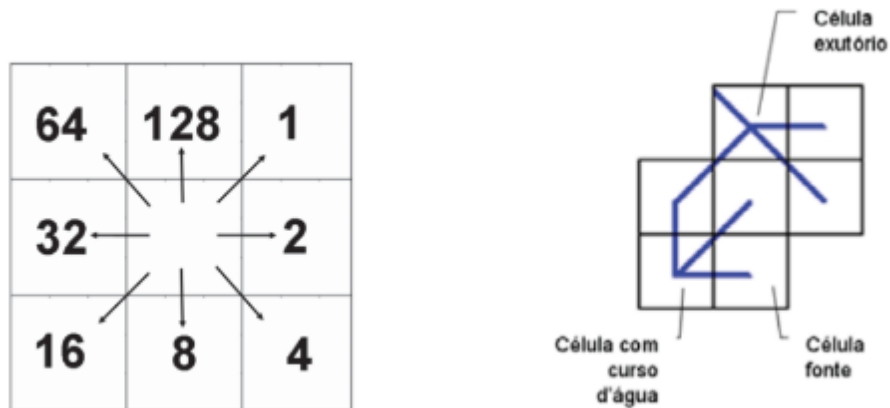


Fonte: Collischonn (2001).

A rede de drenagem une as células que estão divididas na bacia, onde cada célula escoar para uma de suas oito células vizinhas (Figura 3.9). O modelo diferencia células do tipo fonte, localizadas nas cabeceiras dos cursos da água, e células com curso de água. As células fontes não têm qualquer célula a montante, enquanto as células com curso da água estão à jusante de pelo menos uma célula. Nas células fontes, não é realizada a propagação na rede de drenagem,

mas apenas a propagação na célula, descrito acima. Nas células com curso da água, além da propagação na célula, é realizada a propagação na rede de drenagem (Figura 3.10).

**Figura 3.10 – Direção oito vizinhos próximos; Discretização de uma bacia em células e a rede de drenagem – as células onde a rede de drenagem inicia são células fontes.**



Fonte: COLLISCHON (2006).

Informações mais detalhadas sobre as equações utilizadas pelo modelo podem ser obtidas em Collischonn (2001), Collischonn et al. (2007), Paiva (2009) e Fan (2011).

### **Métodos Avaliadores dos Modelos**

A avaliação ou a medida dos desempenhos de um modelo é realizada de acordo com os objetivos fixados e critério escolhido (LIBOS, 2008). Há uma série de razões pelas quais os hidrólogos precisam avaliar o desempenho do modelo, dentre elas: fornecer uma estimativa quantitativa da capacidade do modelo de reproduzir dados históricos e futuros comportamentos das bacias hidrográficas; prover meios para avaliar melhorias na abordagem de modelagem por meio de ajuste dos valores dos parâmetros do modelo, modificações estruturais do modelo, a inclusão de informação adicional de observação, e representação de importantes características espaciais e temporais da bacia hidrográfica; (3) comparar os atuais esforços de modelagem com resultados de estudos anteriores.

A mais usual abordagem para avaliar o desempenho do modelo em termos de comportamentos é por meio da inspeção visual dos hidrogramas observados, procurando similaridades entre o

simulado e o observado. Uma avaliação objetiva, por outro lado, requer o uso de uma estimativa matemática do erro entre os resultados simulados e observados das variáveis hidrológicas - ou seja, critérios objetivos ou de eficiência. Os critérios de eficiência são definidos como medidas matemáticas de quão bem uma simulação de modelo se encaixa nas observações disponíveis (BEVEN, 2001).

Existem diversos critérios, sendo destacados aqui o coeficiente de *Nash-Sutcliffe* e coeficiente com logaritmo de *Nash-Sutcliffe*, largamente utilizados na literatura, como ocorrido em Libos (2008), Souza (2018), Meng et al. (2017), Durães (2010), Quintela e Fan (2017), Pereira et al. (2016), Fleischmann et al. (2018), Andrade et al. (2013) e Silva (2005).

O coeficiente de *Nash-Sutcliffe* (CNS) é utilizado na eficácia da simulação de modelos hidrológicos, varia entre  $-\infty$  e 1. Ele tende a 1 quando a vazão calculada tende em direção a vazão observada. Ele mede a fração da variância dos valores observados explicados pelo modelo (MOUSSA et al., 2007). Esse coeficiente é fortemente influenciado pelos erros das vazões máximas, mostrando-se altamente eficiente na avaliação da performance do modelo em eventos de cheia (LIBOS, 2008). É determinada pela Equação 3.6:

$$C_{NS} = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(t) - Q_{calc}(t))^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(t) - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (\text{Equação 3.6})$$

em que n é o número de observações, Qcalc é a vazão calculada e Qobs é a vazão observada.

Vários intervalos foram definidos para definir a acurácia dos modelos em simular a realidade. O Quadro 3.7 ilustra intervalos do coeficiente estabelecidos por dois autores, além da sua classificação em termos de eficiência da calibração.

**Quadro 3.7 – Intervalos do Coeficiente de *Nash-Sutcliffe*.**

Intervalo	Classificação	Referência
CNS > 0,65	Muito bom	Moriassi et al. (2007)
0,54 < CNS < 0,65	Bom	
0,5 < CNS < 0,54	Satisfatório	
CNS = 1	Ajuste Perfeito	van Liew et al. (2007)
CNS > 0,75	Adequado	
0,36 < CNS < 0,75	Satisfatório	
CNS < 0,36	Não satisfatório	

Usar o logaritmo dos fluxos, Coeficiente Log de *Nash-Stucliffe*, tem o efeito de reduzir a sensibilidade da métrica a altos fluxos e aumentar a sensibilidade aos fluxos de baixa e média faixa. O valor do coeficiente de *Nash-Sutcliffe* dos logaritmos das vazões (Nlog) tem valor máximo igual a 1 e recebe influência de erros nas vazões máximas, mas é mais fortemente influenciado pelas vazões mínimas do que o coeficiente Nash (N). Normalmente, valores de Nlog próximos da unidade significam que o modelo está simulando adequadamente os períodos de recessão do hidrograma e as estiagens (LIBOS, 2008).

$$NSE_{log} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{mod\_log,i} - Q_{obs\_log,i})^2}{\sum_{i=1}^N (Q_{obs\_log,i} - \overline{Q_{obs\_log}})^2} \quad (\text{Equação 3.7})$$

### 3.3.2.1 Modelos de Qualidade das Águas

A prevenção e controle da poluição dos recursos hídricos pressupõem o conhecimento da dinâmica de contaminação e da capacidade de recuperação do meio aquático. Nesse sentido, os modelos matemáticos de qualidade da água surgiram a partir da visão preditiva do controle ambiental, utilizado como ferramenta para avaliar os efeitos das ações antrópicas e propor alternativas para preservar os recursos hídricos (LIMA, 1997). Esta abordagem baseia-se no uso de equações que representam os processos de transporte e transformação de poluentes em corpos de água (FAN et al., 2013a).

A utilização dos modelos de qualidade da água, acrescidos aos resultados de monitoramento dos parâmetros de qualidade, pode auxiliar no planejamento dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, já que os modelos oferecem maior flexibilidade e menor custo, do que se alcançaria adotando-se apenas com o monitoramento (GOMES et al., 2018). Ao simular cenários futuros de desenvolvimento da bacia, a modelagem da qualidade da água é uma ferramenta que pode oferecer informações úteis para o gerenciamento da bacia, podendo ser incorporado no desenvolvimento da aplicação dos instrumentos estabelecidos pela Política Nacional de Recursos Hídricos, como enquadramento, outorga e cobrança pelo uso da água (SILVA, 2014).

Ao longo dos anos, vem sendo desenvolvida uma grande variedade de modelos matemáticos da qualidade da água. Considera-se como pioneiro o modelo matemático da qualidade da água de *Streeter-Phelps*, desenvolvido no ano de 1925, com o objetivo de avaliar o comportamento do oxigênio dissolvido após o lançamento de carga poluidora em um corpo receptor (SOUZA, 2018). O Quadro 3.8 ilustra outros modelos de qualidade de águas.

Alguns modelos apresentam acoplados no seu desenvolvimento a modelagem hidrológica com balanço hídrico e transformação de chuva em vazão, realizando também a simulação de qualidade das águas considerando diversos cenários, tais como SWAT, HSPF, SWRRB, AGNPS e SHE, já discutidos no tópico 3.3.2.1.

**Quadro 3.8 – Exemplos de Modelos de Qualidade das Águas Existentes.**

<b>Modelo</b>	<b>Desenvolvido por</b>	<b>Ano</b>	<b>Descrição</b>	<b>Citações</b>
PLOAD ( <i>Pollutant Loading Application</i> )	US EPA	2003	Realizar a modelagem da poluição difusa que ocorre em razão do escoamento superficial, principalmente durante o período chuvoso, que deteriora a qualidade da água dos mananciais, sobretudo pela lixiviação dos nutrientes advindos dos adubos usados nas plantações.	Lin et al. (2016)
WASP5 (5ª versão do Programa de Simulação de Análise da Qualidade da Água)	US EPA	1983	Permite que a complexidade do balanço de oxigênio dissolvido e da dinâmica em um corpo de água seja facilmente variada, desde uma simples interação entre oxigênio dissolvido e demanda biológica de oxigênio até uma dinâmica mais complexa entre fitoplâncton e nutrientes.	Gikas et al. (2009), Yannopoulos & Kaloyannis (2008)
QUAL2E	US EPA	1985	Baseia-se no pressuposto de que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão, são significativas apenas ao longo da direção do fluxo. Seu uso se estende à presença de múltiplas descargas poluidoras, pontos de retirada e tributários fluindo para o fluxo em estudo.	ParK e Lee (2002), McAvoy et al. (2003), Baldochi (2002), Bárbara (2006)
QUAL2K	US EPA	1991	O fluxo é conceituado como uma cadeia unidimensional de segmentos completamente misturados que são ligados sequencialmente através dos mecanismos de transporte e dispersão advectivos.	Hassanin (2007), Rashed e El-Sayed (2014)
QUAL-UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais	2007	Adaptado do QUAL2E, o modelo possui equações implementadas no software Microsoft Excel, e considera a modelagem unidimensional do corpo hídrico. Capaz de simular a reaeração atmosférica e seus efeitos no balanço de oxigênio dissolvido, o decaimento de matéria orgânica e coliformes, além de abranger as séries de fósforo e nitrogênio.	Gomes et al (2018), Teodoro et al. (2013)
SisBahia (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental)	Fundação Coppetec	1987	Estudo da dinâmica de processos nestes complexos sistemas ambientais	Santos (2012), Paula (2009)
WARM GIS ( <i>Water Resources Management GIS Integrated Tools</i> )	Universidade Federal do Rio Grande do Sul	2017	O modelo apresenta-se como uma atualização do modelo SAD-IPH, desenvolvido por Kayser (2011). Em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), este modelo pode ser aplicado para a simulação de parâmetros de qualidade da água de bacias hidrográficas, como DBO, OD, fósforo, nitrogênio e coliformes.	Costa (2016), Fan (2013a), Souza (2018)

### ***WARM-GIS***

O pacote de ferramentas Warm-GIS Tools consiste num conjunto de operações que visam facilitar a gestão de bacias hidrográficas em um ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Possibilita, a partir de uma base hidrográfica pré-definida, a inserção de dados de disponibilidade hídrica e de usos de água (retiradas, lançamentos de efluentes e reservatórios), permitindo a simulação quali-quantitativa e verificando os impactos dos usos sobre a disponibilidade e a qualidade da água (IPH, 2017).

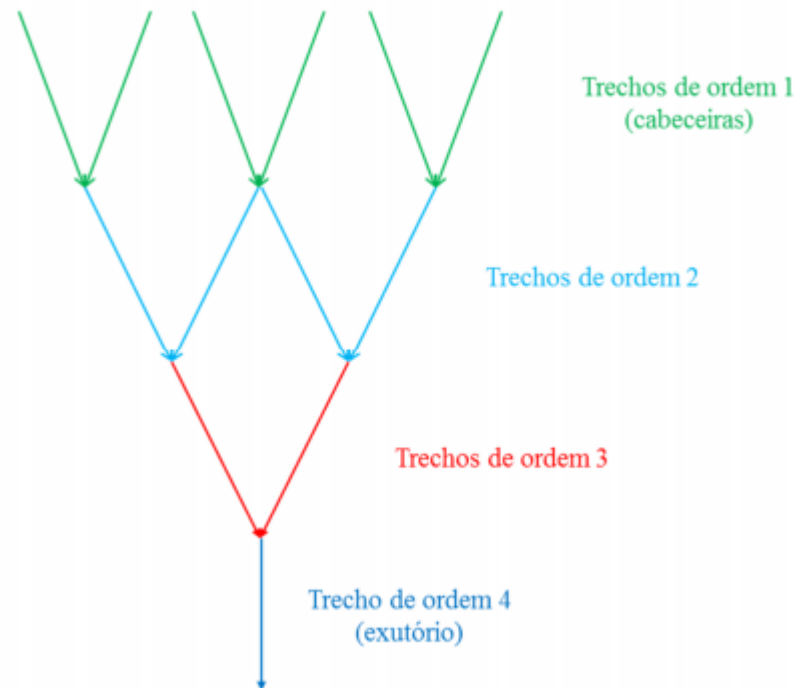
O modelo é operado em regime permanente, ou seja, sem variação no tempo, permitindo um retrato da bacia hidrográfica em um determinado momento (IPH, 2017). O pacote de ferramentas Warm-GIS é dividido em dois módulos distintos, a saber:

- *Módulo de Simulação de Balanço Hídrico*: realiza o balanço hídrico entre disponibilidades e demandas, permitindo a simulação de até 12 cenários simultaneamente;

- *Módulo de Simulação Integrada de Qualidade da Água e Balanço Hídrico*: realiza a simulação da qualidade da água, considerando os lançamentos de efluentes e captações de água, permitindo a simulação de apenas um cenário por vez.

O esquema de processamento do Warm-GIS Tools, de forma geral, é representado na Figura 3.11. Todos os trechos possuem codificações que identificam o trecho de jusante, além disso, possuem outro código que determinam a ordem do trecho. Primeiramente, são identificados todos os trechos de cabeceira (ou ordem 1), definindo-se uma condição inicial e verificando a existência de usuários de água e realizando as operações correspondentes. Uma vez simuladas todas as minibacias de ordem 1, são identificados os trechos de ordem seguinte, utilizando os resultados de montante e verificando os usos existentes na minibacia atual, e assim sucessivamente até chegar ao exutório.

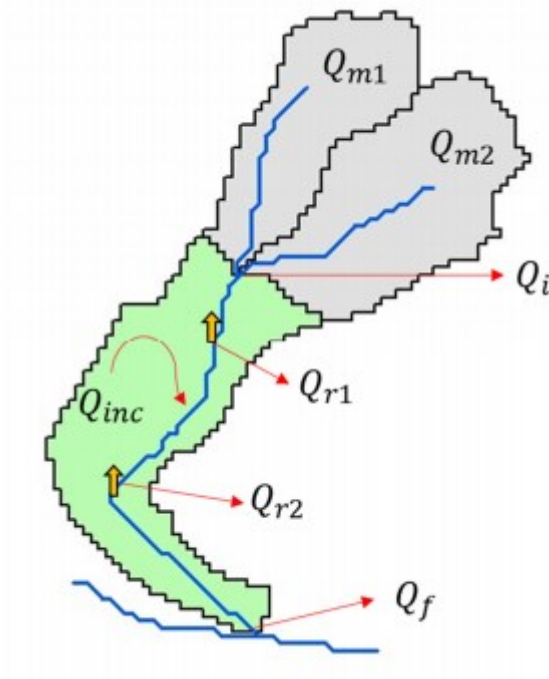
**Figura 3.11 – Esquema de Simulação por Ordem de Trecho no Modelo Warm GIS Tools.**



Fonte: IPH (2017).

No módulo de balanço hídrico, são contabilizados os pontos de captação inseridos no sistema, calculando-se a vazão remanescente e os possíveis déficits de não atendimento, caso a vazão remanescente atinja um nível inferior a um patamar mínimo (IPH, 2017). Os dados de retiradas podem ser considerados de forma pontual ou difusa, o primeiro com o fornecimento de pontos nos quais a captação será atribuída à minibacia sobre a qual estiver localizado o respectivo ponto, e o segundo com o fornecimento de polígonos sobre os quais se assume que exista uma retirada específica constante. A Figura 3.12 apresenta um esquema do modelo de balanço hídrico, onde as variáveis são explicitadas na sequência. As equações e desenvolvimento interno deste módulo podem ser consultadas em IPH (2017).

Figura 3.12 – Esquema de Representação do Módulo de Balanço Hídrico no Warm GIS Tools.



Fonte: IPH (2017).

Onde:

$Q_{m1}, Q_{m2}, \dots, Q_{mn}$  = vazões remanescentes nas minibacia de montante;

$Q_i$  = vazão inicial da minibacia;

$Q_{inc}$  = vazão incremental da minibacia;

$Q_{r1}, Q_{r2}, \dots, Q_{rn}$  = pontos de retirada localizados em qualquer local no interior da minibacia;

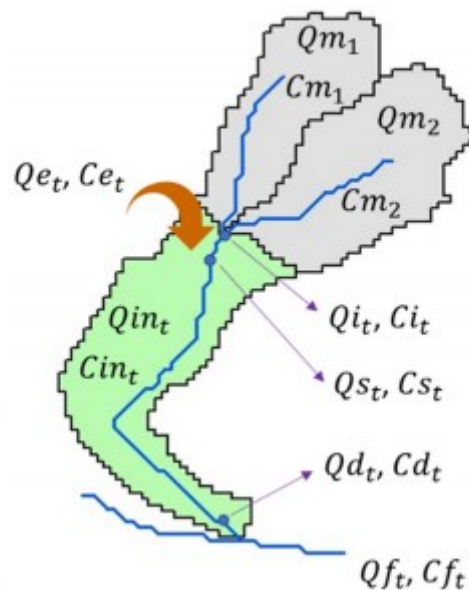
$Q_f$  = vazão remanescente final da minibacia.

Já o processo de modelagem qualitativa adotado pelo Warm-GIS Tools corresponde a inserção de lançamentos de efluentes de forma contínua no sistema hídrico, podendo ser incluídas também as abstrações de água, adotando um conjunto de soluções analíticas em regime permanente, utilizando modelos de transporte advectivo com reações cinéticas simplificadas (IPH, 2017). As equações utilizadas são apresentadas em Von Sperling (2007), todas em sua forma analítica de resolução. O módulo possibilita a modelagem dos constituintes: Demanda bioquímica de Oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido, nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes ou *E.coli*.

Os lançamentos de efluentes correspondem às cargas pontuais e difusas. As cargas pontuais são representadas por lançamentos diretos e contínuos, normalmente representadas por fontes oriundas do esgotamento urbano ou de indústrias. A inserção no modelo pode ser feita utilizando o próprio mapa, selecionando o local de lançamento com o cursor do mouse, ou então a partir de tabelas com dados de coordenadas e respectivas vazões e concentrações dos efluentes. As cargas difusas são caracterizadas em função do uso do solo, neste caso é possível inserir bases com a identificação de cada uso, juntamente com os respectivos valores característicos de carga específica gerada (kg/dia.ha).

Na Figura 3.13 são apresentadas as principais variáveis no processo de diluição e transformação dos constituintes de qualidade, sendo descritas logo a seguir.

**Figura 3.13 – Representação das principais variáveis de simulação por microbacia.**



Fonte: IPH (2017).

Sendo:

$Q_{mj}$  e  $C_{mj,p}$  = vazão e concentração final do trecho  $j$  à montante do trecho;

$Q_{it}$  e  $C_{it,p}$  = vazão e concentração inicial do trecho  $t$ ;

$Q_{et}$  e  $C_{et,p}$  = vazão e concentração das cargas pontuais existente em qualquer ponto da microbacia correspondente ao trecho  $t$ ;

$Q_{st}$  e  $C_{st,p}$  = vazão e concentração de mistura após a entrada das cargas pontuais no trecho t;  
 $Q_{dt}$  e  $C_{dt,p}$  = vazão e concentração após os processos de transformação dos constituintes ao longo do trecho t;  
 $Q_{fj}$  e  $C_{ft,p}$  = vazão e concentração final do trecho t, após a inserção da vazão e concentração incremental.

A seguir, foram apresentadas uma pequena descrição de cada etapa do processo de diluição e transformação dos constituintes considerados no modelo, baseados em IPH (2017).

- *Verificação das condições iniciais*: para os trechos de ordem 1, as vazões e concentrações no início do trecho são dados de entrada do modelo, de acordo com as relações expressas nas Equação 3.8 e 3.9:

$$Qi_t = perc * Qent_t, \text{ se Ord} = 1 \quad (\text{Equação } 3.8)$$

$$Ci_{t,p} = Co_{t,p}, \text{ se Ord} = 1 \quad (\text{Equação } 3.9)$$

Onde  $Qent_t$  é o valor de vazão de entrada fornecido pelo modelo e  $perc$  é um percentual que deve ser admitido para a condição inicial do trecho.  $Co_{t,p}$  representa a concentração inicial do parâmetro p para todos os trechos, fornecido como dado de entrada. Para os trechos de ordem superior, essas variáveis são dadas utilizando as saídas dos trechos de montante, de acordo com as relações expressas nas Equação 3.10 e 3.11:

$$Qi_t = \sum_{j=1}^{nM} Qm_j, \text{ se Ord} > 1 \quad (\text{Equação } 3.10)$$

$$Ci_{t,p} = \frac{\sum_{j=1}^{nM} (Cm_{j,p} * Qm_{j,p})}{\sum_{j=1}^{nM} Qm_{j,p}}, \text{ se Ord} > 1 \quad (\text{Equação } 3.11)$$

Onde  $nM$  é o número de trechos à montante, sendo normalmente igual a 3 para os modelos de discretização citados anteriormente.

- *Mistura da carga pontual no trecho de rio*: ocorre a diluição da carga pontual no curso principal do rio. Para efeito de simplificação, considera-se que o ponto de lançamento esteja localizado imediatamente no ponto inicial do trecho, logo após a confluência dos trechos de montante, ainda que o ponto esteja localizado em qualquer outra região da minibacia correspondente ao trecho. Também considera o somatório dos lançamentos e a diluição das concentrações, caso existam mais de um ponto de lançamento por minibacia. A vazão e concentração do trecho logo após a diluição da carga pontual será dada pelas Equação 12 e Equação 13:

$$Qs_t = Qi_t + Qe_t$$

(Equação 3.12)

$$Cs_{t,p} = \frac{(Ci_{t,p} * Qi_t) + (Ce_{t,p} + Qe_t)}{Qi_t + Qe_t}$$

(Equação 3.13)

- *Transformação dos constituintes ao longo do trecho*: são consideradas as transformações devido aos processos de decomposição, sedimentação, além de outras transformações dos constituintes simulados. As equações partem do esquema clássico do *Streeter-Phelps*, agregando-se, porém, outras variáveis, como a sedimentação da matéria orgânica, além da consideração dos elementos fosfatados e nitrogenados e da modelagem dos coliformes termotolerantes. As equações estão descritas para cada parâmetro (Equação 14 a Equação 21):

$$Cd_{t,DBO} = Cs_{t,DBO} * e^{-((K_d + K_s) * T)}$$

(Equação 3.14)

$$Cd_{t,OD} = Cod_s - ((Cod_s - Cs_{t,OD}) * e^{-(K_a * T)} + \left(\frac{K_d * Cs_{t,DBO}}{K_a - K_r}\right) * (e^{-(K_r * T)} - e^{-(K_a * T)}))$$

(Equação 3.15)

$$Cd_{t,PO} = Cs_{t,PO} * e^{-((K_{oi} + K_{spo}) * T)}$$

(Equação 3.16)

$$Cd_{t,PI} = Cs_{t,PI} * e^{-(K_{spi} * T)} + \left(\frac{K_{oi} * Cs_{t,PO}}{K_{spi} - K_{oi}}\right) * ((e^{-K_{oi} * T}) - e^{-(K_{spi} * T)})$$

(Equação 3.17)

$$Cd_{t,coli} = Cs_{t,coli} * e^{-(K_{coli} * T)}$$

(Equação 3.18)

$$Cd_{t,NO} = Cs_{t,NO} * e^{-(K_{oa}*T)} \quad (\text{Equação 3.19})$$

$$Cd_{t,NA} = Cs_{t,NA} * e^{-(K_{ai}*T)} + \left( \frac{K_{oa}*Cs_{t,NO}}{K_{ai}-K_{oa}} \right) * ((e^{-K_{oa}*T}) - e^{-(K_{ai}*T)}) \quad (\text{Equação 3.20})$$

$$Cd_{t,NN} = (Cs_{t,NO} - Cd_{t,NO}) + (Cs_{t,NA} - Cd_{t,NA}) + (Cs_{t,NI} - Cd_{t,NI}) + Cs_{t,NN} \quad (\text{Equação 3.21})$$

Sendo  $Cd_{t,DBO}$  a concentração resultante da DBO,  $Cd_{t,OD}$  do oxigênio dissolvido,  $Cd_{t,PO}$  do fósforo orgânico,  $Cd_{t,PI}$  do fósforo inorgânico,  $Cd_{t,coli}$  dos coliformes termotolerantes,  $Cd_{t,NO}$  do nitrogênio orgânico,  $Cd_{t,NA}$  do nitrogênio amoniacal e  $Cd_{t,NN}$  do nitrato. A descrição dos demais parâmetros encontra-se no Quadro 3.9.

**Quadro 3.9 – Descrição das Variáveis Consideradas nas Equações 3.6 a 3.19.**

Parâmetro	Descrição	Obtenção
$T$	tempo de percurso no trecho	razão entre a velocidade e o comprimento do trecho
$K_d$	Coeficiente de decomposição	parâmetro calibrado
$K_s$	Coeficiente de sedimentação	razão entre a veloc. de sedimentação da mat. orgânica ( $V_{smo}$ ) e a profundidade
$K_r$	Coeficiente de remoção	$K_d + K_s$
$K_a$	Coeficiente de reaeração	parâmetro calibrado
$C_{OD_s}$	Oxigênio dissolvido de saturação	Eq. em função da temperatura (Popel, 1979)
$K_{oi}$	Coeficiente de transformação do fósforo orgânico para inorgânico	parâmetro calibrado
$K_{spo}$	Coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico	razão entre a veloc. de sedimentação do fósf. orgânico ( $V_{spo}$ ) e a profundidade
$K_{spi}$	Coeficiente de sedimentação do fósforo inorgânico	razão entre a veloc. de sedimentação do fósf. inorgânico ( $V_{spi}$ ) e a profundidade
$K_{col}$	Coeficiente de decaimento dos coliformes termotolerantes	parâmetro calibrado
$K_{oa}$	Coeficiente de transformação do nit. orgânico para nit. amoniacal	parâmetro calibrado
$K_{ai}$	Coeficiente de transformação do nit. amoniacal para nitrito	parâmetro calibrado

Fonte: IPH, 2017.

- *Vazão incremental e cargas difusas*: considera-se a entrada da vazão gerada pela própria minibacia, correspondente ao trecho e de sua respectiva concentração resultante dos processos de entrada da carga difusa. Neste contexto, há várias simplificações, a começar por considerar a entrada incremental como uma fonte pontual ao fim do trecho, sendo que, a entrada contínua

e distribuída ao longo do segmento. Outra simplificação reside no fato de considerar toda a vazão incremental como decorrente do escoamento superficial, responsável por carrear a carga do uso do solo para o curso principal, sem considerar as porções subsuperficial e subterrânea. O modelo possui uma opção que inclui ou não a entrada de cargas difusas na simulação. No caso de serem incluídas, a concentração incremental da minibacia é então dada pela seguinte relação expressa pela Equação 3.22:

$$Cinc_{t,p} = \frac{\sum_{K=1}^{nU} (W_{t,p,u} * A_u)}{Q_{inct}} * 0,01157$$

(Equação 3.22)

Onde  $W_{t,p,u}$  é a carga atribuída ao tipo de solo U e ao parâmetro p, fornecido em kg/ha.ano,  $A_u$  é a área do tipo de solo U na minibacia e 0.01157 é um fator de conversão de unidades. No caso de não serem incluídas as cargas difusas, assume-se que a concentração incremental é igual a concentração inicial de cabeceira dos trechos.

- *Vazão e concentração final do trecho*: A vazão e concentração final do trecho se dará pela soma e diluição da carga incremental com as vazões e concentrações provenientes do processo de transformação dos constituintes ao longo do trecho (Equação 23 e Equação 24).

$$Cf_t = \frac{(Cd_t * Qs_t) + (Cin_t * Qin_t)}{Qs_t + Qin_t}$$

(Equação 3.23)

$$Qf_t = Qs_t + Qin_t$$

(Equação 3.24)

## 4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

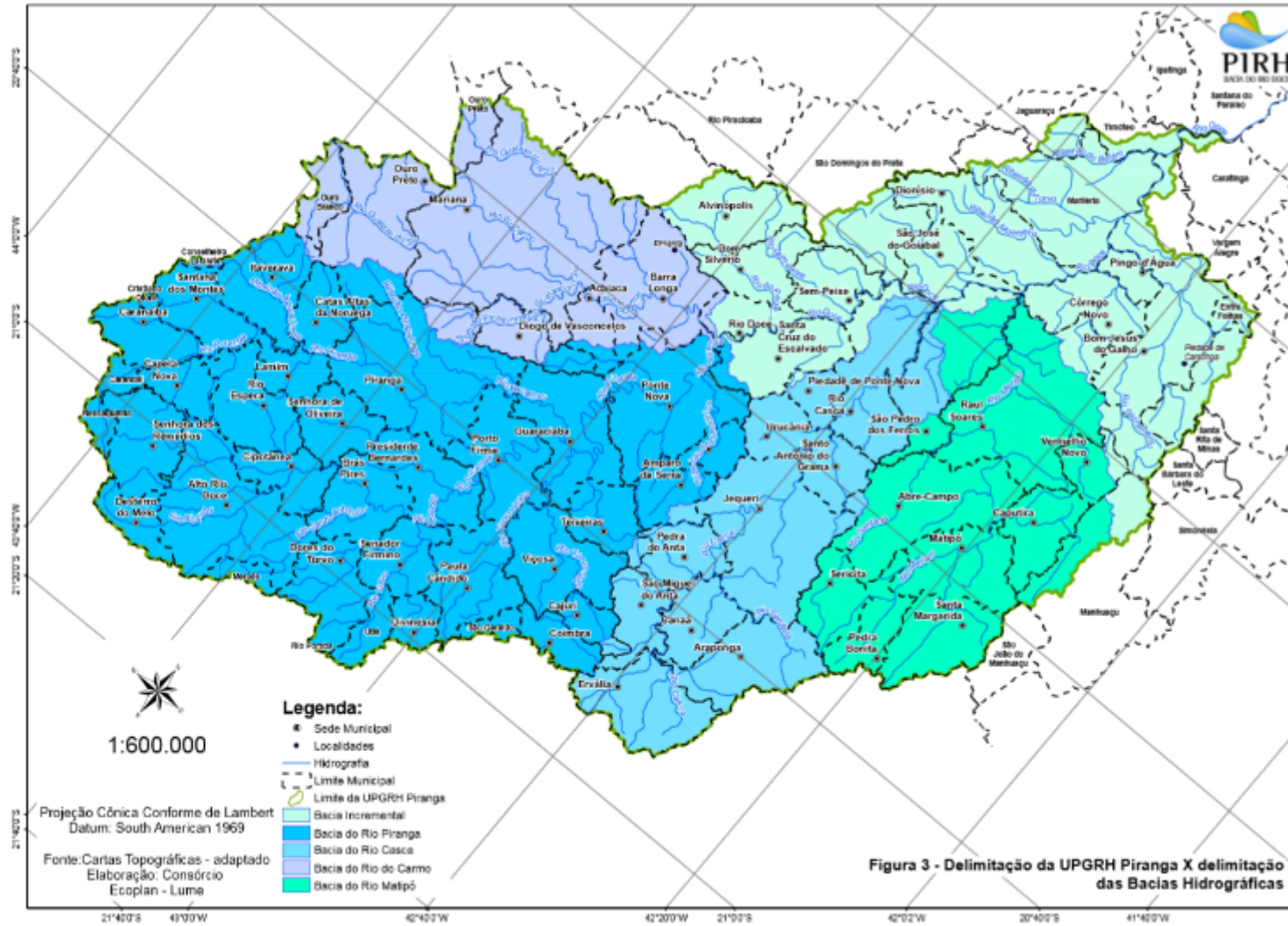
### 4.1 Localização e caracterização da área de estudo

A área de estudo deste trabalho está inserida na bacia do rio Doce, cuja área de drenagem abrange parte dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo (IGAM, 2010). No estado de Minas Gerais, a bacia do rio Doce é subdividida em seis UPGRHs, as quais correspondem ao Comitê da bacia do rio Piranga (DO01), do rio Piracicaba (DO02), do rio Santo Antônio (DO03), do rio Suaçuí (DO04), do rio Caratinga (DO05) e do rio Manhuaçu (DO06).

A UPGRH Rio Piranga (DO01), selecionada para o desenvolvimento desta pesquisa, é composta pelas bacias hidrográficas do rio Piranga propriamente dita, que ocupa uma área de 6.606 km<sup>2</sup>, pela bacia hidrográfica do rio do Carmo, com área de 2.278 km<sup>2</sup>, pela bacia do rio Casca, com área de 2.510 km<sup>2</sup> e pela bacia hidrográfica do rio Matipó, com 2.550 km<sup>2</sup> (Figura 4.1). No total, a área de drenagem total é de 15.919 km<sup>2</sup>, constituindo-se como a segunda maior UPGRH da bacia do Rio Doce, em termos de área.

O Rio Piranga nasce no município de Ressaquinha, cuja sede não está inserida na bacia do Rio Doce. Percorre uma distância de 470 km e, no encontro com o ribeirão do Carmo, passa a ser chamado de Rio Doce. Seus principais afluentes são os rios São Bernardo, Xopotó, Turvo Limpo e Oratórios. Já após a confluência com o Ribeirão do Carmo temos as bacias do Rio Matipó, Rio Casca e Rio Sacramento.

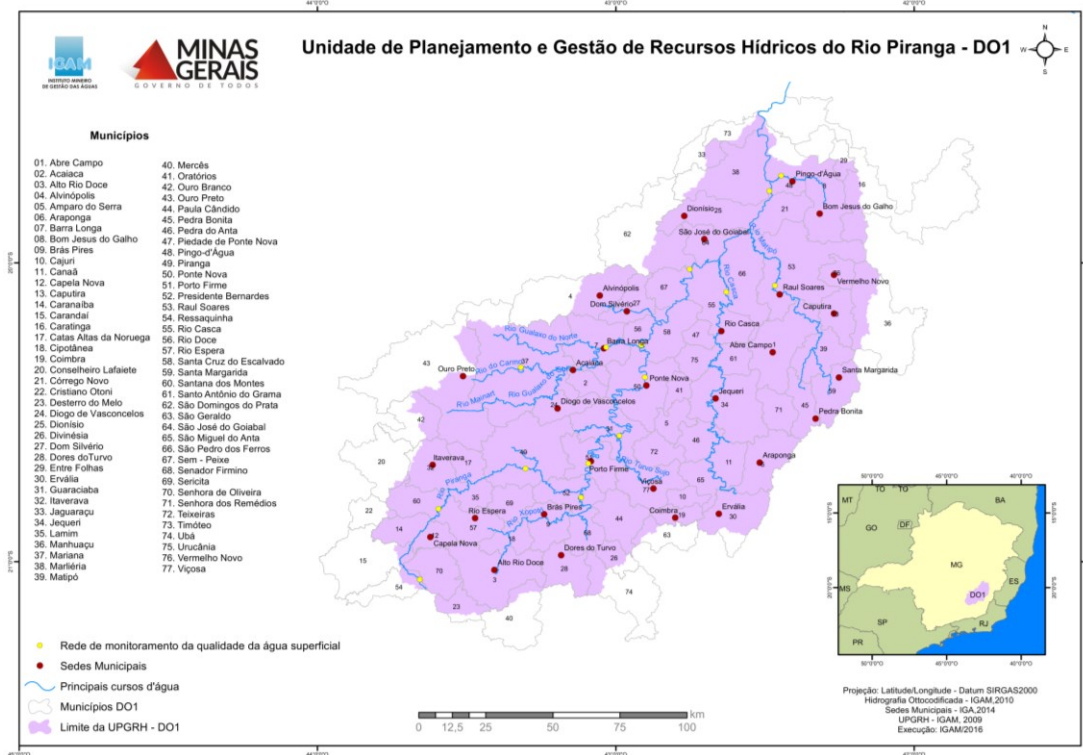
Figura 4.1 - Delimitação das Bacias Hidrográficas contidas na UPRGH DO01.



Fonte: IGAM (2010).

A área da UPGRH abrange um total de 77 municípios mineiros, sendo 58 totalmente inseridos na bacia (Figura 4.2). A população residente nesta região é de cerca de 700 mil pessoas, sendo que 64% residem em áreas urbanas (IGAM, 2010).

Figura 4.2 – Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos do rio Piranga – MG.



Fonte: IGAM (2013).

A UPGRH ocupa território de vários municípios mineiros que se encontram classificados, principalmente, nas mesorregiões Zona da Mata e Campos das Vertentes e em microrregiões como Ponte Nova, Viçosa, Manhuaçu, Conselheiro Lafaiete e Barbacena. Ainda, apresenta localização privilegiada em relação a capital mineira, Belo Horizonte, e de outros mercados consumidores, como o Vale do Aço, a região de Juiz de Fora, o mercado capixaba com a sua capital Vitória e regiões fluminenses no norte do estado do Rio de Janeiro (CARVALHO, 2014).

Na área da UPGRH DO1 predomina o domínio do bioma da Mata Atlântica, sendo as áreas mais preservadas concentradas próximas as nascentes do rio do Carmo e seus afluentes e na calha do rio Doce, próximo ao Parque Estadual do rio Doce. Ainda, áreas prioritárias para

preservação coincidem com todas as áreas onde estão inseridas as unidades de conservação integral, como as nascentes dos rios Casca, Santana, do Carmo e Gualaxo do Sul e ainda onde está inserido o Parque Estadual do rio Doce (ANA, 2013).

Neste sentido, a área de estudo destaca-se por apresentar, de acordo com o seu Plano de Recursos Hídricos (IGAM, 2010), baixa preocupação dos estabelecimentos rurais no que diz respeito a conservação de rios, açudes e a vegetação de entorno, concentrando ações conservacionistas em nascentes.

## **4.2 Métricas de Paisagem**

As métricas paisagísticas quantificam os dois elementos fundamentais de um padrão paisagístico: composição e configuração. Composição refere-se ao número e quantidade de cada tipo de mancha, sem considerar as características espaciais das manchas individuais ou a sua colocação e localização na paisagem. Já a configuração se refere à disposição espacial e à distribuição das diferentes classes de ocupação do solo. Por poderem quantificar a composição e configuração da paisagem, métricas configuram-se como ferramentas fundamentais para o planejamento e a tomada de decisões no âmbito do manejo da paisagem e tem sido ferramentas muito usadas para a gestão de bacias hidrográficas

Tanto a composição quanto a configuração podem ser analisados em três níveis, a partir da observação da agregação das manchas na paisagem. As métricas podem se referir às manchas individualmente, a seu arranjo em uma ou mais classes (de acordo com sua natureza) e, por fim, na agregação de todas as classes, compondo a paisagem observada.

Três categorias se provaram significantes no arranjo espacial associado a paisagens. As métricas utilizadas na avaliação unidade de planejamento do Rio Piranga (Quadro 4.1), foram selecionadas haja vista sua significância para o arranjo espacial associado como zonas ripárias: tamanho/forma/densidade, isolamento/proximidade e contágio/interpensão (DEUTSCHEWITZ et al., 2003). Foram analisadas a nível de classe e paisagem, não sendo relevante a avaliação das manchas individualmente.

Métricas da paisagem relacionadas à configuração espacial, isolamento, interconectividade e distribuição da vegetação ripária foram calculados dentro de cada unidade de amostragem para cada classe usando o software FRAGSTATS, versão 4.2. Fernandes et al. (2011) aponta nas vantagens de usar métricas de diversas categorias como abordagem complementar no

entendimento da área, uma vez que unir métricas de área/densidade e forma a métricas de conectividade, por exemplo, ajuda na caracterização da estrutura da vegetação ripária existente e auxiliando da identificação de trechos mais degradados pelas ações humanas.

A fim de caracterizar os cenários propostos durante a avaliação, foram utilizadas métricas associadas a mancha, isolamento e conectividade, uma vez que as ligações entre tais índices e processos ecológicos são frequentemente vistos como relativamente claros e, essas métricas são mais comumente utilizadas para quantificar as mudanças estruturais associadas a perda de fragmentação florestal (KUPFER, 2012), danos comumente observados em zonas ripárias. A utilização deste índice complementa a avaliação utilizando o modelo hidrológico e o modelo de qualidade das águas, fornecendo um panorama das condições da paisagem diante das proposições feitas.

**Quadro 4.1 – Métricas Adotadas na Avaliação.**

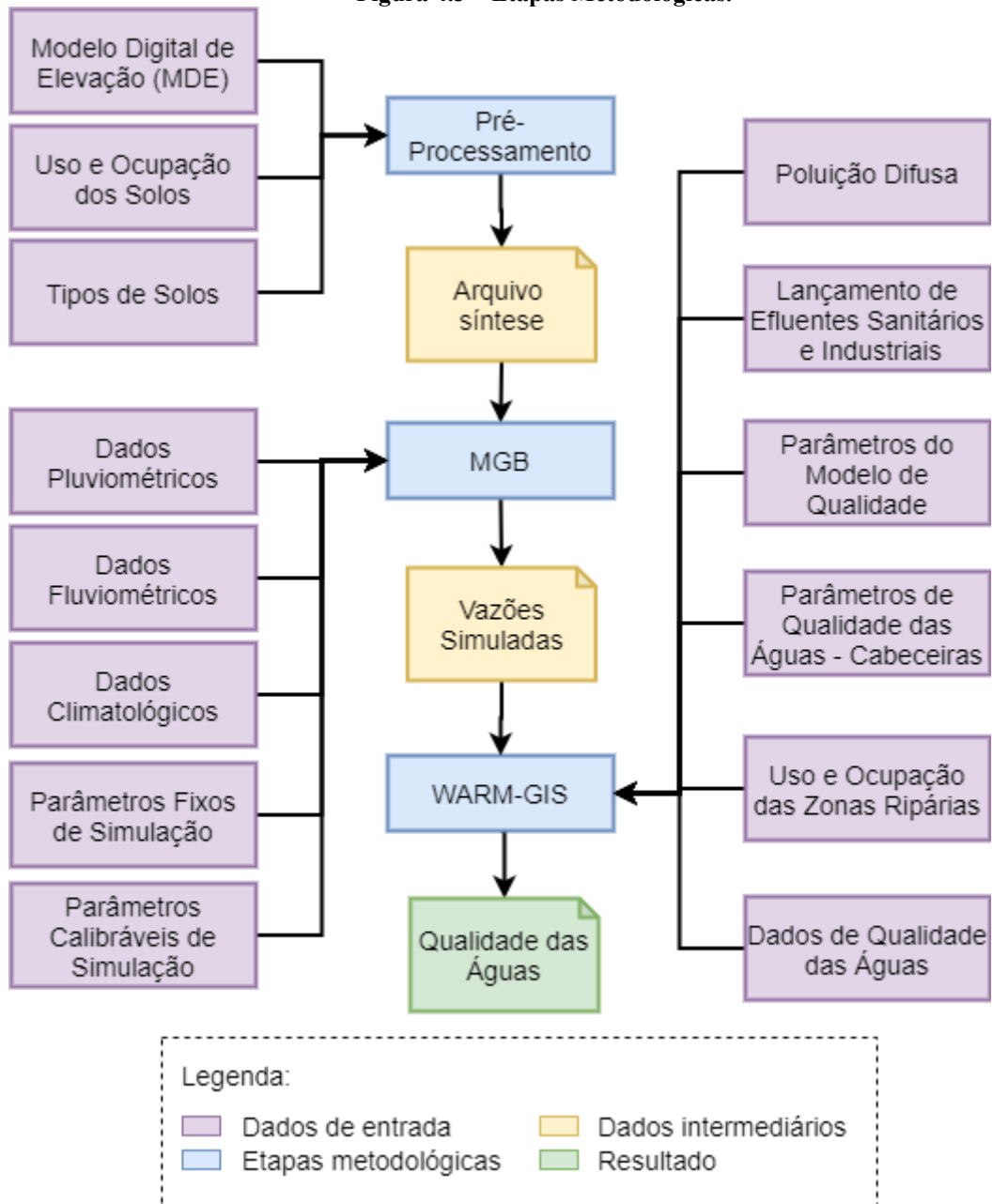
CLASSE	
Métricas	Índice
Tamanho/Forma/Densidade	PLAND - Porcentagem de Paisagem que determinado uso do solo ocupa
	SHAPE - Forma – Média e Desvio Padrão
	FRAC - Índice de Dimensão Fractal – Média e Desvio Padrão
Isolamento / Proximidade	ENN – Distância aoVizinho mais próximo – Média e Desvio Padrão
Contágio/Interpersão	IJI - Índice de Interspersão e Justaposição
PAISAGEM	
Tamanho/Forma/Densidade	LPI - Tamanho do Maior Fragmento
	AREA - Distribuição das Áreas dos Fragmentos
	SHAPE - Forma – Média e Desvio Padrão
	PARA - Raio Área Perímetro
Diversidade	PRD - Densidade de Riqueza de Fragmento
	SHDI - Índice de diversidade de Shannon's
	SIDI – Índice de Biodiversidade de Simpsons.

### 4.3 Modelagem da Qualidade das Águas

A modelagem da qualidade das águas foi dividida em três etapas principais: pré-processamento, definição das vazões de cada seção utilizando o MGB-IPH e simulação de qualidade das águas utilizando o modelo Warm GIS. O fluxograma geral das etapas pode ser observado a seguir, na Figura 4.3, sendo detalhados nos tópicos 4.3.1 a 4.3.3 cada etapa metodológica. O período avaliado contemplou os anos de 2005 a 2014. Apesar da disponibilidade de dados a partir de 2015, com o incidente envolvendo o rompimento de uma barragem de rejeitos dentro das

dependências da área de estudo, o cenário se torna bem diferenciado, desviando do foco principal deste trabalho. Além disso, o recorte foi feito até 2014 uma vez que os dados de vazão disponibilizados pelas estações fluviométricas se encontravam consistidos até 2014, não sendo relevante para esse trabalho a realização de consistência dos dados de cada estação utilizada. Para fins de modelagem, os dados entre 2008 e 2014 foram utilizados para calibração do modelo e 2005 a 2007 para posterior validação.

**Figura 4.3 – Etapas Metodológicas.**



#### 4.3.1 Pré-Processamento - *HydroTools*

A unidade de trabalho adotada na determinação de vazões pela ferramenta MGB é a minibacia. Cada trecho de drenagem possui uma área de contribuição própria, na qual a água precipitada é conduzida diretamente para aquele segmento, sendo esta área denominada minibacia. O objetivo do pré-processamento é obter estas regiões e, complementarmente, com informações de litologia do solo e uso e ocupação do solo, obter as unidades de resposta hidrológica (URH), reunidas em um único arquivo, intitulado *MINI.gtp*, em formato de tabela. Este produto fornece informações pertinentes às características físicas da bacia, como área de drenagem de cada minibacia, comprimento do trecho inserido em cada minibacia, declividade, ordem do curso d'água, entre outros discriminados no Quadro 4.2.

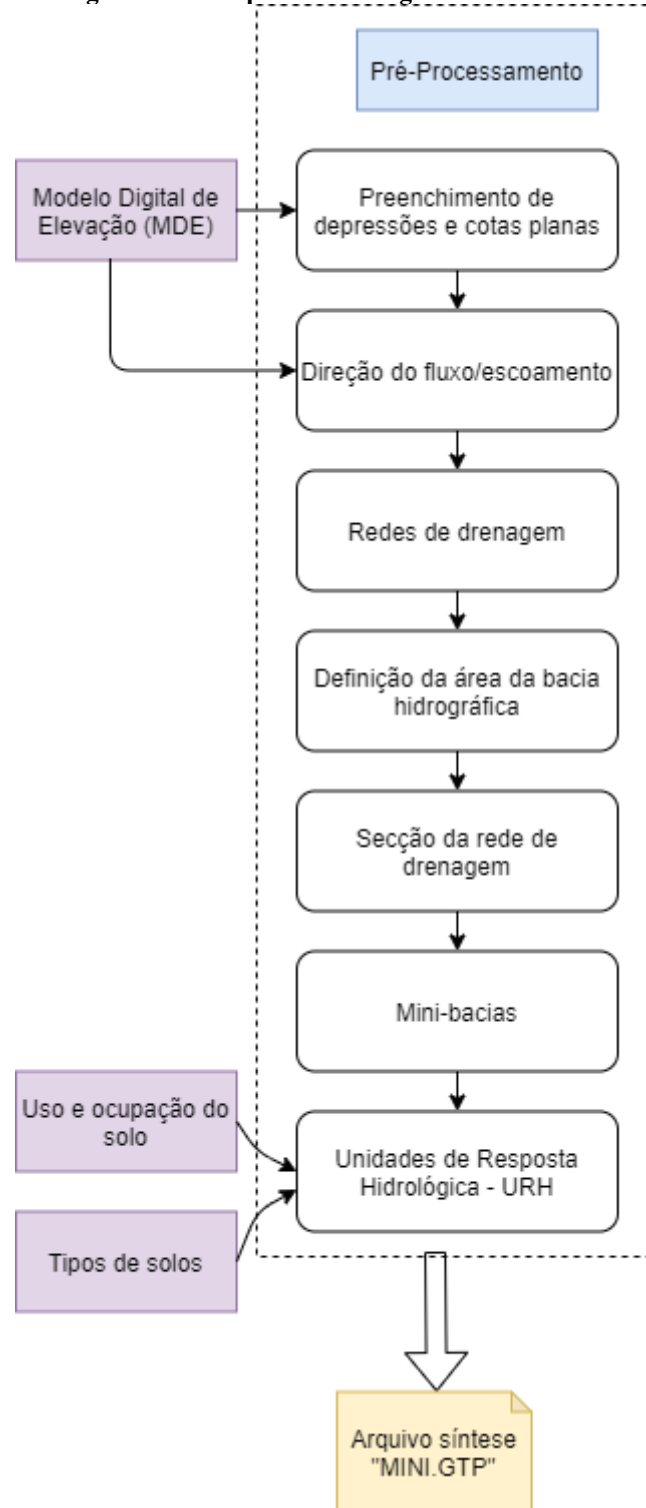
**Quadro 4.2 – Campos Detalhados do Arquivo Síntese “Mini.GTP”.**

<b>Campo</b>	<b>Detalhamento</b>
CatID	Código original (obtido no MapWindow) da minibacia.
Mini	Número da minibacia em ordem topológica (montante a jusante).
Xcen e Ycen	Coordenadas dos centróides da minibacia.
Sub	Sub-bacia a qual pertence a minibacia.
Area	Área de drenagem da minibacia (km <sup>2</sup> ).
AreaM	Área de drenagem total a montante de cada minibacia (km <sup>2</sup> ).
Ltr	Comprimento do rio principal que atravessa a minibacia.
Str	Declividade do rio principal que atravessa a minibacia.
Lrl	Comprimento do afluente mais longo dentro da minibacia.
Srl	Declividade do afluente mais longo dentro da minibacia.
MiniJus	Número da minibacia localizada imediatamente a jusante.
Ordem	Ordem do curso d'água da minibacia.
Hdr	Campo do tipo de propagação da vazão no trecho de rio da minibacia.
BLC_X	Porcentagem da área da minibacia em que existe cada uma das URHs (onde X varia de acordo com o número de URHs existentes).

Fonte: Silva (2017).

A Figura 4.4 ilustra as etapas metodológicas.

**Figura 4.4 – Etapas Metodológicas – Pré-Processamento.**



Os dados de entrada para esta etapa são os modelos MDE, uso e ocupação do solo e pedologia do solo, descritos a seguir.

Os modelos digitais de elevação (MDE) são ferramentas de estudo de terreno e de análises das variáveis geomorfológicas e hidrológicas, que fornecem informações básicas para caracterizar

os atributos topográficos do terreno. Para obtenção de informações referentes a declividades, fluxos e redes de drenagem, foram utilizadas imagens do projeto TOPODATA (Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil) com resolução espacial de 30m (DSR, 2019).

O mapeamento do uso e cobertura do solo utilizados são provenientes da plataforma da Fundação Brasileira para Desenvolvimento Sustentável (FBDS, 2019). A classificação supervisionada realizada nesta plataforma se utiliza de imagens *RapidEye*, com ano base de 2013. O mapeamento abrangeu 6 classes de uso e cobertura (Quadro 4.3). Considerando processamentos posteriores visando redução de Unidades de Resposta Hidrológicas (URHs) geradas, reclassificou-se a classe Silvicultura para Área antrópica.

**Quadro 4.3 – Descrição das classes de uso do solo.**

<b>Classes</b>	<b>Descrição</b>
Formação florestal	Vegetação arbórea nativa com dossel contínuo
Formação não florestal	Vegetação arbustiva ou herbácea nativa
Água	Espelho d'água contínuo
Área edificada	Áreas edificadas
Área antropizada	Áreas desprovidas de cobertura vegetal natural
Silvicultura	Cultivo de <i>Eucalyptus sp.</i> ou <i>Pinus sp.</i>

Fonte: FBDS, 2019.

A camada dos solos foi obtida por um projeto de parceria entre Universidade Federal de Viçosa (UFV), CETEC e Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM), que gerou o produto Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais, disponibilizado na escala de 1:650.000, no formato *raster* (UFV, 2010).

Foi feita a reclassificação dos solos utilizando a característica do potencial de escoamento superficial de cada tipologia (Quadro 4.4), baseando-se em Fan (2010a). Os solos com características semelhantes foram agrupados.

**Quadro 4.4 – Reclassificação dos tipos de solo.**

<b>Tipo de solo</b>	<b>Reclassificação</b>
Água	Água
Argissolos	Médio potencial de escoamento superficial
Cambissolos	Alto potencial de escoamento superficial
Chernossolos	Solos de várzea
Gleissolos	Solos de várzea
Latossolos	Baixo potencial de escoamento superficial
Neossolos	Alto potencial de escoamento superficial
Plintossolos	Médio potencial de escoamento superficial

Fonte: Fan (2010a).

Como observado na Figura 4.4, dentre as etapas metodológicas, e utilizando os dados de entrada, foi feita a correção do raster, preenchendo depressões e cotas planas com cotas inferiores à vizinhança utilizando o modelo digital de elevação (MDE) (FAN, 2010b). Posteriormente, as direções do fluxo/escoamento de cada célula e a geração de redes de drenagem foram definidas a partir de um número de células através de atribuição de valores delas, respectivamente. Foi estabelecido a rede de drenagem com o grau de detalhamento das seções que fosse capaz de perceber as nuances mais sensíveis entre os cenários avaliados (SILVA e ROSA, 2017).

Para determinação da bacia hidrográfica, foi determinado o local para onde converge todo o escoamento superficial gerado no interior da bacia drenada por este rio, também conhecido como exutório. A próxima etapa consistiu na segmentação da rede de drenagem, sendo esta realizada entre os pontos de confluência a montante e a jusante de um mesmo trecho do rio ou, para aqueles trechos nos extremos à montante até a primeira confluência (FAN et al., 2010b). Considerando cada trecho de drenagem, foram estabelecidas 11.121 minibacias dentro da área de estudo.

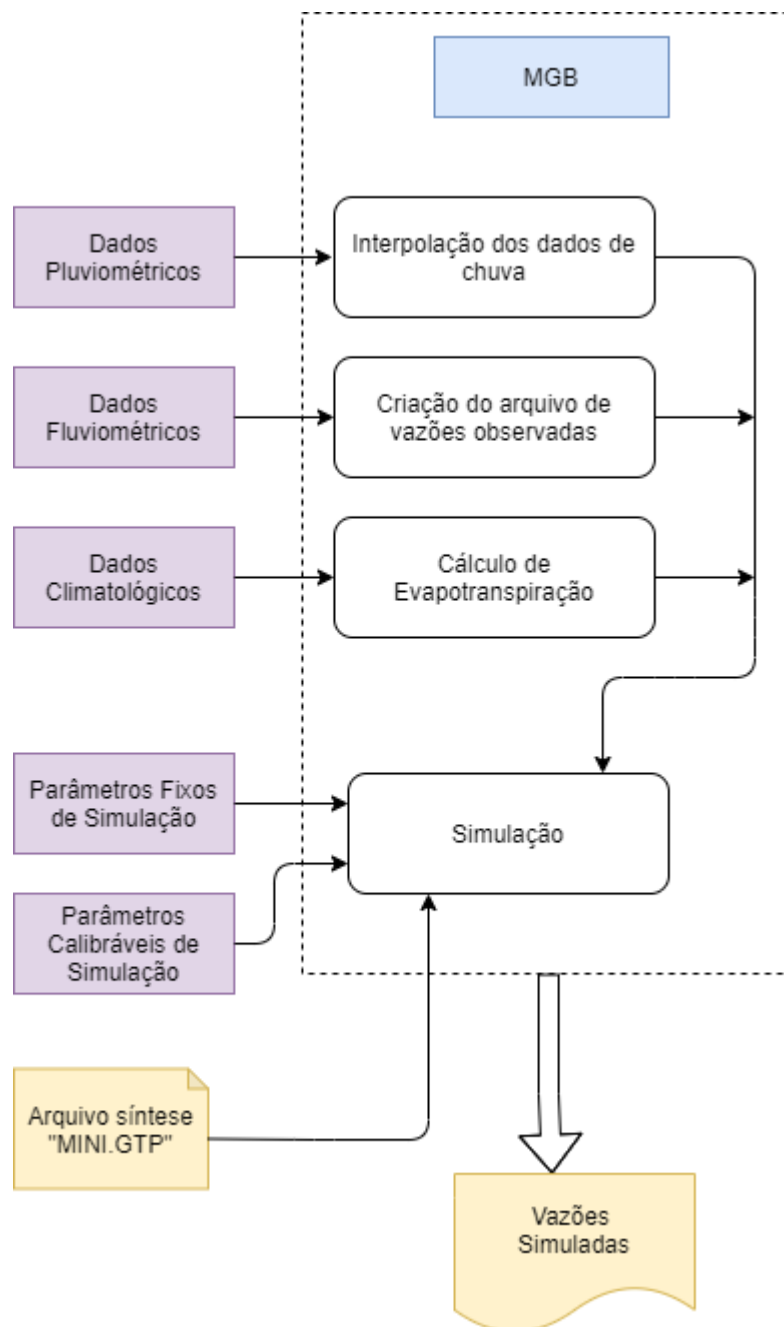
Após delimitação das minibacias, foram definidas as Unidades de Resposta Hidrológica (URH). As URHs são definidas como regiões que apresentam características hidrológicamente semelhantes (FAN, 2010a). Devido ao processamento mais extenso, foram feitos agrupamentos no sentido de minimizar a quantidade de classes de URHs (afloramentos rochosos na litologia do solo e área edificada foram agrupados por exemplo), porém garantindo características semelhantes em termos físicos e hidrológicos da UPGRH, sendo obtidas ao final do processo 11 classes.

Ao final, com as minibacias estabelecidas, e considerando as classes de URHs criadas, foram analisadas as proporções de cada classe de URH dentro de cada minibacia, em porcentagem, e obtido um arquivo que sintetiza todas essas informações. Dessa forma, cada minibacia apresenta características únicas em termos de proporções de diversas classes de uso e tipologia de solos, além de características físicas únicas.

#### 4.3.2 Determinação de Vazões - Modelo de Grandes Bacias (MGB)

O Modelo de Grandes Bacias – MGB fornece as vazões em cada minibacia. A Figura 4.5 ilustra as etapas metodológicas, bem como os dados de entrada utilizados para obtenção das vazões simuladas na unidade de planejamento do rio Piranga.

**Figura 4.5 – Etapas Metodológicas - MGB.**



Os dados de entrada incluem as unidades de resposta hidrológicas – URH, dados climatológicos, pluviométricos e fluviométricos e os parâmetros fixos e calibráveis associados a simulação da qualidade das águas. Para a calibração do modelo, ressalta-se que o período de dados de todas as informações de entrada deve ser o mesmo, para este caso entre 2008 e 2014.

Os dados climatológicos requeridos na entrada da simulação da qualidade das águas incluem temperatura do ar, velocidade do vento, pressão atmosférica, insolação e umidade do ar. Estes foram obtidos junto ao site do Instituto Nacional de Meteorologia para a estação de Viçosa (COD 83642) localizada dentro da área de estudo (Quadro 4.5), para determinação da evapotranspiração na região.

**Quadro 4.5 – Estação climatológica utilizada neste trabalho.**

Código	Obtenção	Estação	X	Y
83642	INMET	Viçosa	722800	7702938

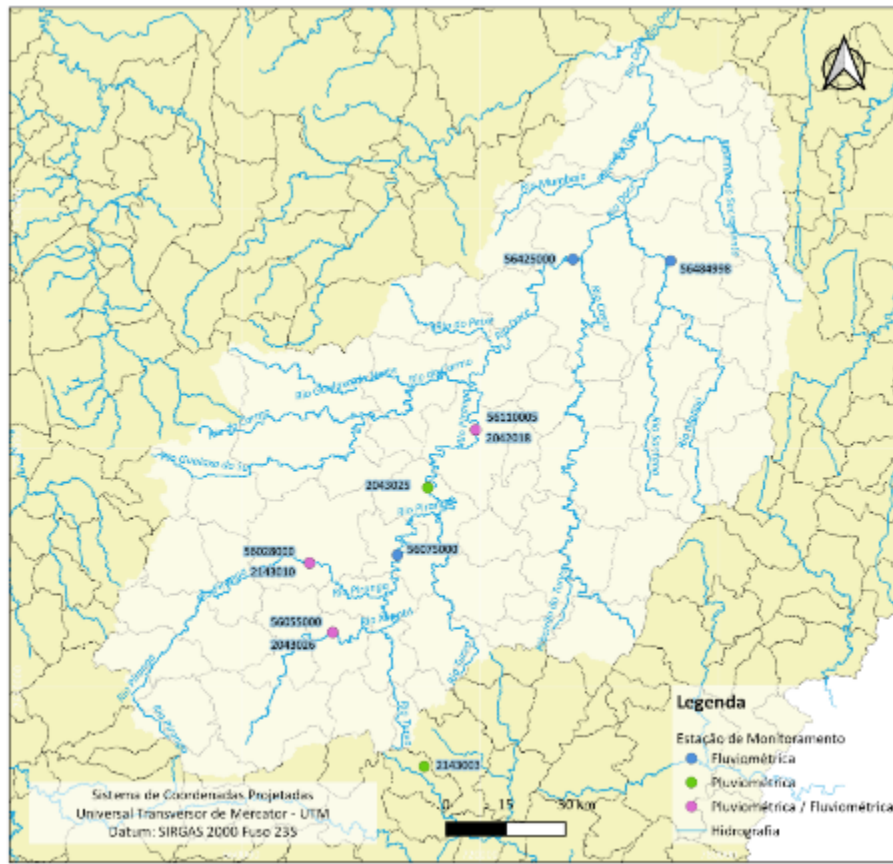
Os dados de precipitação e vazão são disponibilizados pelo órgão Agência Nacional de Águas (ANA), pela plataforma Hidroweb v3.0.6 (ANA, 2019). Foram selecionadas estações inseridas na área de estudo com dados disponíveis para o período de avaliação (2005-2014), visualizadas no Quadro 4.6 e Figura 4.6.

Os dados de precipitação foram interpolados para toda a UPGRH do rio Piranga. É fundamental que não haja nenhum ano que não exista ao menos uma estação com dados completos de chuva. Os dados de vazão calculados pela ferramenta MGB foram comparados aos dados de vazão observados nas estações fluviométricas. Nesta etapa, foi necessário associar a estação fluviométrica à respectiva minibacia.

**Quadro 4.6 – Estações fluviométricas, pluviométricas e climatológicas adotadas neste trabalho.**

Código	Obtenção	Estação	Tipo	X	Y
2143003	ANA	Desterro do Melo	Pluviométrica	705950	7660057
2143010	ANA	Piranga	Pluviométrica	677118	7711169
2043026	ANA	Brás Pires	Pluviométrica	682919	7693730
2043025	ANA	Usina da Brecha (Guaraciaba)	Pluviométrica	706813	7730087
2042018	ANA	Ponte Nova	Pluviométrica	718879	7744548
56028000	ANA	Piranga	Fluviométrica	677117	7711169
56055000	ANA	Brás Pires	Fluviométrica	682919	7693730
56075000	ANA	Porto Firme	Fluviométrica	699167	7713169
56110005	ANA	Ponte Nova	Fluviométrica	718880	7744640
56425000	ANA	Fazenda Cachoeira Dantas	Fluviométrica	743324	7787444
56484998	ANA	Raul Soares Montante	Fluviométrica	767867	7787086

Figura 4.6 – Estações Pluviométrica e Fluviométricas na Área de Estudo.



Entre os parâmetros fixos, temos as variáveis albedo, índice de área foliar (IAF), altura média das árvores e resistência superficial foram determinados com base na literatura difundida na área (p.ex. Araújo, 2017; Collischonn, 2001; Silva, 2014). Os valores foram determinados em função das Unidades de Resposta Hidrológicas (URH) definidas e sazonalidade. O Entre as Tabela 4.1 e Tabela 4.4, são apresentados os valores utilizados, com valores variando entre as URHs e os meses do ano, devido a sazonalidade.

Tabela 4.1 – Valores Estabelecidos para o Parâmetro de Vegetação Albedo.

URHs	Albedo											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	0,16	0,16	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,16	0,16	0,16
2	0,16	0,16	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,16	0,16	0,16
3	0,16	0,16	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,16	0,16	0,16
4	0,25	0,25	0,25	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,25	0,25	0,25
5	0,11	0,11	0,11	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,11	0,11	0,11
6	0,11	0,11	0,11	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,11	0,11	0,11
7	0,11	0,11	0,11	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,11	0,11	0,11
8	0,25	0,25	0,25	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,25	0,25	0,25
9	0,25	0,25	0,25	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,25	0,25	0,25
10	0,25	0,25	0,25	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,25	0,25	0,25
11	0,08	0,08	0,08	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,08	0,08	0,08

Tabela 4.2 – Valores Estabelecidos para o Parâmetro de Vegetação Índice de Área Foliar.

Índice de Área Foliar												
URHs	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	3	3	3	2	2	2	2	2	2	3	3	3
2	3	3	3	2	2	2	2	2	2	3	3	3
3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	3	3	3
4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
5	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
7	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
8	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
9	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
10	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 4.3 – Valores Estabelecidos para o Parâmetro de Vegetação Altura Média das Árvores.

Altura Média das Árvores												
URHs	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
2	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
3	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
5	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
6	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
7	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
8	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	1
9	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	1
10	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	1
11	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

Tabela 4.4 – Valores Estabelecidos para o Parâmetro de Vegetação Resistência Superficial.

Resistência superficial												
URHs	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
2	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
3	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80
6	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80
7	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80
8	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70
9	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
10	65	65	65	65	65	65	65	65	65	65	65	65
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Os valores dos parâmetros calibráveis foram determinados em função das Unidades de Resposta Hidrológicas (URH) definidas. Os valores adotados basearam-se na literatura (COLLISCHONN, 2006; BUARQUE, 2015) inicialmente, e foram alterados conforme a calibração evoluía. Os valores adotados podem ser observados na Tabela 4.5.

**Tabela 4.5 – Valores Estabelecidos para o Parâmetro Calibráveis de Solo.**

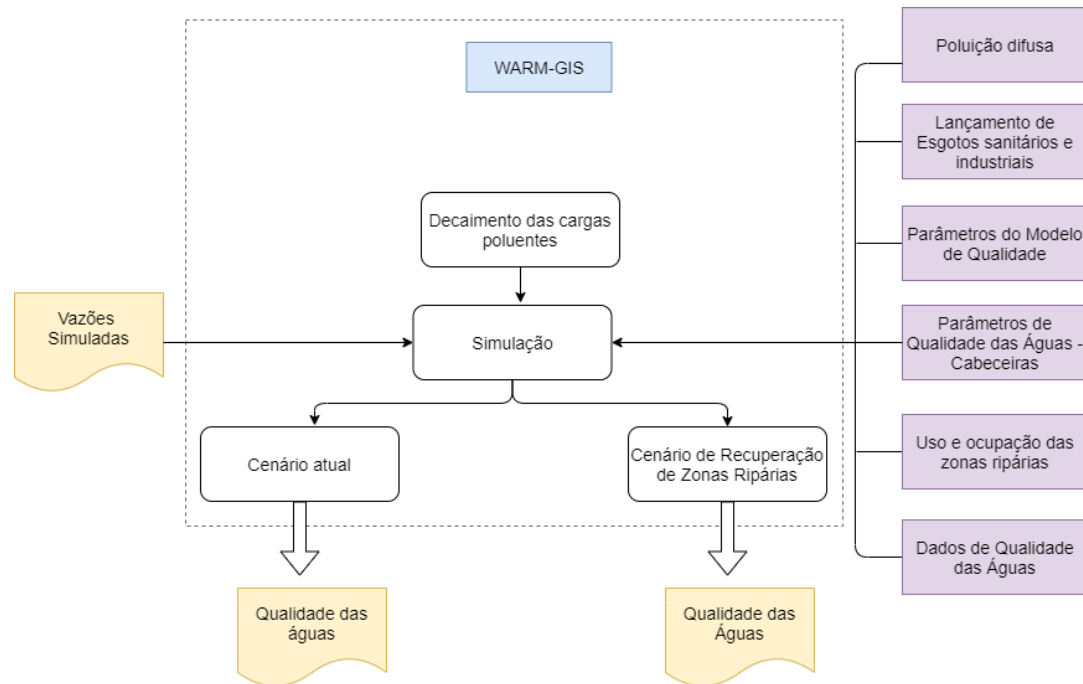
URHs	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
1	172,7	0,02	2,56	8,55	0,67	0	0,1
2	2606	0,23	2,23	26,55	0,67	0	0,1
3	15,2	0,16	1,95	2,47	0,67	0	0,1
4	404	0,2	0,89	17,89	0,67	0	0,1
5	383,2	0,24	3,11	8,04	0,67	0	0,1
6	2346,7	0,15	0,86	21,17	0,67	0	0,1
7	126,6	0,04	1,44	6,35	0,67	0	0,1
8	557,5	0,07	0,41	32,54	0,67	0	0,1
9	1510,4	0,34	4,16	32,24	0,67	0	0,1
10	6,1	0,13	0,97	9,87	0,67	0	0,1
11	0	0	0	0	0	0	0
CS	9,2						
CI	155,64						
CB	2834,66						
QB_M3/SKM2	0,01						

Os resultados obtidos no modelo devem se aproximar das vazões verificadas nos postos fluviométricos da bacia estudada. Essa aproximação foi avaliada a partir do coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) e do coeficiente de Nash-Sutcliffe para os logaritmos das vazões (NSlog). O NS é mais sensível para altas vazões, variando do negativo infinito até 1, valor que indica o ajuste perfeito. Para valores acima de 0,75 o ajuste é considerado adequado, enquanto, variações entre 0,36 a 0,75, a consideração é aceitável (COLLISCHONN, 2001). O coeficiente NSlog é mais influenciado pelas vazões mínimas e, quando se aproxima do valor limite 1, representa um modelo simulado adequadamente (COLLISCHONN, 2001).

#### 4.3.3 Simulação de Qualidade das Águas – WARM GIS

Foi considerado o módulo de simulação integrada da qualidade das águas e balanço hídrico, que considera os lançamentos de efluentes, permitindo a simulação de apenas um cenário por vez. Como o objetivo está atrelado a avaliação do controle da poluição difusa por zonas ripárias, foi trabalhado apenas o cenário de chuvas, considerando a vazão  $Q_{10}$ , com 10% de permanência no período de 2008 a 2014, simulada pelo modelo. A Figura 4.7 ilustra as etapas metodológicas consideradas.

**Figura 4.7 – Etapas Metodológicas – Warm GIS.**



Para simulação, são necessárias informações das vazões de cada trecho de drenagem, dos lançamentos das fontes de poluição pontual (esgotos sanitários e industriais) e difusa, parâmetros de cabeceira e do modelo de qualidade e dados de monitoramento de qualidade das águas correspondentes a estação do ano considerada na avaliação. É possível escolher o uso ou não das fontes de poluição difusa no processo, além de poder comparar os resultados da simulação com os dados dos pontos de monitoramento de qualidade das águas existentes.

As condições de qualidade das águas da cabeceira são assumidas como as concentrações naturais da bacia. O MapWindow apresenta valores *default*, entretanto, foram adotados valores baseados em Silva (2014). A Tabela 4.6 ilustra os valores adotados para os parâmetros analisados.

**Tabela 4.6 – Condições de Cabeceiras.**

DBO (mg/L)	OD (mg/L)	Coliformes (org/100mL)	Porg (mg/L)	Pinorg (mg/L)	Norg (mg/L)	NAT (mg/L)	NO3- (mg/L)	NO2- (mg/L)
2	7.8	50	0.02	0.01	0.1	0.07	0.007	0.12

Os parâmetros do modelo de qualidade correspondem ao conjunto de variáveis que descrevem os processos de transformação dos constituintes ao longo dos trechos de rio. Os valores

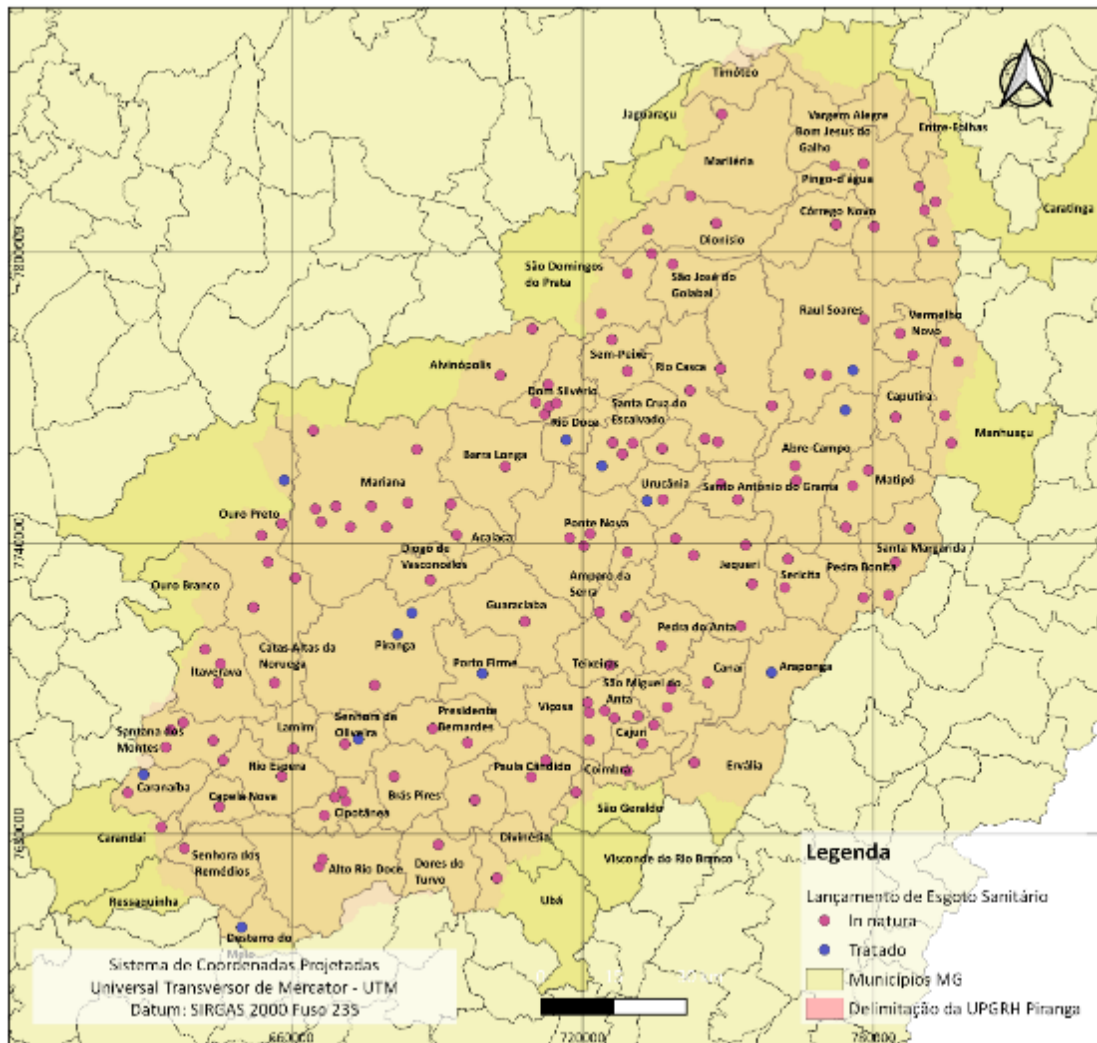
adotados basearam-se nos trabalhos de Bowie et al. (1985) e Costa (2016), e foram alterados conforme a calibração evoluía. Os valores adotados podem ser observados na Tabela 4.7.

**Tabela 4.7 – Parâmetros do Modelo de Qualidade das Águas.**

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor adotado</b>
Constante de decaimento de DBO - Kd deep (1/d)	0.45
Constante de decaimento de DBO - Kd shallow (1/d)	0.6
Coeficiente de Reaeração OD - Ka (1/d)	0.15
Coeficiente de decaimento bacteriano - Kcoli (1/d)	6
Coeficiente de decaimento do Fósforo total - Koi (1/d)	0.3
Coeficiente de hidrólise nitrogênio orgânico - Koa (1/d)	0.15
Coeficiente de nitrificação NH <sub>3</sub> - Kai (1/d)	0.08
Coeficiente de nitrificação NO <sub>2</sub> - Kin (1/d)	0.65
Temperatura da água - Temp (°C)	24

Através de dados obtidos pelo projeto Minas Trata Esgoto, realizado em Minas Gerais pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) iniciado em 2013, foi possível identificar os locais de lançamento de efluentes de origem sanitária tratados ou lançados in natura. A Figura 4.8 mostra a distribuição destes lançamentos na área de estudo.

**Figura 4.8 – Municípios e Locais de Lançamento de Esgoto Doméstico que Influenciam na Qualidade das Águas da UPRGH Piranga.**



Além dos locais, considerando a população contribuinte para cada lançamento, a quantidade de água consumida de acordo com a população do município (Quadro 4.7) e o coeficiente de retorno (80%) da água captada que se transforma em esgoto sanitário, foi estimada a vazão de cada um destes lançamentos.

**Quadro 4.7 – Consumo de Água considerando Faixa de População.**

Faixa de População	Consumo per Capita (L/hab.d)
< 5.000	100
5.000 - 10.000	120
10.000 - 20.000	150
> 20.000	180

Fonte: Von Sperling (2005).

Em termos de concentração, para os esgotos sanitários lançados in natura foram consideradas concentrações características deste tipo de efluente estabelecidos pela literatura. Para aqueles lançamentos oriundos de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário, foram estimadas eficiências de remoção para os principais parâmetros, conforme von Sperling (2007). Concentrações básicas considerando ausência de tratamento adotadas podem ser visualizadas no Quadro 4.8.

**Quadro 4.8 – Características Básicas Utilizadas para Esgotos Sanitários.**

<b>Poluente</b>	<b>Concentração</b>
Fósforo total (mg/L)	12
Nitrogênio orgânico	20
Amônia	30
Nitrato	0
Nitrito	0
DBO (mg/L)	300
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	10 <sup>6</sup>

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991) e von Sperling (2005).

Os dados de cada lançamento, suas respectivas vazões, populações contribuintes e concentrações dos principais parâmetros podem ser encontradas no Apêndice I.

Dados relativos às indústrias que geram efluentes líquidos foram obtidos junto ao órgão Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM), que recebe estas informações por meio do formulário de Declaração de Carga Poluidora. Cada lançamento é passível de realização deste documento, sendo reportadas informações referentes a vazão, resultados do monitoramento do efluente final, além do nível de tratamento do efluente. Os lançamentos que refletem as condições de qualidade das águas no trecho estudado foram considerados na avaliação, podem ser visualizados na Figura 4.7 e no Apêndice II.

Figura 4.9 – Municípios e Locais de Lançamento Industriais que Influenciam na Qualidade das Águas da UPRH Piranga.



As informações referentes às zonas ripárias considerando o novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) foram obtidas na plataforma da Fundação Brasileira de Desenvolvimento Sustentável, que fornece, a nível municipal, considerando as faixas marginais do curso hídrico, as dimensões dos *buffers* de proteção (em metros) e informações de uso e ocupação do solo destas áreas, considerando-as como Áreas de Preservação Permanente.

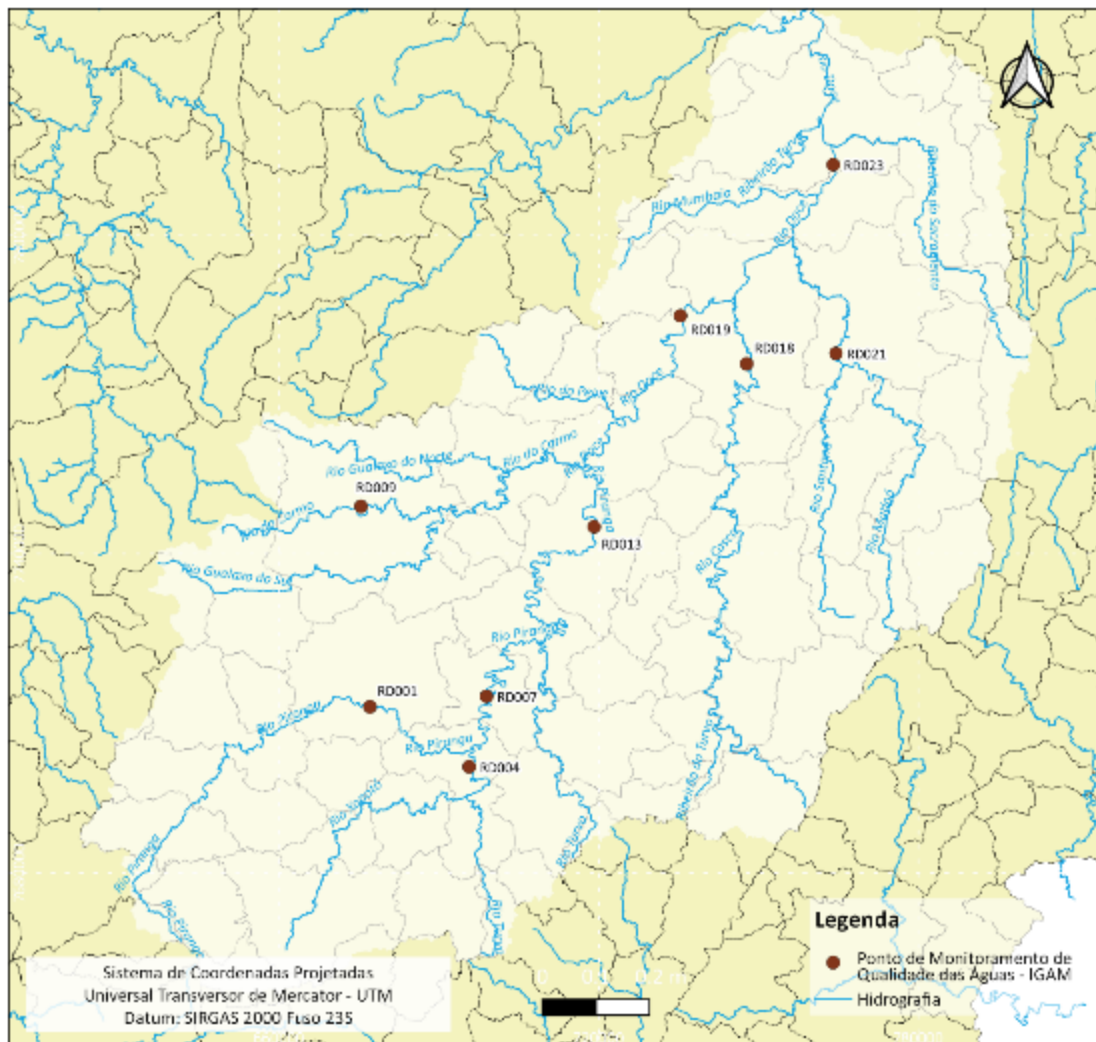
Os dados de monitoramento de qualidade das águas contemplaram o período avaliado na simulação de qualidade das águas, entre 2005 e 2014, das estações de monitoramento do Instituto de Águas de Minas Gerais (IGAM), referentes ao projeto Águas de Minas, localizadas dentro da área de estudo, detalhadas no Quadro 4.9 e Figura 4.10. Os dados foram trabalhados

considerando a influência da sazonalidade, concentrando-se no período de chuvas, que se estende de outubro a março.

**Quadro 4.9 – Pontos de Monitoramento de Qualidade das Águas Superficiais – IGAM.**

Estação	Descrição	x	y
RD001	Rio Piranga na cidade de Piranga	677061	7711232
RD004	Rio Xopotó próximo a sua foz no rio Piranga	695685	7699954
RD007	Rio Piranga na cidade de Porto Firme	698965	7713203
RD009	Rio do Carmo em Monsenhor Horta	675364	7748893
RD013	Rio Piranga a jusante de Ponte Nova	719176	7745068
RD018	Rio Casca no distrito de Águas Férreas	747812	7775691
RD019	Rio Doce a montante da foz do rio Casca	735379	7784723
RD021	Rio Matipó a jusante da cidade de Raul Soares	764583	7777659
RD023	Rio Doce a montante da comunidade de Cachoeira dos Óculos	764069	7813113

**Figura 4.10 – Pontos de Monitoramento de Qualidade das Águas – IGAM.**



Medidas indiretas de carga difusa foram obtidas por meio de cálculos que se baseiam nas cargas obtidas com coeficientes de exportação (CE). Os coeficientes foram estimados com base no Modelo de Correlação entre Uso do Solo e Qualidade das Águas (MQUAL) e ajustados na etapa de calibração. Considerando as simplificações que o modelo faz ao considerar a entrada incremental como uma fonte pontual ao fim do trecho e toda a vazão incremental como decorrente do escoamento superficial, foi utilizada uma metodologia complementar que promovesse o decaimento da carga durante o percurso do escoamento superficial, adotando-se coeficientes de atenuação em função da distância. Como utilizado em Lima (2016) e preconizado por Cecchi et al. (2007), foi utilizado um índice normalizado denominado Indicador de Distância (DI), para ponderar os coeficientes de exportação, conforme observado a seguir.

$$DI_i = \exp(-[D_i] * k)$$

$$CE_{PD} = DI_i * CE_{UCS}$$

Onde:

$DI_i$ : indicador de distância entre a célula i e o corpo d'água;

$D_i$ : distância euclidiana da célula i ao rio medida em número de células;

k: constante de valor igual a 0,090533;

$CE_{PD}$ : coeficiente de exportação ponderado pela distância ( $\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ );

$CE_{UCS}$ : coeficiente de exportação de cada tipo de uso e cobertura do solo ( $\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ).

Os valores utilizados para as classes de uso e ocupação do solo para os Coeficientes de Exportação (CE) podem ser visualizados no Quadro 4.10. Os valores foram baseados em Larentis (2004).

Exemplos de utilização de coeficientes de exportação podem ser encontrados em modelos aplicados na bacia do Taquari-Antas no Rio Grande do Sul (Tucci et al., 2003) e Larentis (2004). Esses coeficientes de decaimento são atribuídos a cada trecho de rio, mas usualmente considera-se o mesmo valor para todos os trechos. Esse valor deve ser informado ao sistema e

pode ser modificado, buscando uma melhor reprodução das condições medidas no campo, no que poderia ser chamado de calibração do modelo.

**Quadro 4.10 – Coeficientes de Exportação Adotados Considerando o Uso e Ocupação do Solo da Área de Estudo.**

<b>Coeficientes</b>	<b>DBO</b>	<b>Coliformes</b>	<b>Pinorg<sup>(1)</sup></b>	<b>Porg<sup>(2)</sup></b>	<b>NAT<sup>(3)</sup></b>	<b>Norg<sup>(4)</sup></b>	<b>Nitrato</b>	<b>Nitrito</b>
Área edificada	11,08	10 <sup>9</sup>	0,0408	0,0272	1,27	0,508	0,381	0,381
Formação Florestal	2,4	10 <sup>8</sup>	0,06	0,04	0,9	0,36	0,27	0,27
Área antropizada	12	10 <sup>10</sup>	0,408	0,272	2,9	1,16	0,87	0,87
Formação Não Florestal	2,4	10 <sup>8</sup>	0,0468	0,0312	0,6	0,24	0,18	0,18

<sup>(1)</sup> Pinorg: Fósforo Inorgânico

<sup>(2)</sup> Porg: Fósforo Orgânico

<sup>(3)</sup> NAT: Nitrogênio Amoniacal Total

<sup>(4)</sup> Norg: Nitrogênio Orgânico

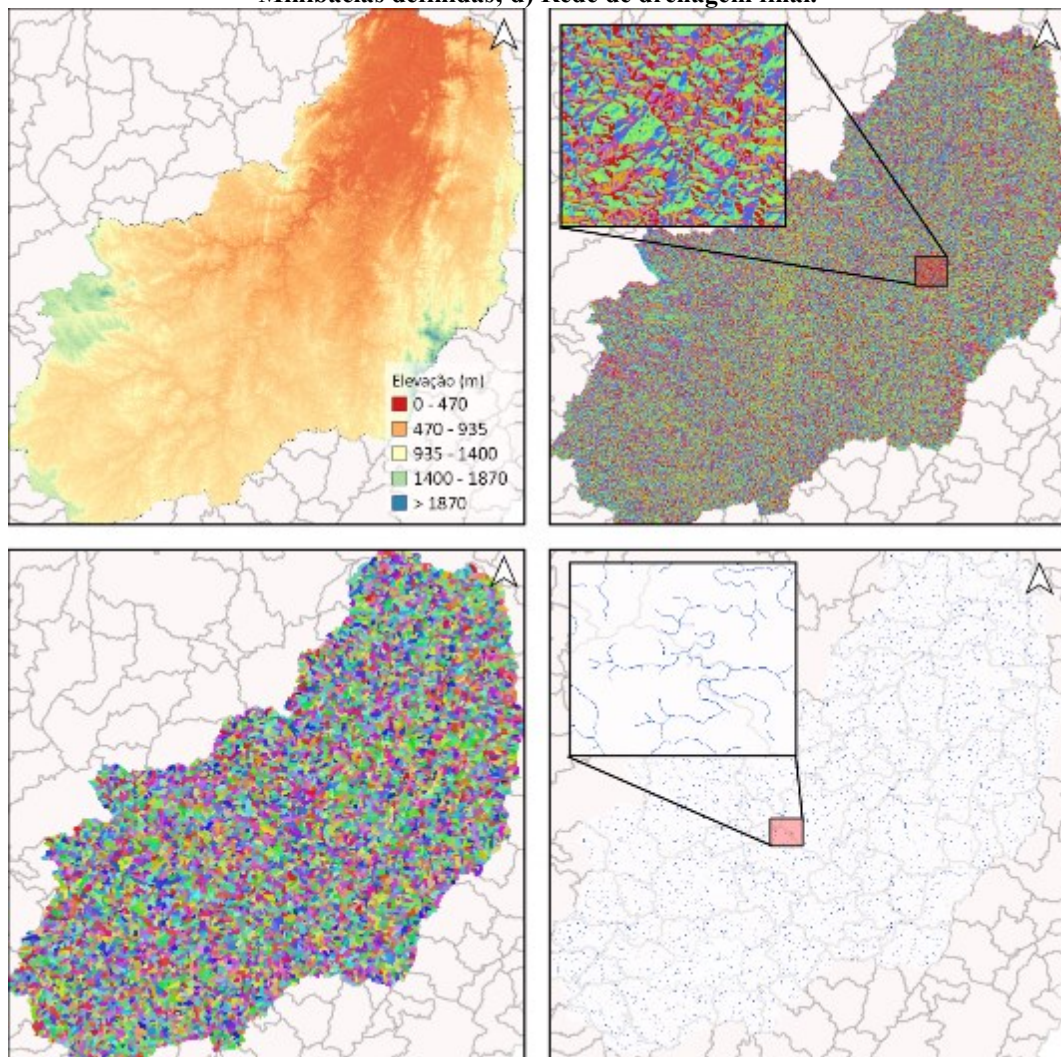
Deste modo, foram simulados dois cenários: (1) cenário atual, considerando fontes de poluição pontuais e difusas existentes atualmente e, (2) cenário de recuperação de zonas ripárias, alterando a área da zona ripária estabelecida pela Lei n° 12651/2012 para área de proteção permanente e situada com uso do solo de florestas, alterando consequentemente os valores de poluição difusa adotados.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Caracterização da UPGRH Rio Piranga

A UPGRH Rio Piranga apresentou uma área total de 15.919 km<sup>2</sup>, constituindo-se como a segunda maior unidade de planejamento da bacia do Rio Doce, em termos de área. Sua área foi discretizada em 11.121 minibacias com características hidrológicas semelhantes (Figura 5.1).

**Figura 5.1 – Geração da Rede de Drenagem com Informações Topológicas no MapWindow. a) Modelo de elevação (remoção de depressão); b) Direção do escoamento; c) Minibacias definidas; d) Rede de drenagem final.**

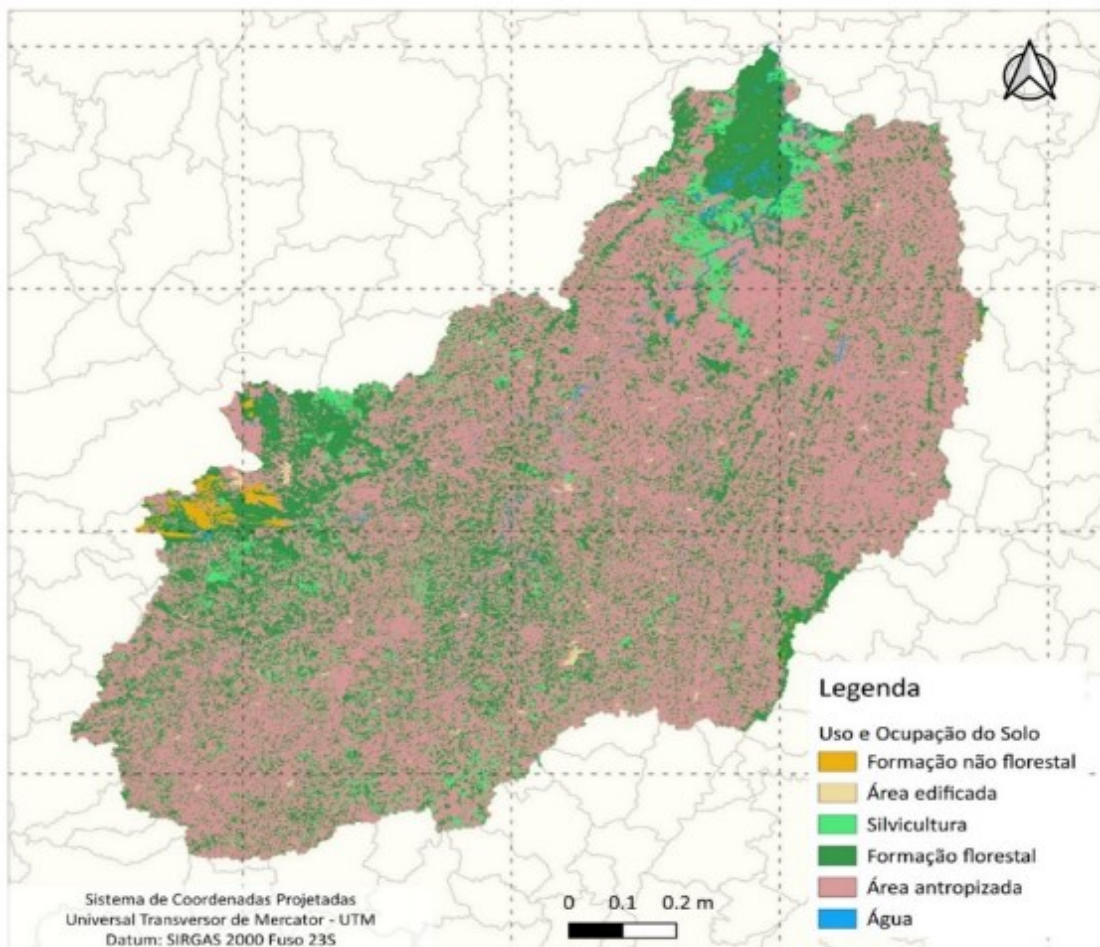


Com relação ao uso e ocupação do solo identificados pela Fundação Brasileira de Desenvolvimento Sustentável com dados disponíveis referentes ao ano de 2013, as áreas antropizadas correspondem a principal tipologia identificada na UPGRH do rio Piranga (Quadro 5.1 e Figura 5.2). De acordo com o ZEE MG (2015), 66% da área é ocupada pela atividade agropecuária, sendo observada na classe de Área antropizada desprovida de vegetação nativa (Figura 5.3).

**Quadro 5.1 – Porcentagem de uso do solo de cada classe.**

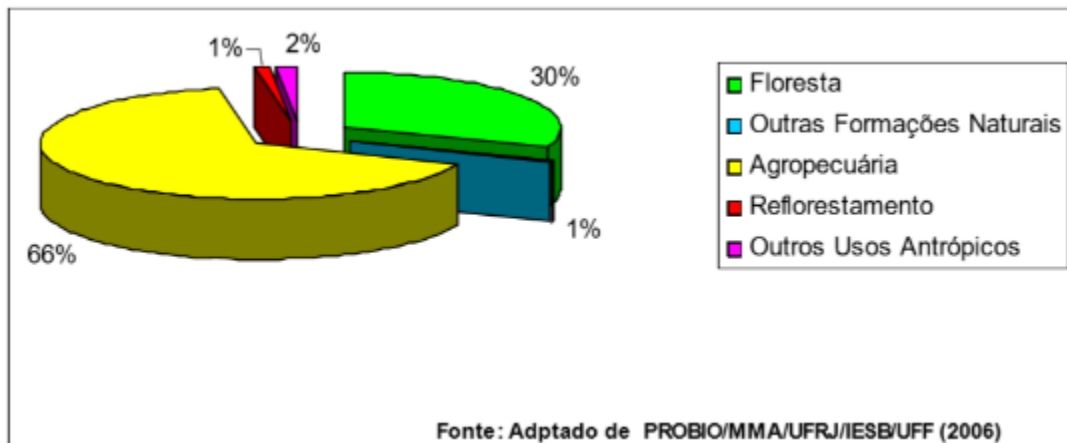
Uso e cobertura da terra	Área (km <sup>2</sup> )	Porcentagem (%)
Formação não florestal	103	0,5
Área edificada	54	0,3
Silvicultura	798	4,5
Formação florestal	4804	27,37
Área antropizada	11661	66,4
Água	131	0,7

**Figura 5.2 – Uso e Ocupação dos Solos na Área de Estudo.**



Fonte: FBDS (2019).

**Figura 5.3 – Porcentagens de Uso e Ocupação do Solo na UPGRH Piranga.**

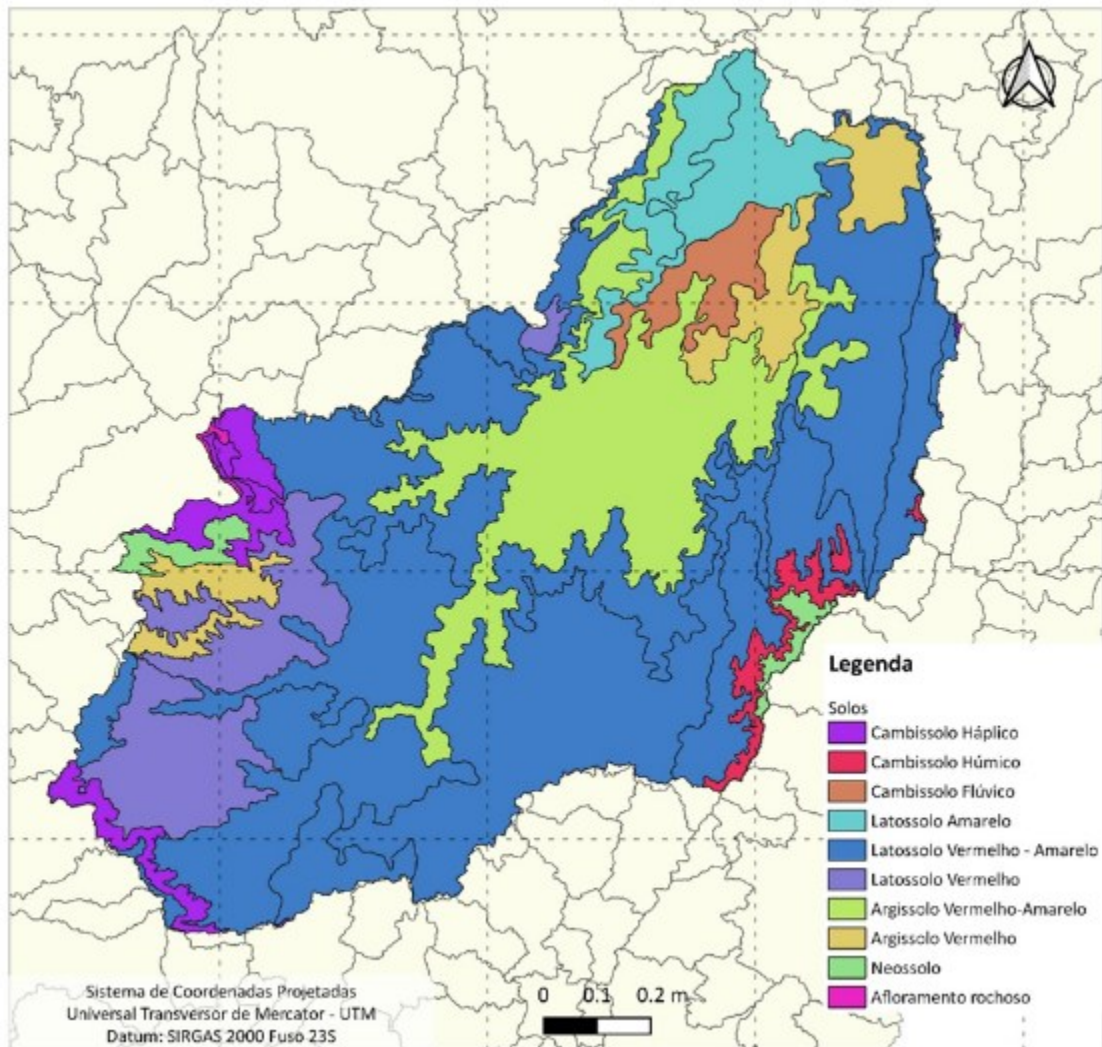


Fonte: ZEE (2015).

Em termos de litologia dos solos, de acordo com ANA (2013), na UPGRH DO1 predominam os solos das classes Latossolos, Argilossolos e Cambissolos (Figura 5.4). Destas classes, ao Argilossolos são os de maior erodibilidade e os Latossolos, os de menor. Os Latossolos Vermelho-Amarelos formam a classe de ocorrência mais extensa, desenvolvendo-se ao longo de praticamente toda a UPGRH.

Próximo às confluências dos rios Carmo, Piranga e Casca, junto ao rio Doce, predominam os Argissolos Vermelhos. Nas nascentes dos rios Carmo e Piranga ocorrem os Cambissolos Háplicos. Na parte baixa da unidade, já na calha do rio Doce, junto à confluência do rio Matipó ocorrem os Latossolos Amarelos. Ainda há uma ínfima porção de Argissolos Vermelho-Amarelos junto às nascentes dos rios Turvo, Turvo Limpo e Turvo Sujo (ANA, 2013).

Figura 5.4 – Litologia dos Solos na Área de Estudo.



Fonte: UFV (2010).

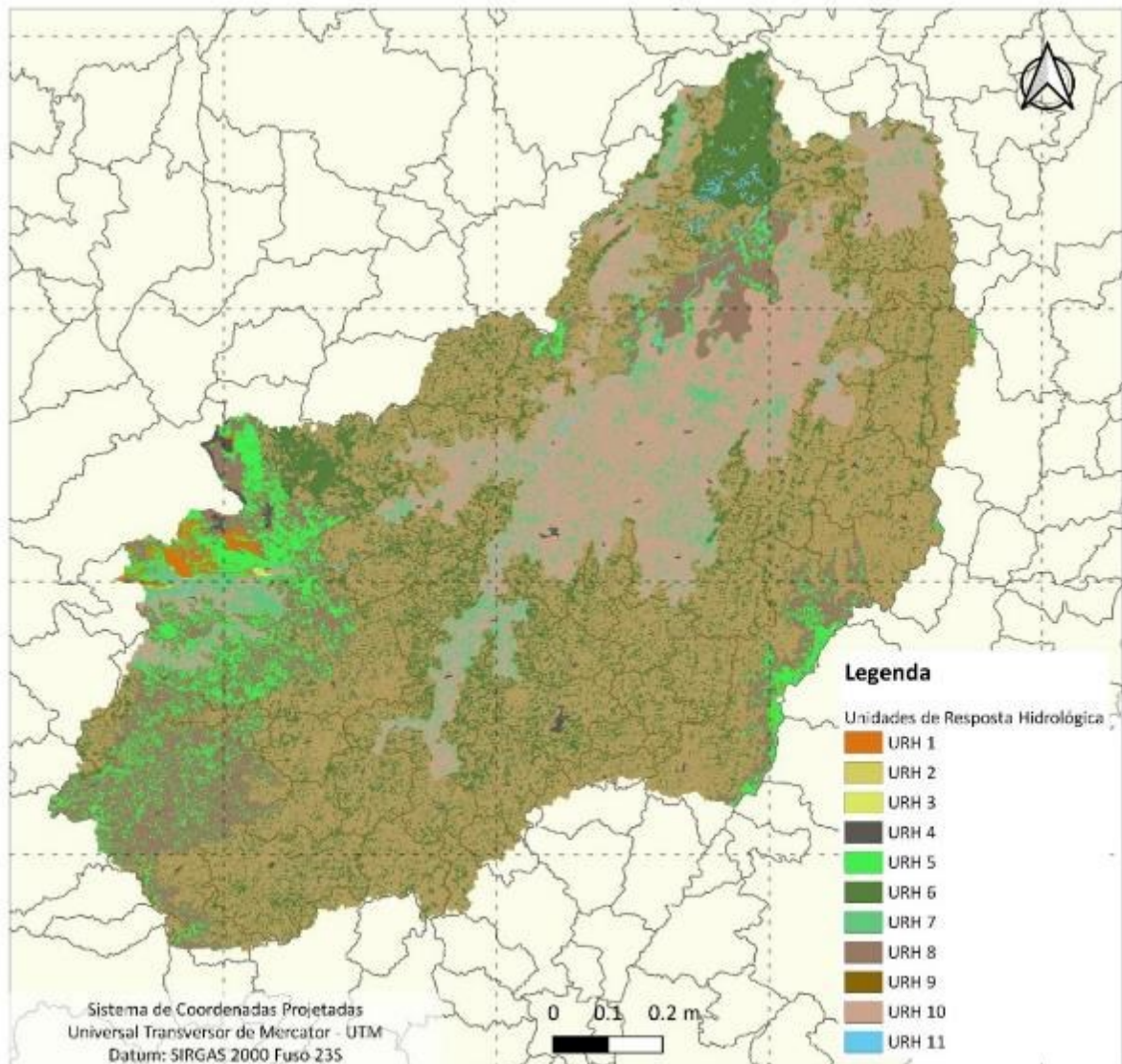
Com base nas informações de tipos de solo e uso e cobertura da terra, foram geradas as unidades de resposta hidrológica (Quadro 5.2 e Figura 5.5).

Quadro 5.2 – Características das classes URHs definidos no modelo.

URH	Descrição
1	Formação não florestal + Cambissolos + Neossolos
2	Formação não florestal + Latossolos
3	Formação não florestal + Argissolos
4	Área Edificada + Afloramento rochosos
5	Formação florestal + Cambissolos + Neossolos
6	Formação florestal + Latossolos
7	Formação florestal + Argissolos
8	Área antropizada + Cambissolos + Neossolos
9	Área antropizada + Latossolos
10	Área antropizada + Argissolos
11	Água

Fonte: FBDS (2019).

**Figura 5.5 – Unidades de Resposta Hidrológica Obtidas.**



Fonte: UFV (2010).

## 5.2 Métricas de Paisagem

A análise dos resultados das métricas da paisagem (Tabela 5.1) permitiu quantificar a composição e configuração da paisagem da UPGRH do rio Piranga nos dois cenários. Uma das principais métricas que quantifica a composição da paisagem é porcentagem de paisagem (PLAND) que mede a representatividade de diferentes classes de uso de solo na bacia. A análise desta métrica mostra bem que são as áreas antropizadas que formam a matriz paisagística da bacia, ocupando 66% no cenário atual e 56% no cenário de restauração zonas ripárias. Foram observadas tais mudanças em decorrência da alteração do uso e ocupação do solo das zonas ripárias, que em sua maioria, estão atualmente, sob influência antrópica. Conforme o esperado parte da diferença observada entre os cenários atual e o cenário de restauração foi que a classe

de Florestas, teve um aumento de 10 % (de 27,33% para 37,48%). Foram observadas pequenas variações para as outras classes, entretanto, não de forma marcante, indicando que classes influenciadas por atividades humanas vêm se desenvolvendo em áreas ribeirinhas.

Tabela 5.1 – Métricas de Paisagem na Avaliação dos Cenários Propostos- Métricas de Classes.

Cenário	Classe	PLAND	SHAPE_MN	SHAPE_SD	FRAC_MN	FRAC_SD	ENN_MN	ENN_SD	IJI
Cenário atual	Água	0,7686	1,3083	0,6866	1,0571	0,0663	154,564	429,021	46,1064
	Form. Não Florestal	0,5766	1,3976	0,8544	1,0550	0,0599	136,236	195,320	46,3272
	Área Edificada	0,4131	2,1726	0,7946	1,1113	0,0511	6,470,075	5,335,420	53,5311
	Silvicultura	4,6954	1,4725	0,5827	1,0739	0,0496	242,239	333,661	42,3426
	Form. Florestal	27,33	1,4923	0,818	1,0711	0,0611	102,875	72,836	24,7304
	Área antropizada	66,213	1,2487	1,3974	1,0457	0,0536	85,354	56,292	35,5119
Cenário 01	Água	0,6152	1,2228	0,5493	1,0424	0,0579	214,1085	495,8681	27,5761
	Form. Não Florestal	0,5147	1,4351	0,8315	1,0579	0,0591	128,4189	171,7280	34,7747
	Área Edificada	0,3511	1,4190	0,5149	1,0631	0,0513	181,2438	999,5671	16,4096
	Silvicultura	4,3534	1,4146	0,5214	1,0670	0,0491	215,3002	310,1713	40,7348
	Form. Florestal	37,4818	1,2925	2,855	1,0516	0,0501	86,1289	42,9247	22,7434
	Área antropizada	56,6838	1,4312	1,2084	1,0572	0,0601	76,6193	43,1771	17,7968

MN: média; SD: desvio padrão.

Tabela 5.2 – Métricas de Paisagem na Avaliação dos Cenários Propostos- Métricas de Paisagem.

Cenário	LPI	AREA_MN	AREA_SD	SHAPE_MN	SHAPE_SD	PARA_MN	PARA_SD	PRD	SHDI	SIDI
Cenário Atual	62,5762	17,6304	3530,805	1,4174	0,9488	858,4585	393,4912	0,003	0,861	0,4846
Cenário 01	35,5377	19,3792	2175,474	1,3795	1,6342	842,7447	404,8577	0,003	0,9043	0,5362

Em relação à configuração da paisagem e para avaliar a forma das manchas foram utilizadas as métricas FRAC e SHAPE. O índice FRAC, de dimensão fractal, é baseado na relação área-perímetro. Os valores são distribuídos no intervalo de 1 a 2, sendo que para formas euclidianas simples (por exemplo, círculos e retângulos),  $FRAC=1$ , enquanto os polígonos mais complexos, FRAC tende a 2 (MCGARIGAL et al., 2002). As médias de FRAC apresentaram-se coincidentes em todas as classes avaliadas nos dois cenários, com valores bem próximos a 1, indicando simplicidade de formas nos dois cenários. Os valores de desvio padrão (FRAC\_SD) foram bem baixos, indicando pouca variação em torno da média. A métrica SHAPE, complementarmente, avalia a regularidade da distribuição espacial dos polígonos, com valores variando de 1 até infinito, sendo 1 um polígono altamente compactado (arredondado) e infinito polígonos de formato mais irregular ou alongado (MCGARIGAL et al., 2002). Os valores calculados indicaram proximidade entre os resultados, com valores se aproximando a 1 nos dois cenários. Observou-se diminuição da irregularidade, porém de forma pouco expressiva, quando comparado o cenário atual em relação ao cenário de restauração, para as áreas de florestas, sendo observado comportamento invertido para a classe de área antropizada, com aumento de fragmentos irregulares, distribuídos ao longo da paisagem (Tabela 5.1).

De modo geral, a forma da mancha pode ter implicações importantes em escala da paisagem. Manchas de forma simples com limites lisos, como é o caso dos cenários avaliados, podem ter mais transições abruptas a manchas adjacentes. A análise da forma das manchas deve ser complementada com outras análises, como o contraste da borda (FUSHITA, 2006).

De acordo com os resultados da avaliação da conectividade estrutural, a média calculada para métrica de vizinho mais próximo (ENN) indicou que o cenário de restauração aumentou a conectividade na bacia, aproximando os fragmentos, indo de 102m a distância ao vizinho mais próximo para 86m para os fragmentos de floresta, diminuindo o isolamento entre os fragmentos e melhorando a funcionalidade dos corredores ecológicos.

A avaliação de justaposição e dispersão foi feita utilizando a métrica IJI, que avalia a distribuição dos fragmentos na área (FERNANDES et al., 2011). A referida métrica variando entre 0 e 100, indica que valores próximos a 0, ocorrendo quando a distribuição das adjacências entre os tipos de fragmentos se torna desigual, e de 100 quando todos os fragmentos estão igualmente adjacentes a todos os outros fragmentos. As variações entre as classes indicaram desigualdades ( $\leq 50$ ) entre os fragmentos entre 17,8% e 35,5% e 22,7% e 24,7%, para os cenários 01 e atual respectivamente, para as classes de área antropizada e formação florestal,

indicando que a criação dos corredores ao redor dos cursos hídricos ocasionou a desigualdade entre os fragmentos.

Conforme a métrica Índice de Maior Mancha (LPI), observou-se que há distribuição mais irregular do tamanho do maior fragmento no cenário 01 simulado, provavelmente associada a quebra de paisagens já antropizadas em substituição a áreas naturais, levando a diminuição do tamanho da maior mancha. Em termos de área, a média da área dos fragmentos (AREA\_MN) foi próxima entre os cenários, de 17,6 ha para o cenário atual e 19,3ha no cenário simulado, entretanto os resultados de desvio padrão (AREA\_SD) sugeriram maiores fragmentos no cenário atual, corroborado pelo índice LPI, uma vez que os valores de desvio padrão são muito elevados, indicando fragmentos bem superiores à média calculada. A alteração de uso do solo levou a um aumento da fragmentação da paisagem, mas reforçada que seu uso não é somente natural. De toda forma, Dornnelly e Marzuluff (2004) comentam que o tamanho da área preservada para a composição de comunidade de aves na paisagem e quando seu tamanho diminui, são decisivos para preservação de espécies florestais nativas.

De modo geral, a recuperação das zonas ripárias pode não ser representativa do ponto de vista de conservação, uma vez que, conforme cita Metzger (1999), a diminuição de área pode acarretar redução de recursos e, por consequência, uma intensificação das competições intra e inter-específicas.

O índice de diversidade de Simpson apresentou-se relativamente alto, com valores de 0,48 e 0,53, para o cenário atual e 01, respectivamente (Tabela 5.2). Apesar do cenário 01 aumentar a conectividade entre os fragmentos da zona ripária e conseqüentemente a diversidade, o aumento é pouco significativo, uma vez que o restante da paisagem está tomado por atividades antrópicas. Da mesma forma, o índice de Shannon indica mais diversidade no cenário 01, também pouco representativa. Infere-se que apenas a proteção das zonas ripárias não é capaz de promover o aumento de diversidade na bacia hidrográfica.

As avaliações de zonas ripárias usando imagens de satélite tendem a agregar comunidades vegetais e observar padrões de grande escala (sistema fluvial completo) com investimento mínimo de mão-de-obra por unidade de área (SCOGGINS, 2005). Ambos os métodos requerem ajuste manual dos dados geográficos com base no melhor julgamento profissional e são difíceis de reproduzir para fins de comparação. O uso de métricas de paisagem associadas as imagens de satélite se tornam uma ferramenta útil na tomada de decisão de áreas prioritárias para preservação.

### **5.3 Simulação hidrológica**

Os hidrogramas e curvas de permanência calculadas e observadas resultantes no período de calibração são apresentados nas Figura 5.6 a Figura 5.11, para os postos fluviométricos situados na UPGRH do Rio Piranga. Nesses hidrogramas, as vazões calculadas pelo MGB-IPH são comparadas com as vazões observadas nas séries históricas.

Figura 5.6 – Hidrograma e Curva de Permanência – Estação 56028000.

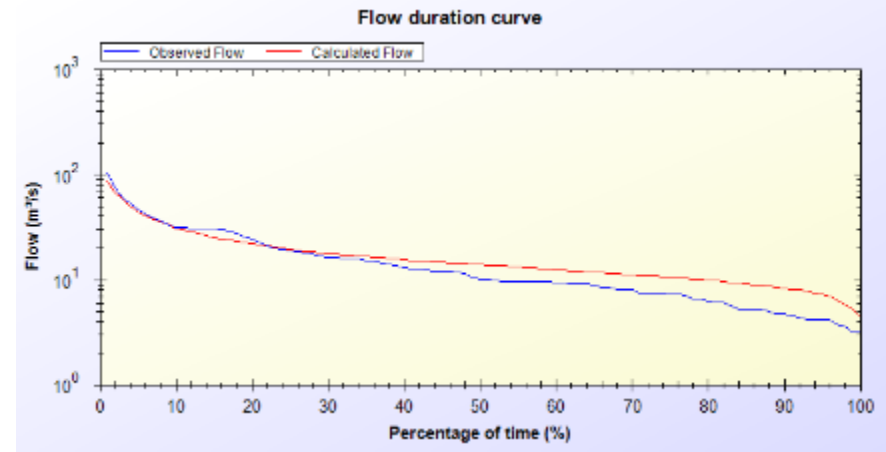
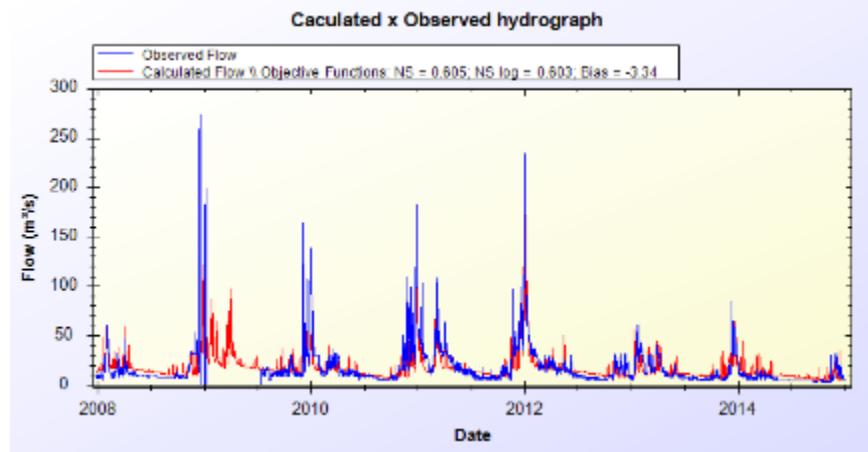


Figura 5.7 – Hidrograma e Curva de Permanência – Estação 56055000.

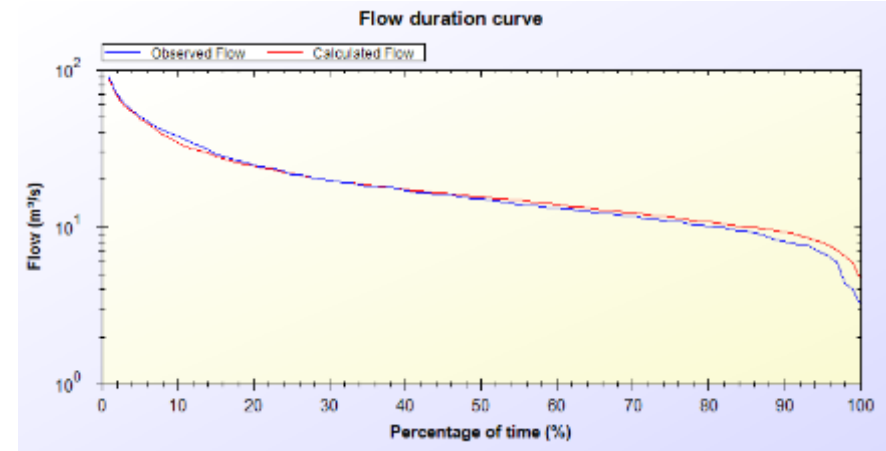
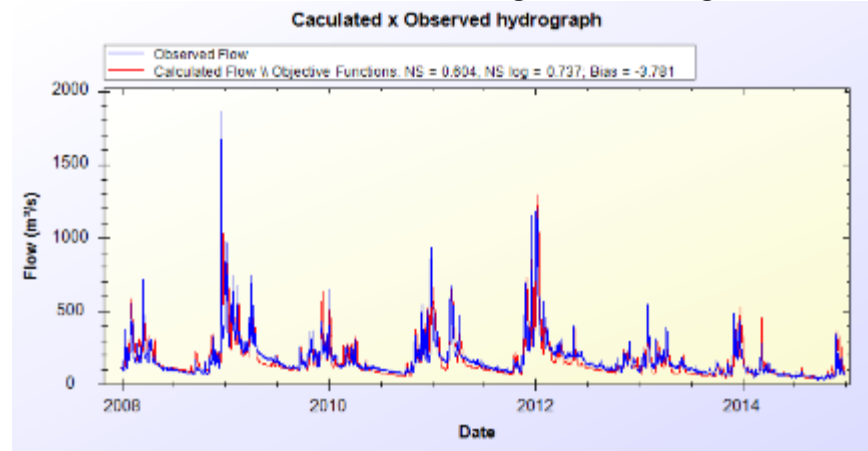


Figura 5.8 – Hidrograma e Curva de Permanência – Estação 56075000.

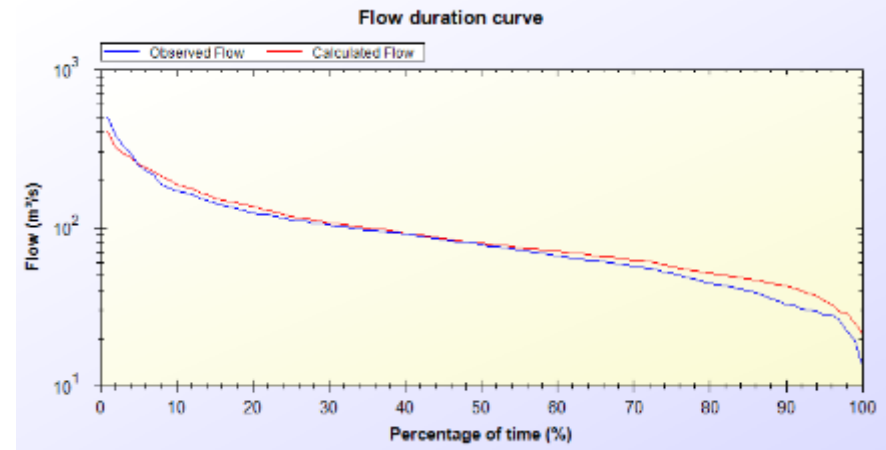
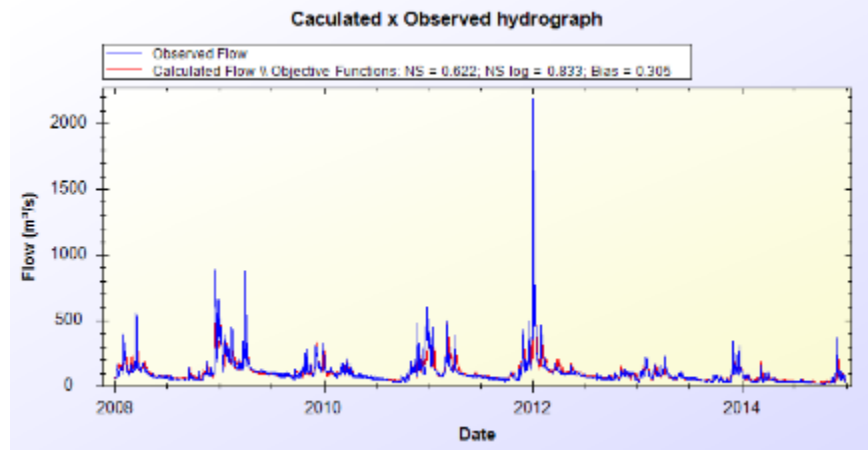


Figura 5.9 – Hidrograma e Curva de Permanência – Estação 56110005.

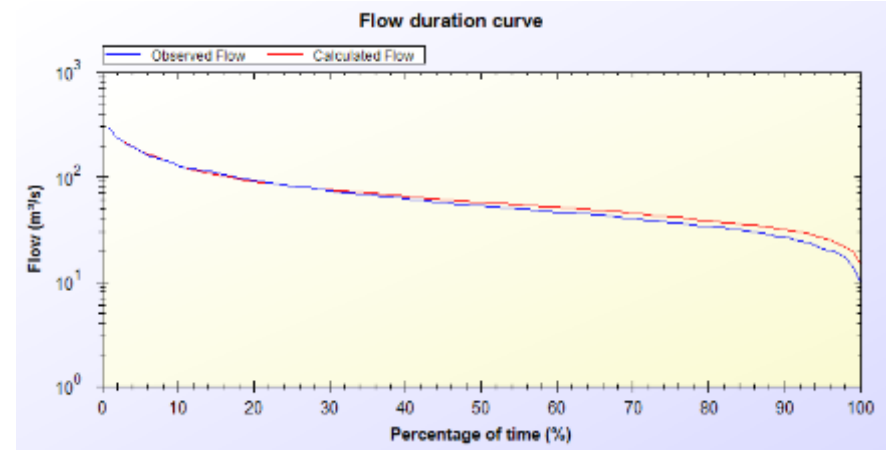
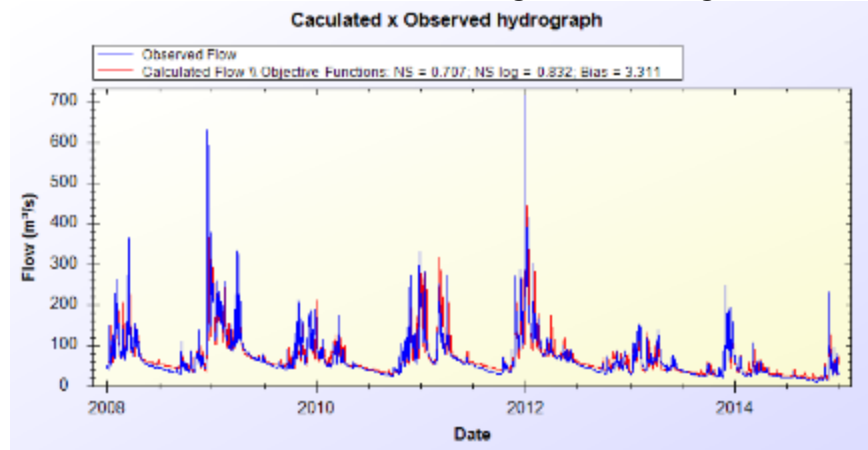


Figura 5.10 – Hidrograma e Curva de Permanência – Estação 56425000.

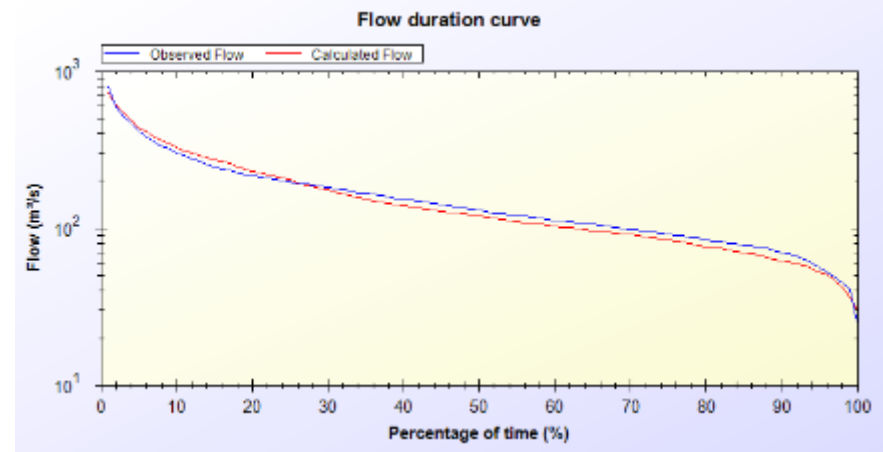
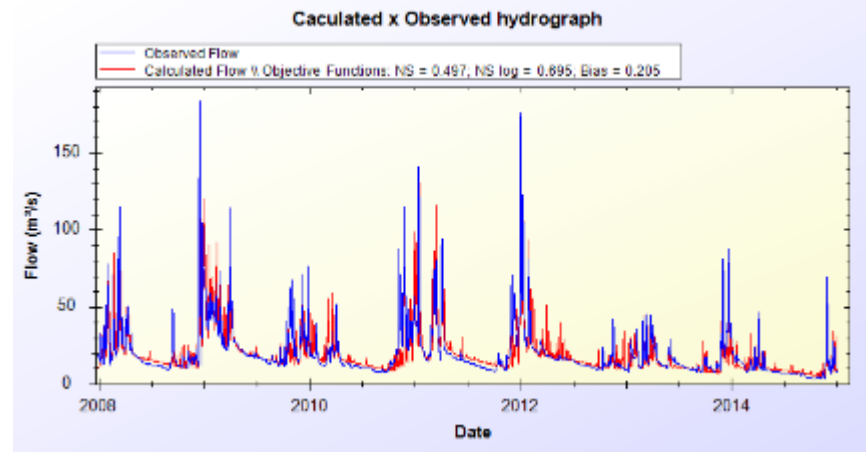
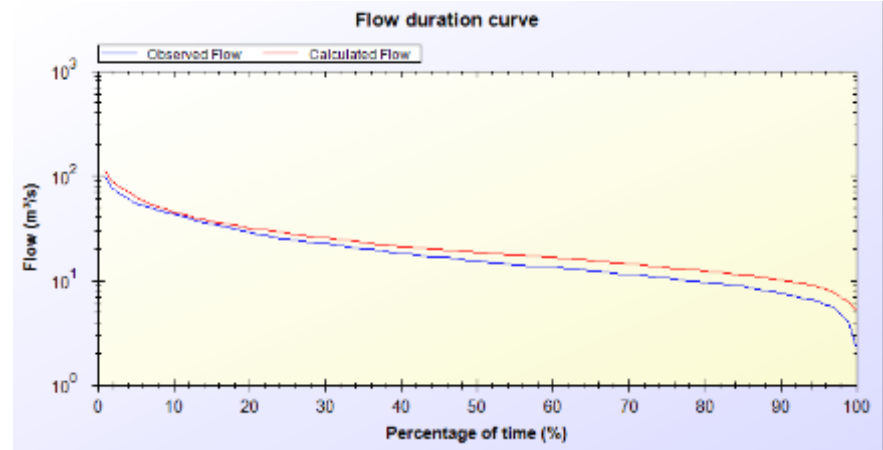
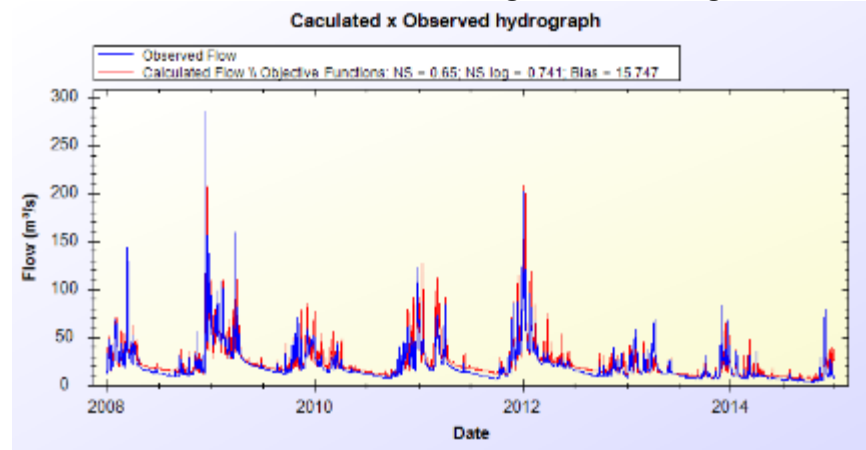


Figura 5.11 – Hidrograma e Curva de Permanência – Estação 56484998.



Observou-se bom ajuste em todas as estações, praticamente mantendo o desempenho no período de validação (Quadro 5.3), de acordo com as faixas de valores propostos por Collischonn (2001), Moriasi et al. (2007) e Zaapa (2002). A estação 56110005 apresentou o melhor desempenho, com coeficiente alcançando 0,707 para Nash-Sutcliffe e 0,837 para Log Nash-Sutcliffe, porém todas as estações apresentaram desempenhos superiores a 0,60.

**Quadro 5.3 – Coeficientes de Desempenho da Calibração e Validação do MGB – IPH.**

Estação	Calibração		Validação	
	NS	NS Log	NS	NS Log
56028000	0,605	0,603	0,685	0,77
56055000	0,604	0,737	0,478	0,581
56075000	0,622	0,833	0,641	0,749
56110005	0,707	0,837	0,675	0,776
56425000	0,497	0,695	0,643	0,678
56484998	0,65	0,741	0,583	0,589

Como o uso dos resultados do modelo está associado à avaliação de disponibilidade hídrica, a solução que melhor a representa são as curvas de permanência que vão relacionar o valor de vazão com a porcentagem de tempo em que é igualado ou ultrapassado, identificando a probabilidade de cheia e de estiagem e permitindo uma estimativa da disponibilidade (COLLISCHONN, 2001). Neste sentido, houve um ajuste razoável com a curva de permanência das vazões diárias observadas (Figura 5.6 a Figura 5.11). O modelo superestimou as vazões baixas em alguns períodos e subestimou as vazões máximas, entretanto representa as variações hidrológicas sazonais.

Os hidrogramas calculados pelo modelo se ajustam relativamente bem aos hidrogramas observados, especialmente nos períodos de vazões mais baixas. Entretanto, no modelo MGB-IPH, na versão utilizada neste trabalho, foi utilizado o método de *Muskingum-Cunge* para a propagação de vazão nos rios. Este método se caracteriza por sua simplicidade o que permite tempos relativamente curtos de processamento, no entanto ele não serve para representar adequadamente regiões de planície (LOPES et al., 2015). Isso pode ser visualizado nos hidrogramas calculados, os quais apresentam picos superiores aos hidrogramas observados, o que ocorre porque a atenuação das cheias real não é adequadamente representada.

Os postos fluviométricos utilizados na calibração foram selecionados, principalmente, em relação a disponibilidade e representatividade dos dados. Ressalta-se que, mais dados destes postos poderiam ocasionar em melhores ajustes na calibração caso houvesse mais estações com dados contínuos e não houvesse falhas na série histórica, fato também observado por Lopes et al. (2015) e Costa (2016).

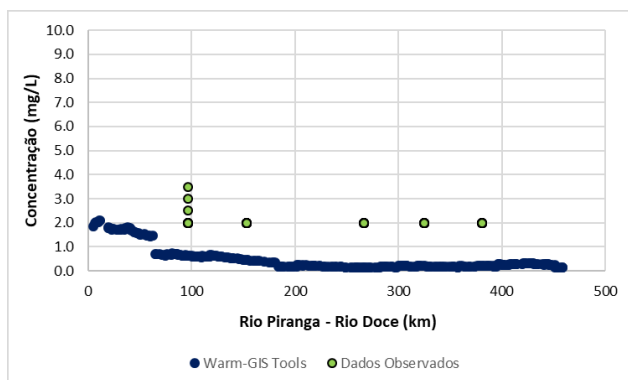
## 5.4 Calibração do Modelo de Qualidade das Águas

Foram analisados apenas aqueles parâmetros que apresentam limites na legislação estadual, logo o parâmetro Nitrogênio orgânico não foi contemplado, bem como o Fósforo total foi considerado como a fração orgânica e inorgânica juntas, uma vez que apenas a fração total apresenta limite. Ressalta-se que o período de dados contemplado na calibração do modelo foi de 2008 a 2014, apenas considerando dados do período chuvoso, que apresenta maior carreamento de materiais.

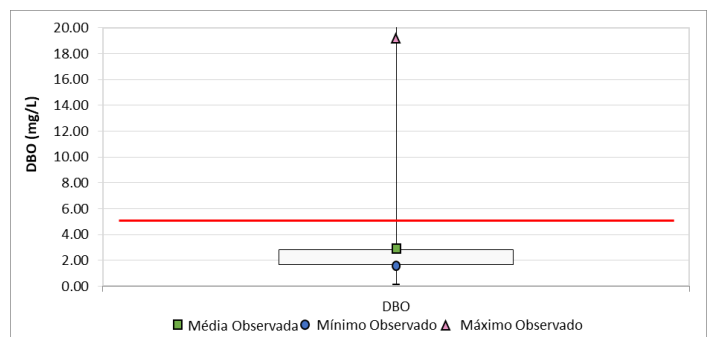
São apresentados, entre as Figura 5.12 e Figura 5.25, o gráfico de evolução das concentrações dos parâmetros avaliados ao longo da calha do rio Piranga – rio Doce e os resultados das estações de monitoramento do IGAM localizadas na calha e, gráficos do tipo *Box Plot* da distribuição dos dados simulados em cada trecho em relação aos valores médio, máximo e mínimo observados considerando todas as estações do IGAM com dados referentes apenas ao período chuvoso. Nesta etapa, foi considerado apenas os dados referentes ao período de calibração, de 2008 a 2014. Em vermelho, ainda, são apresentados os limites máximos de cada parâmetro estabelecidos pela DN COPAM n° 01/2008 para águas classe 2.

Os resultados da simulação para a variável Demanda Bioquímica de Oxigênio (Figura 5.12) estiveram abaixo daqueles observados pelas amostragens do IGAM. Justifica-se tal diferença pelo Limite de Quantificação do Método Analítico, que para os resultados do IGAM é inferior a 2 mg/L, logo, oscilações inferiores a este valor não são captadas pelos dados, mas são processadas pelo Warm-GIS Tools, como observado na Figura 5.12 e Figura 5.13. Ao longo da bacia, a simulação indicou alguns trechos com concentrações superiores a classe 2, com coletas próximas ao lançamento de esgotos sanitários, onde ainda não foi iniciado o processo de autodepuração.

**Figura 5.12 – Concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio- Observada x Simulada.**



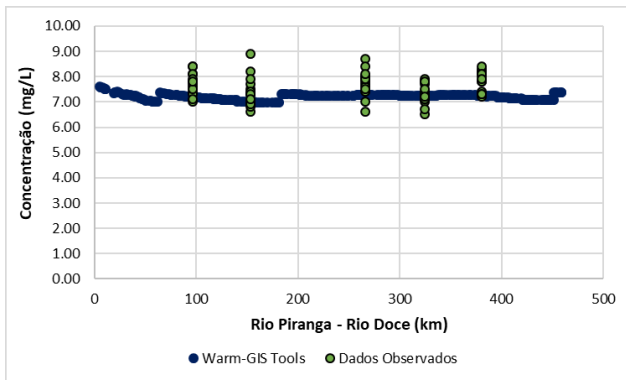
**Figura 5.13 – Box Plot Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Demanda Bioquímica de Oxigênio.**



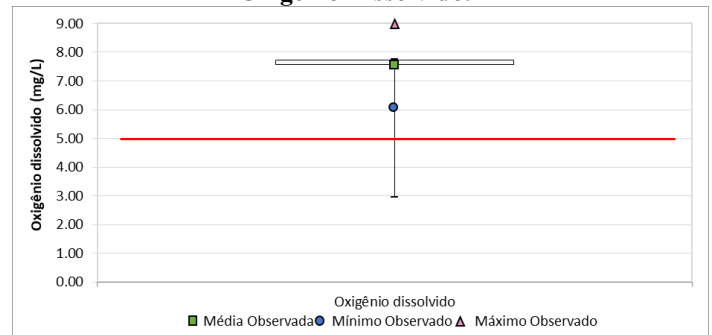
Além disso, os resultados de Oxigênio dissolvido apresentaram proximidade com os dados monitorados pelo IGAM, ficando em alguns trechos acima daqueles observados em campo (Figura 5.14 e Figura 5.15).

De modo geral, foram registrados, na simulação, níveis de oxigenação aceitáveis no período de chuvas, superiores a 7 mg/L em boa parte da bacia. Os teores de oxigênio apresentam relação inversa com resultados de DBO, associados a degradação aeróbia, onde, por exemplo, próximo ao km 70 no rio Piranga, logo a jusante do ribeirão Guarará e São José, houve uma queda de DBO associado ao aumento dos teores de oxigênio (Figura 5.14 e Figura 5.15).

**Figura 5.14 – Concentração de Oxigênio Dissolvido – Observada x Simulada.**

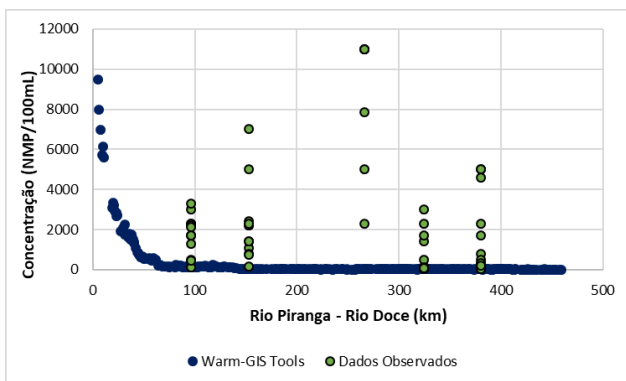


**Figura 5.15 – Box Plot Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Oxigênio Dissolvido.**

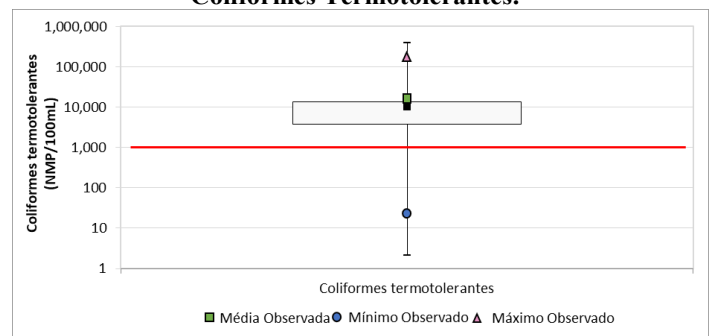


Para a variável microbiológica Coliformes termotolerantes, os valores simulados apresentaram-se inferiores em relação aos observados nas estações de monitoramento do IGAM localizados no rio Piranga – rio Doce (Figura 5.16). Entretanto, quando avaliado a distribuição geral dos dados, dados simulados ficam entre os valores médios e máximos observados nas estações do IGAM. Detalhe deve ser dado a determinação dos coeficientes utilizados no cálculo de poluição difusa, que são muito variados e podem afetar os resultados deste parâmetro (Figura 5.17). Ressalta-se, ainda, que o monitoramento do IGAM, até 2012, contemplava o parâmetro Coliformes termotolerantes, sendo posteriormente substituídos por *E. coli*, sendo considerados na avaliação conjuntamente.

**Figura 5.16 – Concentração de Coliformes Termotolerantes – Observada x Simulada.**

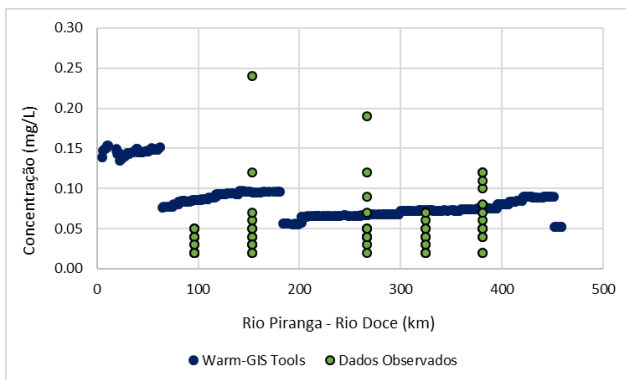


**Figura 5.17 – Box Plot Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Coliformes Termotolerantes.**

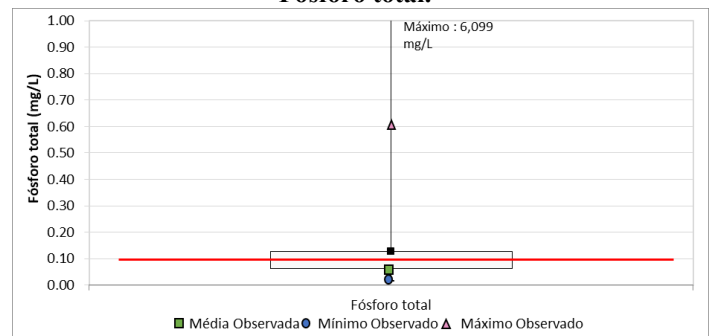


Para o parâmetro Fósforo total, valores de carga simulados ficaram próximos a média dos valores obtidos pelo IGAM (Figura 5.18 e Figura 5.19). Assim como para o parâmetro DBO, os resultados indicam que o aporte de alguns afluentes, no km 70 e próximo ao km 200, leva a diminuição dos teores de fósforo. Parte dos resultados distribuídos ao longo da bacia hidrográfica., como visualizado na Figura 5.18, estiveram não conformes ao padrão de qualidade de águas doce classe 2 para ambientes lóticos, 0,1 mg/L.

**Figura 5.18 – Concentração de Fósforo total – Observada x Simulada.**

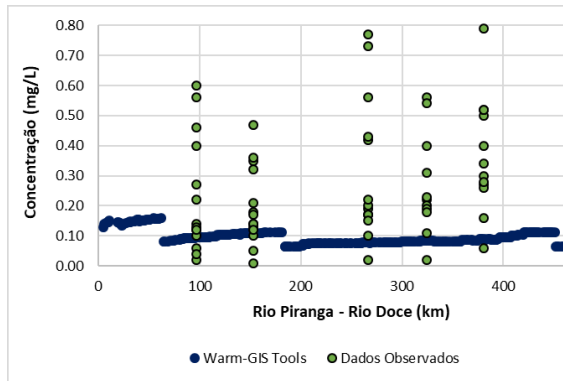


**Figura 5.19 – Box Plot Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Fósforo total.**

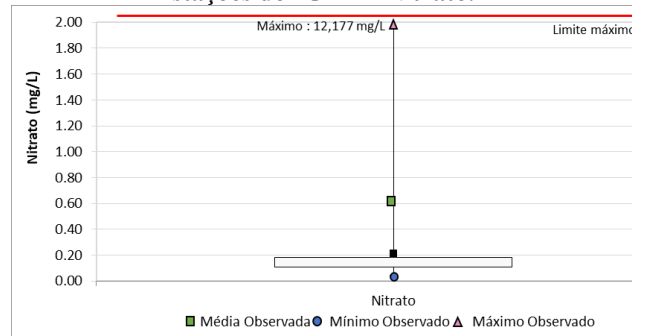


Para os compostos nitrogenados, o Nitrato (Figura 5.20 e Figura 5.21) apresentou melhor aderência entre os resultados simulados e observados, enquanto para o Nitrito os valores simulados estiveram superiores àqueles analisados pelo IGAM (Figura 5.22 e Figura 5.23). Os resultados observados pelas estações do IGAM para o Nitrato variam muito, apresentando alta amplitude, enquanto para o Nitrito ficam mais concentrados em torno da média, ficando mais fácil identificar onde a calibração se portou da melhor forma. Para o Nitrogênio amoniacal total (Figura 5.24 e Figura 5.25), a simulação apresentou uma resposta satisfatória do modelo, principalmente em termos de valores médios, com resultados se aproximando daqueles observados em campo. Os valores se adequaram bem a curva, com concentrações inferiores a 0,30 mg/L.

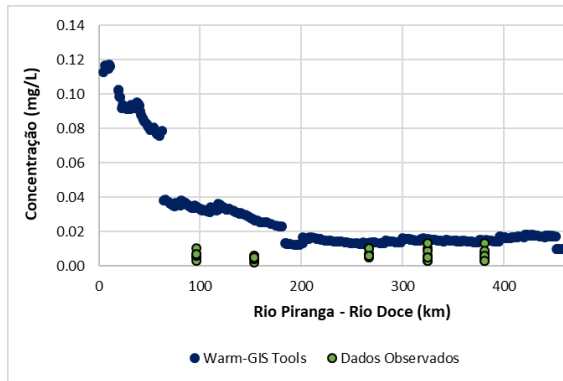
**Figura 5.20 – Concentração de Nitrato – Observada x Simulada.**



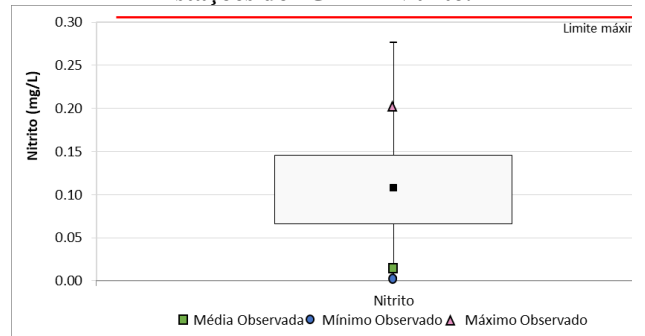
**Figura 5.21 – Box Plot Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Nitrato.**



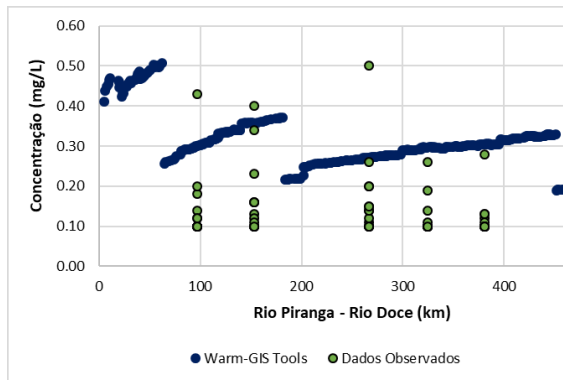
**Figura 5.22 – Concentração de Nitrito – Observada x Simulada.**



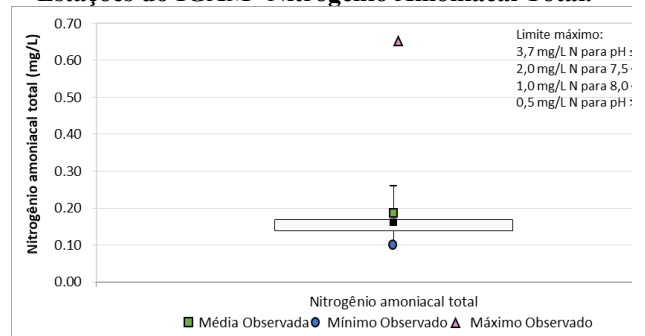
**Figura 5.23 – Box Plot Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Nitrito.**



**Figura 5.24 – Concentração de Nitrogênio Amoniacal Total – Observada x Simulada.**



**Figura 5.25 – Box Plot Dados Simulados com Concentrações Médias, Máximas e Mínimas das Estações do IGAM- Nitrogênio Amoniacal Total.**



O ajuste da qualidade para os rios simulados foi considerado eficiente (como observado por Costa, 2016), conseguindo que o modelo aproximasse seus resultados às condições reais visualizadas no monitoramento dos dados do IGAM. A estimativa da qualidade da água superficial dos mananciais hídricos constitui uma etapa importante para a gestão da bacia em estudo tendo em vista que oferecem subsídios importantes no processo decisório dos

instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, tais como a outorga qualitativa, que ainda não foi implementada na bacia, a cobrança e enquadramento de corpos hídricos.

Após a calibração, verificou-se a situação atual que se encontra a bacia, onde, para a maioria dos parâmetros, os trechos ficaram enquadrados na classe 2. As exceções foram registradas para a variável Coliformes termotolerantes e, para alguns trechos, Fósforo total.

## **5.5 Simulação da Qualidade das Águas**

Foram simulados dois cenários com diferentes uso e ocupação do solo das zonas ripárias: o cenário que representa as condições atuais e um cenário de recuperação, que considera que toda a zona ripária apresenta uso e ocupação do solo com florestas. A delimitação das zonas ripárias baseou-se nos critérios estabelecidos pela Lei nº 12.651/2012, que promulgou o Novo Código Florestal.

Com a mudança do uso do solo, os parâmetros da simulação não foram alterados, bem como as fontes pontuais referentes a lançamentos domésticos in natura ou tratado e efluentes industriais. O que sofreu alteração foram os valores de poluição difusa adotados, que consideram, para seu cálculo, o uso e ocupação do solo. Além disso, visando aproximar-se dos processos que ocorrem no meio ambiente, foi considerada metodologia proposta por Cecchi et al. (2007), que utiliza um coeficiente de amortecimento da poluição difusa baseado na distância da célula do raster em direção ao rio (quanto mais distante dos rios, maior o coeficiente de atenuação).

Os intervalos de concentração dos parâmetros de qualidade das águas, definidos para cada parâmetro, são menos abrangentes que os valores de enquadramento definido pela DN COPAM nº 01/2008, uma vez que objetivou-se atentar-se para pequenas variações de classe que resultassem na melhora ou piora da qualidade das águas com a mudança do cenário das zonas ripárias (Quadro 5.4).

Vale salientar que a UPGRH do rio Piranga não apresenta proposta de enquadramento vigente. Neste caso, de acordo com artigo 37 da DN COPAM nº 01/2008, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente. Desta forma, todos os trechos com resultados de monitoramento superiores aqueles da classe 2 apresentaram se não conformes aos padrões correspondentes.

**Quadro 5.4 – Faixas de Valores Estabelecidas para cada Parâmetro de Qualidade Avaliado.**

Parâmetro	Faixas	DN COPAM nº01/2008
DBO	0 – 2	Classe 1: < 2 mg/L Classe 2: <5 mg/L Classe 3: < 10 mg/L
	2 – 5	
	5 – 10	
	10 – 30	
	>30	
Oxigênio dissolvido	< 3	Classe 1: > 6 mg/L Classe 2: > 5 mg/L Classe 3: > 4 mg/L Classe 4: > 2 mg/L
	3 – 5	
	5 – 6	
	6 – 7	
	> 7	
Coliformes termotolerantes	0 – 200	Classe 1: 200 NMP/100mL Classe 2: 1000 NMP/100mL Classe 3: 2500 NMP/100mL
	200 – 1.000	
	1.000 – 2.500	
	2.500 – 10.000	
	>10.000	
Fósforo total (ambiente lótico)	0 – 0,02	Classe 1 e 2: 0,1 mg/L Classe 3 e 4: 0,15 mg/L
	0,02 – 0,05	
	0,05 – 0,15	
	0,15 – 1,50	
	>1,50	
Nitrato	0 – 0,05	Classe 1, 2, 3 e 4: 10 mg/L
	0,05 – 0,5	
	0,5 – 1,5	
	1,5 – 3	
	>3	
Nitrito	0 – 0,05	Classe 1, 2, 3 e 4: 1 mg/L
	0,05 – 0,07	
	0,07 – 0,09	
	0,09 – 0,15	
	>0,15	
Nitrogênio amoniacal total	0 – 0,4	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
	0,4 – 0,8	
	0,8 – 1,1	
	1,1- 1,5	
	>1,5	

A avaliação foi realizada individualmente por parâmetro simulado com padrão de qualidade de águas doce classe 2. Ela contou com a visualização gráfica dos resultados simulados no cenário atual em comparação aos dados de qualidade obtidos junto ao IGAM e a visualização espacial da qualidade das águas em cada trecho no cenário atual e no cenário de recuperação de recuperação de zonas ripárias. Foram dispostos, ainda, ao longo do texto, diferenças entre os cenários avaliados na forma de tabelas com quantidade de trechos enquadrados em cada classe determinada, além do status de mudança, que foi definido a partir da subtração da quantidade de trechos enquadrados em cada classe no cenário atual em relação ao cenário de recuperação de zonas ripárias.

### 5.5.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Quando comparados os cenários, observou-se comportamento similar entre os resultados dos dois cenários avaliados, com 96,9% dos resultados distribuídos próximos à concentração de 5 mg/L, limite legal para DBO águas doces classe 2.

Em comparação ao cenário atual, observou-se mudança entre as classes dos trechos analisados, com deslocamentos no sentido das classes que atendem águas doce classe 2 (Tabela 5.3 e Figura 5.26), sendo que 58,6% dos resultados encontram-se dentro deste intervalo (2 - 5 mg/L). Para concentrações superiores a 10 mg/L, como aquelas observadas no ribeirão Mombaça e Sacramento, afluentes do rio Doce, alterar o uso e ocupação dos solos das zonas ripárias não acarretou melhorias significativas de qualidade das águas.

Os trechos com concentrações mais elevadas de DBO estiveram, de modo geral, sob influência do lançamento in natura de esgotos domésticos na região, visto que a maior parte dos municípios da UPGRH do rio Piranga não apresenta tratamento de esgotos (ANA, 2013). No mapa, os trechos marcados nas cores laranja, vermelho e marrom indicaram enquadramento classe 3 ou superior, situação indesejada considerando o uso pretendido.

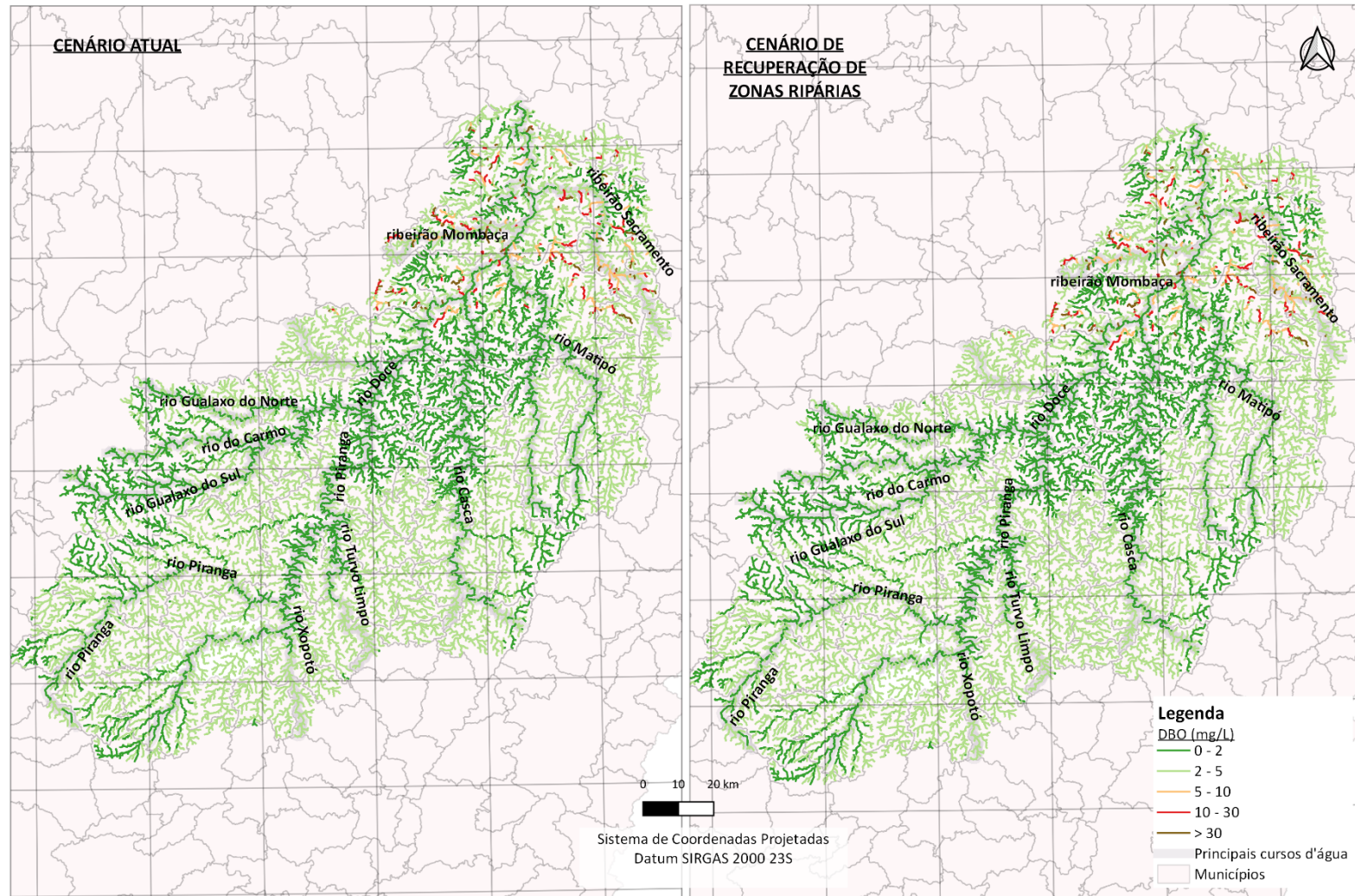
Em termos de atendimento ao padrão de qualidade, o cenário atual apresentou 96,91% dos trechos em conformidade aos requisitos para a classe 2, e o cenário de recuperação de zonas ripárias, com alterações dos usos da zona ripária e consequente alteração da poluição difusa, resultou em 96,99% dos trechos em conformidade.

Vale lembrar ainda que a simulação realizada leva em consideração o lançamento de efluentes industriais apenas das indústrias cadastradas na FIEMG. Portanto, a carga poluente lançada e não utilizada na simulação, possivelmente agravaria a condição atual da qualidade das águas na bacia.

**Tabela 5.3 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – DBO - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias.**

Intervalos	Quantidade de trechos - Cenário Atual	Quantidade de trechos - Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias	Status de mudança
<2	4256	5020	↑ 764
2-5	6521	5766	↓ 755
5-10	146	139	↓ 7
10-30	114	112	↓ 2
30	84	84	0

Figura 5.26 – Concentrações do Parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio – UPGRH Rio Piranga.



### 5.5.2 Oxigênio Dissolvido

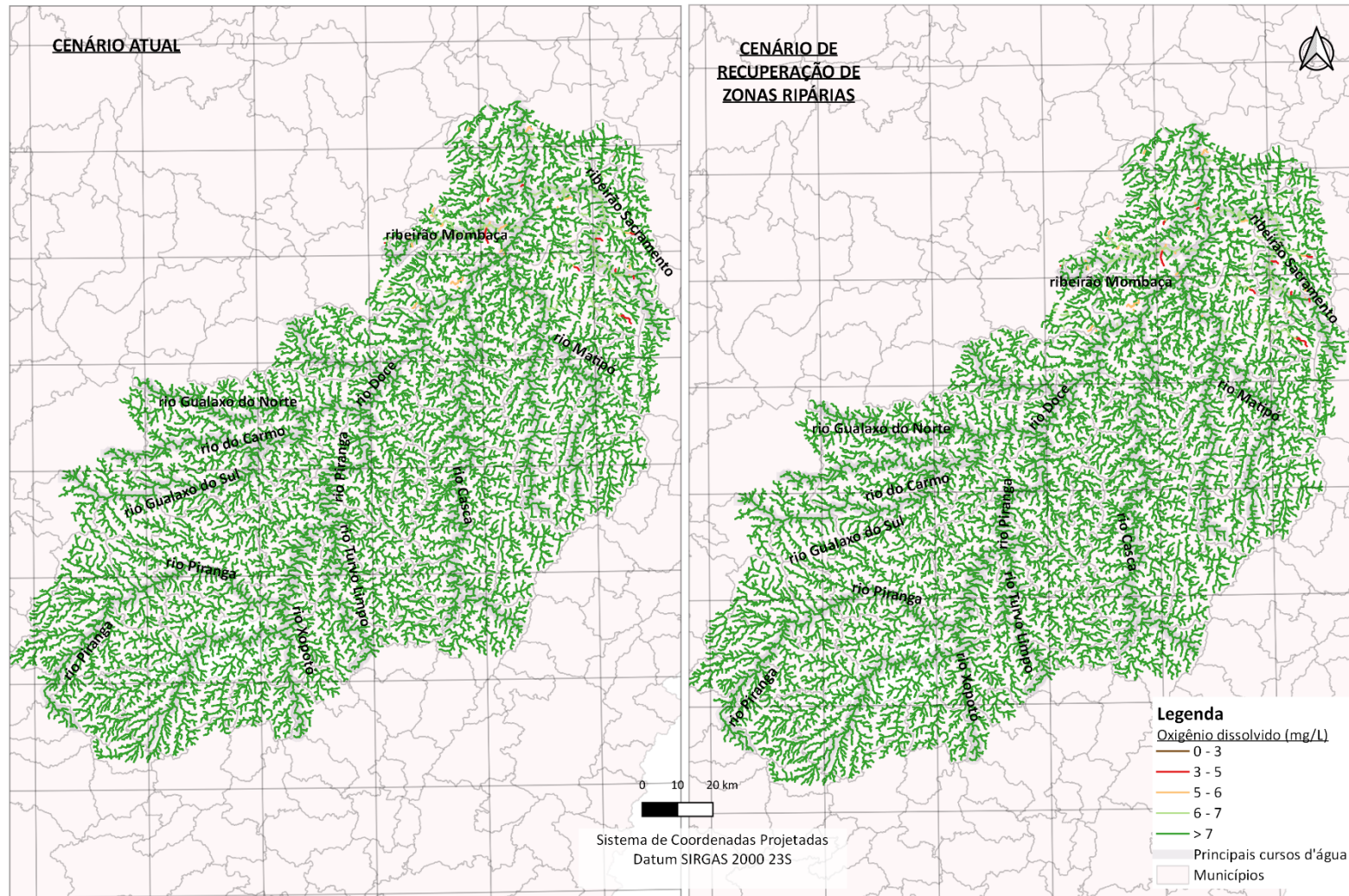
A quase totalidade dos trechos, aproximadamente 95,4% dos resultados do cenário atual, encontrou-se enquadrada com teores superiores a 7 mg/L, com a mudança do uso do solo e os teores de poluição difusa alterando pouco o cenário atual já conhecido.

Em termos de atendimento ao padrão legal, superior a 5 mg/L, os resultados apresentam-se, no cenário atual e no cenário de recuperação das zonas ripárias, satisfatórios, indicando níveis de oxigenação que não comprometem a biota aquática, de 99,91% de conformidade em relação aos 11.121 trechos analisados (Tabela 5.4 e a Figura 5.27). Trechos com concentrações mais baixas de oxigênio dissolvido, como o ribeirão Mombaça e Sacramento, coincidiram com aqueles que apresentaram valores de DBO elevados, indicando consumo de oxigênio para degradação de matéria orgânica.

**Tabela 5.4 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – Oxigênio Dissolvido - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias.**

Intervalos	Quantidade de trechos - Cenário Atual	Quantidade de trechos - Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias	Status de mudança
<3	1	1	0
3-5	30	30	0
5-6	63	58	↓ 5
6-7	412	369	↓ 43
>7	10615	10663	↑ 48

Figura 5.27 – Concentrações do Parâmetro Oxigênio Dissolvido – UPGRH Rio Piranga.



### 5.5.3 Coliformes Termotolerantes

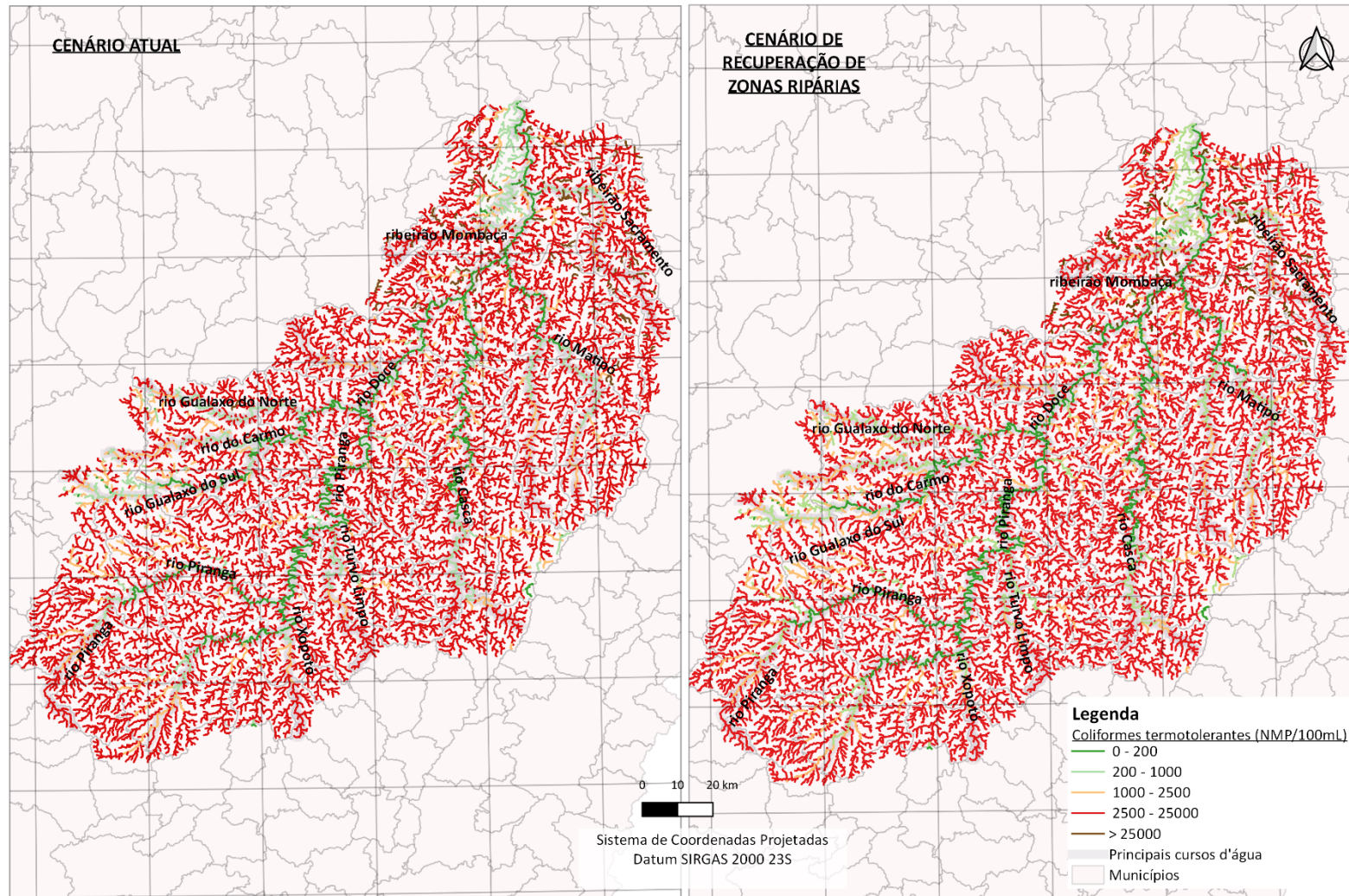
Os teores de coliformes termotolerantes indicaram, pela Tabela 5.5 e Figura 5.28, concentrações superiores a aquelas determinadas pela DN COPAM nº 01/2008 para águas doce classe 2, de 1.000 NMP/100mL. De fato, os teores alcançaram patamares bem superiores com concentrações médias ficando no intervalo de 2.500 a 25.000 NMP/100mL no cenário atual e diminuindo, não significativamente, quando alterado uso e ocupação dos solos das zonas ripárias. No trecho do rio Gualaxo do Sul e próximos ao trecho final do rio Doce na unidade de planejamento, observaram-se teores menos expressivos de coliformes, indicando menos contaminações relacionadas ao esgoto doméstico. Observou-se diminuição de trechos com valores muito elevados, porém, só esta alteração física não é capaz de elevar a qualidade das águas de maneira eficiente.

Em termos de não conformidades, apenas 9,59% dos trechos encontraram-se adequados em termos do padrão de qualidade de águas classe 2 para o cenário atual, enquanto que, para o cenário com alterações no uso do solo das zonas ripárias, tal conformidade aumenta para 10,71%, indicando que apesar da preservação das zonas ripárias promover melhorias na qualidade das águas, ela não é significativa.

**Tabela 5.5 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – Coliformes Termotolerantes - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias.**

<b>Intervalos</b>	<b>Quantidade de trechos - Cenário Atual</b>	<b>Quantidade de trechos - Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias</b>	<b>Status de mudança</b>
<200	513	564	↑ 51
200-1000	554	627	↑ 73
1000-2500	824	989	↑ 165
2500-25000	9021	8754	↓ 267
>25000	209	187	↓ 22

Figura 5.28 – Concentrações do Parâmetro Coliformes Termotolerantes – UPGRH Rio Piranga.



#### 5.5.4 Fósforo Total

A Figura 5.29 e Tabela 5.6 ilustraram os resultados da simulação do cenário atual e do cenário de recuperação das zonas ripárias. Em comparação ao cenário atual, observou-se mudança entre as classes dos trechos analisados, com deslocamentos no sentido das classes que atendem águas doce classe 2. O limite legal estabelecido pela DN COPAM nº 01/2008 é 0,1 mg/L para ambientes lóticos, sendo ressaltado pela Tabela 5.6 que grande parte dos trechos de fato encontra-se dentro deste intervalo ( $< 0,1$  mg/L).

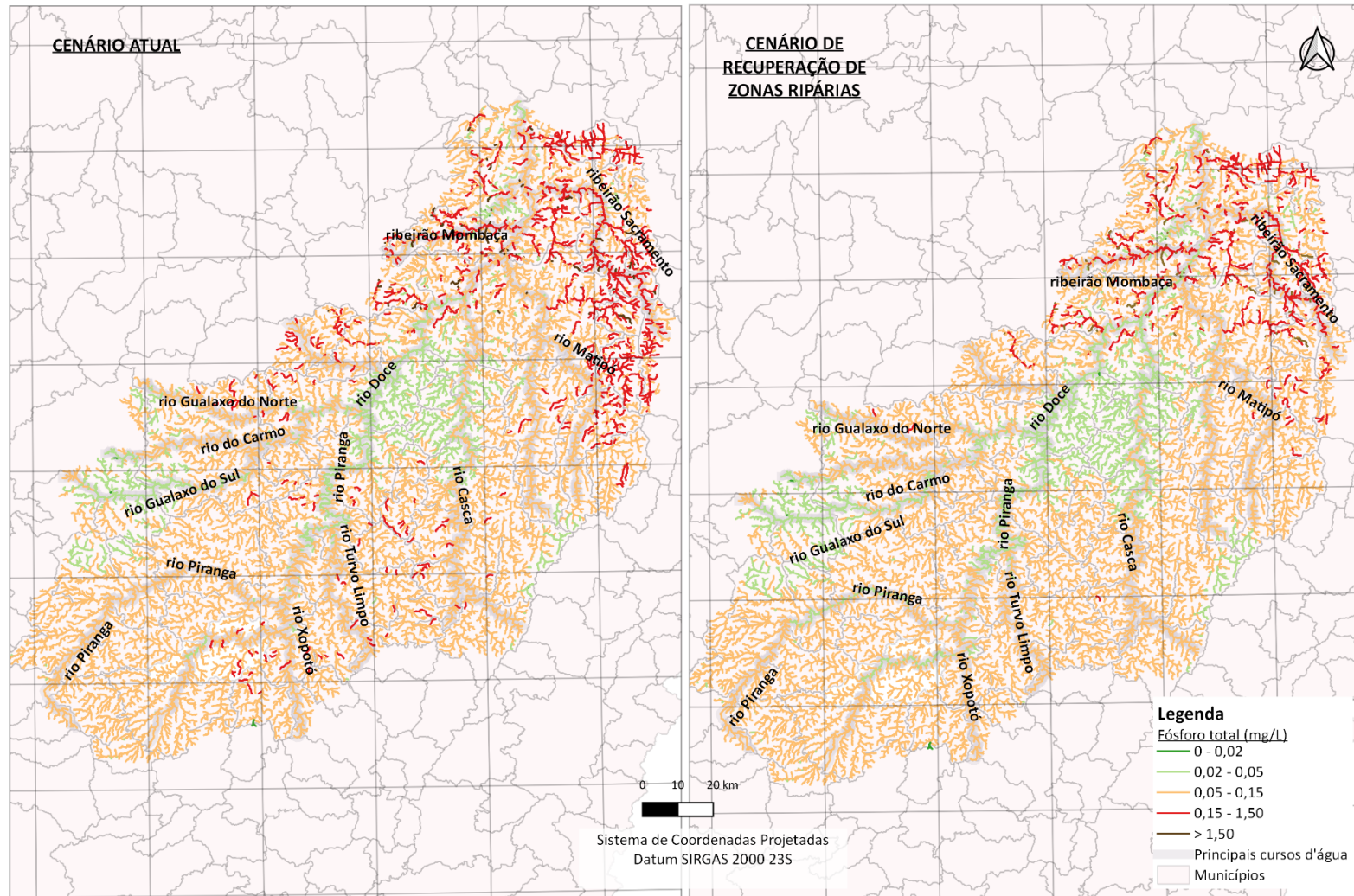
Foram observadas diminuições de trechos com concentrações mais elevadas, porém a bacia ainda apresenta situação crítica em alguns trechos. Teores mais elevados de fósforo foram observados na parte sul da bacia, próximo aos afluentes do rio Doce, ribeirão Mombaça e Sacramento, com concentrações superiores a 0,15 mg/L. O rio Xopotó e Matipó apresenta trechos com teores elevados deste nutriente, com observância de usos de solo para práticas de silvicultura. A presença do fósforo está associada ao arraste de nutrientes oriundos de áreas agricultáveis ou também pode ser encontrado, em menores teores, no esgoto doméstico.

O nutriente fósforo total foi o que apresentou melhorias mais significativas quando comparados os cenários simulados, com percentuais de 50,72% no cenário atual, elevando-se para 63,84%.

**Tabela 5.6 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – Fósforo Total - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias.**

Intervalos	Quantidade de trechos - Cenário Atual	Quantidade de trechos - Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias	Status de mudança
<0,02	9	11	↑ 2
0,02 - 0,05	1529	2064	↑ 535
0,05 - 0,15	8460	8356	↓ 104
0,15 - 1,5	1051	618	↓ 433
>1,5	72	72	0

Figura 5.29 – Concentrações do Parâmetro Fósforo Total – UPGRH Rio Piranga.



### 5.5.5 Compostos nitrogenados

As concentrações de Nitrato indicaram, pela Tabela 5.7 e Figura 5.30, quase total conformidade dos resultados como estabelecido pela DN COPAM nº 01/2008 para águas doce classe 2, de 10 mg/L, com resultados simulados apresentando-se bem abaixo do padrão máximo para os dois cenários avaliados. Quando alterado o uso e ocupação do solo das zonas ripárias, foram observadas melhoras de trechos com concentrações mais elevadas, porém tal mudança foi pouco perceptível, como observado na Tabela 5.7.

Corroborando os resultados já mencionados, os percentuais de atendimento ao padrão de qualidade foram bem altos, de 99,94% nos dois cenários, indicando poucas mudanças com as alterações de uso do solo propostas.

**Tabela 5.7 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – Nitrato - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias.**

Intervalos	Quantidade de trechos - Cenário Atual	Quantidade de trechos - Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias	Status de mudança
<0,05	20	22	↑ 2
0,05 - 0,50	10747	10760	↑ 13
0,50 - 1,50	215	200	↓ 15
1,5 - 3	69	69	0
>3	70	70	0

Como já mencionado para o Nitrato, os resultados para o parâmetro Nitrito estiveram bem abaixo do padrão máximo de qualidade, de 1 mg/L, garantindo quase a totalidade dos trechos em conformidade ambiental (Tabela 5.8 e Figura 5.31).

Por este motivo, a fim de pegar as pequenas oscilações das concentrações, os intervalos foram estabelecidos de forma a identificar mudanças oriundas da alteração do uso e ocupação dos solos das zonas ripárias. Quando alterado o uso e ocupação do solo das zonas ripárias, foram observadas melhoras de trechos com concentrações mais elevadas, porém tal mudança foi pouco perceptível, como observado na Tabela 5.8. Ficou evidenciado que para o intervalo > 0,15 mg/L, as mudanças ficam realçadas, com muitos trechos, mais precisamente 1.161 trechos, se enquadrando na faixa anterior (0,09 a 0,12 mg/L).

Analisando os dados individualmente, observou-se total atendimento ao padrão de qualidade nos dois cenários avaliados.

**Tabela 5.8 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – Nitrito - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias.**

Intervalos	Quantidade de trechos - Cenário Atual	Quantidade de trechos - Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias	Status de mudança
<0,05	1712	2019	↑ 307
0,05 - 0,07	1336	1471	↑ 135
0,07 - 0,09	1186	1408	↑ 222
0,09 - 0,15	2073	2570	↑ 497
>0,15	4814	3653	↓ 1161

A variável Nitrogênio amoniacal total apresenta um diferencial em termos de conformidade, tendo em vista a variação de sua toxicidade em função dos níveis de pH. O valor de 0,5 mg/L, mais restritivo está associado a teores de pH acima de 9, sendo este o padrão utilizado para comparação com os padrões legais.

As mudanças entre os intervalos ocorreram, com diminuição de trechos com concentrações entre 0,5 e 0,6 mg/L e superiores a 0,6 mg/L, deslocando-se estes trechos para intervalos de concentrações menores e menos significativos. Em termos de conformidade, o cenário atual apresentou 63,40% de conformidades ao enquadramento, enquanto no cenário de recuperação de zonas ripárias o percentual aumentou para 75,18%.

**Tabela 5.9 – Situação de Classes de Qualidade das Águas Superficiais – Nitrogênio Amoniacal Total - Cenário Atual e Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias.**

Intervalos	Quantidade de trechos - Cenário Atual	Quantidade de trechos - Cenário de Recuperação de Zonas Ripárias	Status de mudança
<0,25	1863	2290	↑ 427
0,25 - 0,35	1924	2225	↑ 301
0,35 - 0,50	3264	3846	↑ 582
0,5 - 0,6	2355	2100	↓ 255
>0,6	1715	660	↓ 1055

Figura 5.30 – Concentrações do Parâmetro Nitrato – UPRH Rio Piranga.

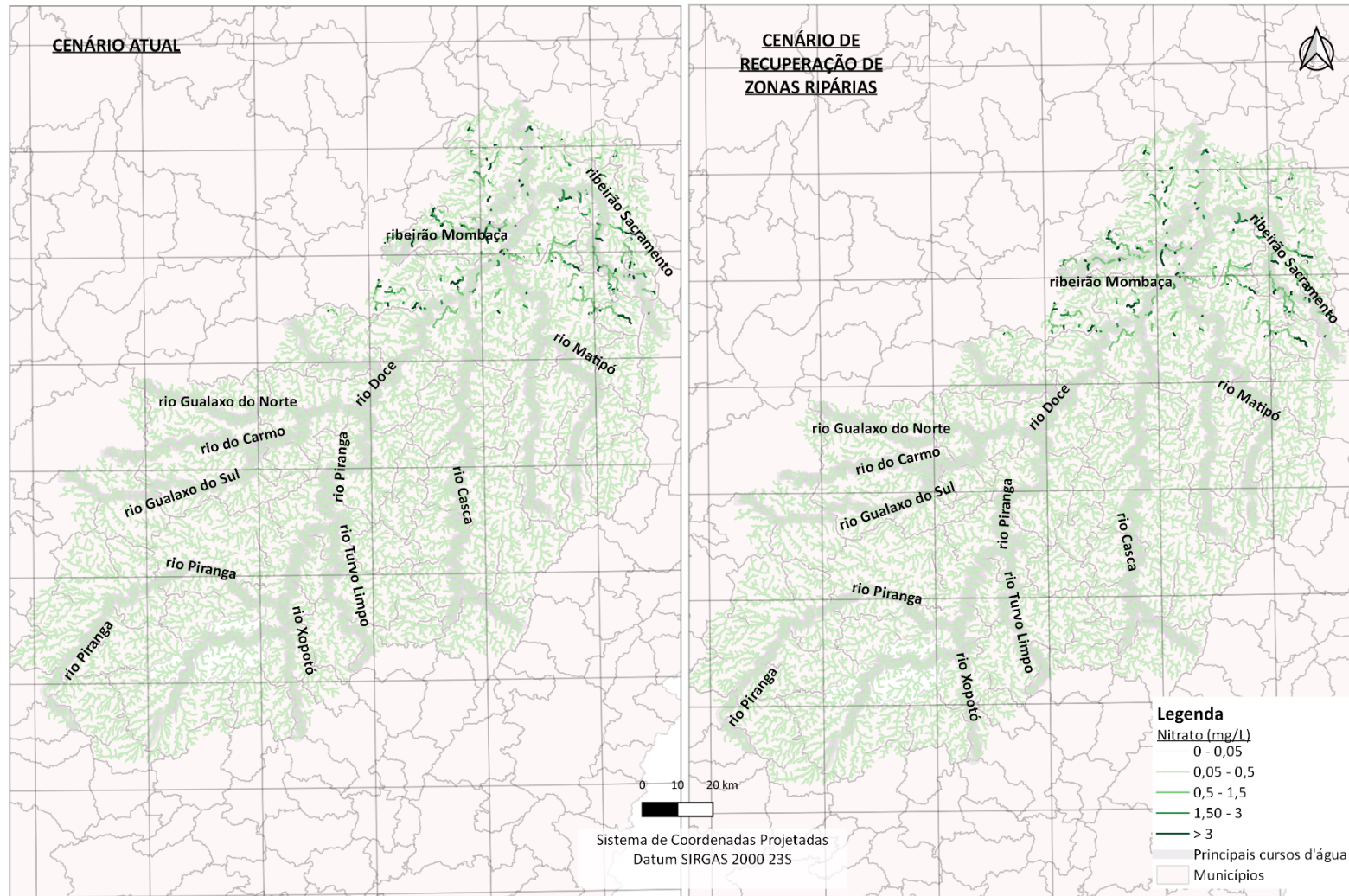


Figura 5.31 – Concentrações do Parâmetro Nitrito – UPRH Rio Piranga.

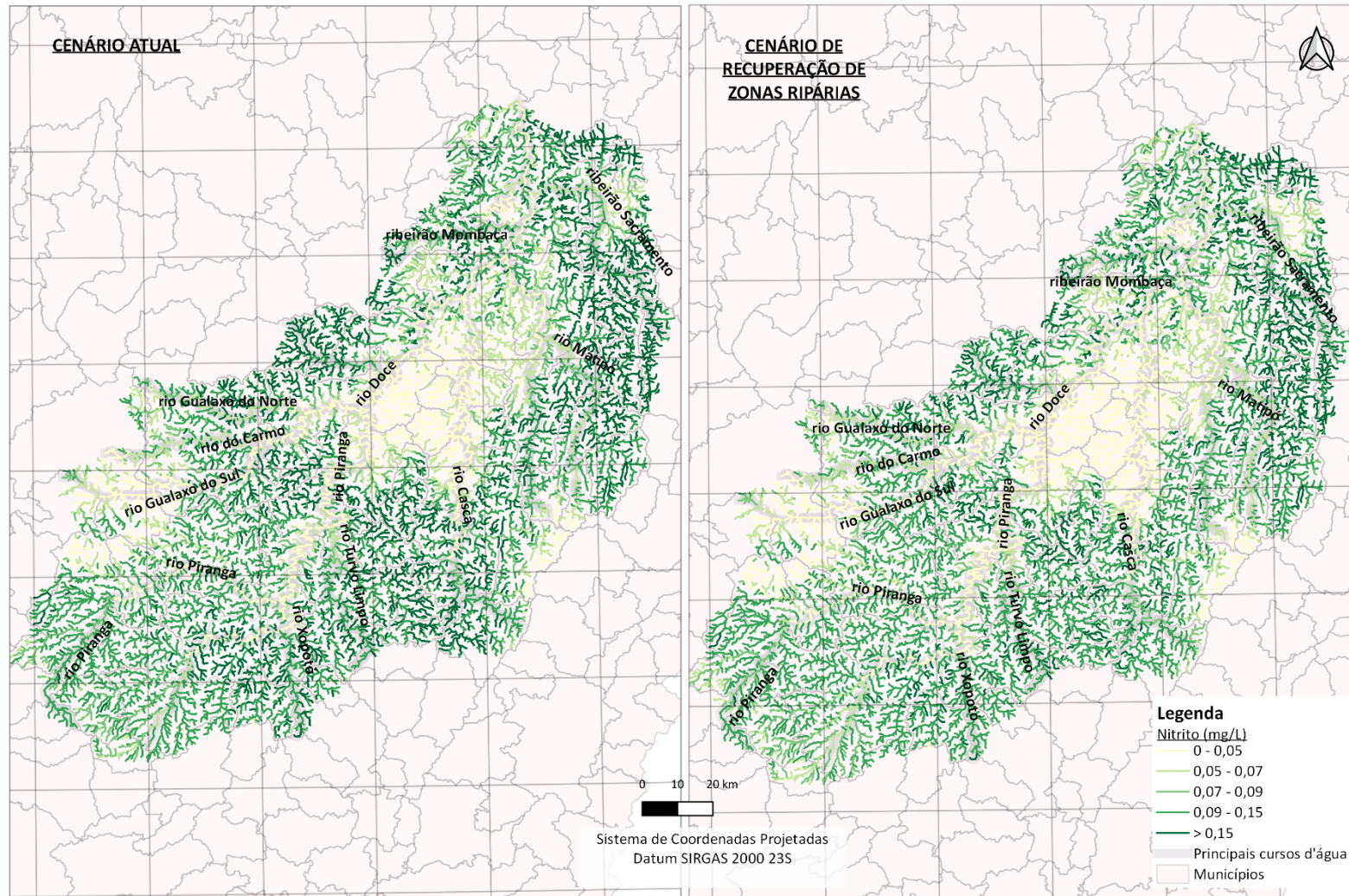
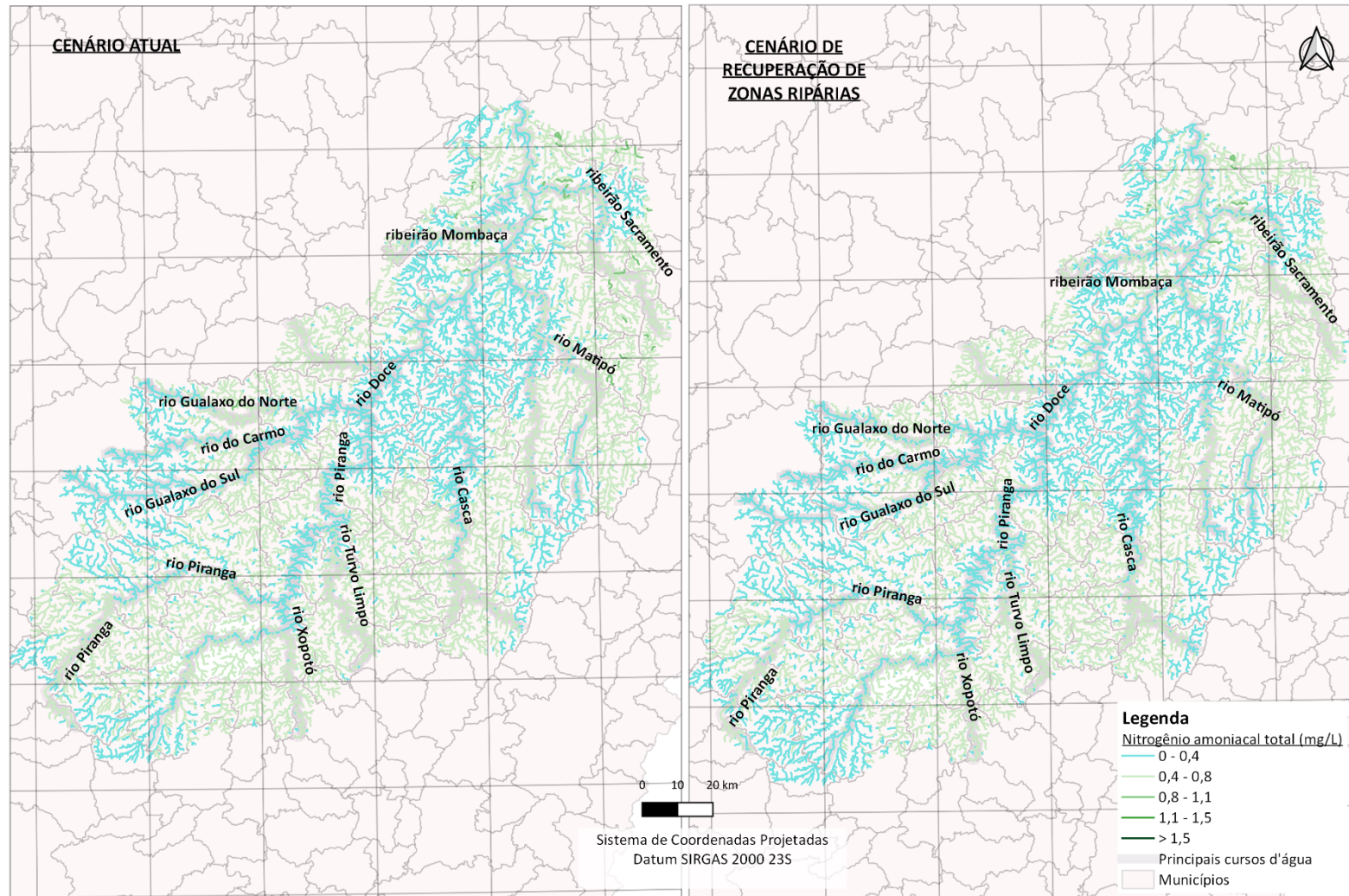


Figura 5.32 – Concentrações do Parâmetro Nitrogênio Amoniacal Total – UPGRH Rio Piranga.



## 6 DISCUSSÕES

As simulações de qualidade das águas realizadas para o cenário atual em comparação ao cenário de recuperação de zonas ripárias, com uso do solo das zonas ripárias como florestas, indicaram melhorias nas variáveis avaliadas, de maneira geral, em decorrência da presença de florestas nas áreas adjacentes nos cursos d'água, em conformidade aos critérios do novo Código Florestal.

A variável DBO apresentou resultados promissores, apesar de não ser um fator fortemente influenciado pelas alterações de uso e ocupação do solo propostos, uma vez que estão principalmente associados a fontes pontuais de poluição. Alguns trechos deslocaram-se da faixa de 2 a 5 mg/L para de menor que 2 mg/L, indicando melhora da qualidade das águas.

Correlacionada a DBO, a variável Oxigênio dissolvido (OD) apresentou qualidade das águas conformes ao padrão legal vigente, entretanto, sem grandes oscilações entre os cenários avaliados. Mello et al. (2018) mencionaram que a cobertura florestal, especialmente nas zonas ripárias, atua como filtro, controlando e diminuindo a concentração de sedimentos e poluentes e aumentando os valores de OD. A relação positiva entre o oxigênio dissolvido e a presença de florestas ripárias também foi observada em pesquisa desenvolvida por Oliveira et al. (2016).

Cabe ressaltar que trechos fluviais em áreas com florestas têm água mais fria e níveis mais altos de concentração de oxigênio, uma vez que a demanda de OD aumenta com o aumento da temperatura, enquanto a solubilidade do oxigênio na água diminui (MANAHAN, 1994; ABELL e ALLAN, 2002). Entretanto, concentrações mais elevadas, de acordo com Tanaka et al. (2016), estão associadas com florestas ripárias mais largas, com árvores mais desenvolvidas e maiores estruturas verticais dos dosséis.

Os resultados para Coliformes termotolerantes/*E.coli* indicaram que, a alteração do cenário atual do uso do solo para a preservação total das zonas ripárias, gerou melhora da qualidade das águas (de 9,59% para 10,71%). Entretanto, em função das altas concentrações da referida variável na bacia, a melhoria estimada com a simulação não implicaria no atendimento aos padrões de qualidade das águas estabelecidos para a classe 2.

O atendimento aos padrões de coliformes termotolerantes ou *E.coli* para a classe 2 (MINAS GERAIS, 2008), consiste em um desafio para a gestão das águas, haja vista a diversidade e intensidade das intervenções antrópicas (p.ex. LOPES et al., 2019). Neste contexto, mesmo sob

condições hipotéticas de excelente infraestrutura sanitária para um país em desenvolvimento, a cobertura de coleta e tratamento de 95% do esgoto gerado e o tratamento com desinfecção em todas as estações de tratamento de esgoto, é provável que, as concentrações de coliformes termotolerantes em alguns trechos que cortam centros urbanos, como é o caso do rio das Velhas, estejam acima do máximo permitido de 1.000 NMP / 100 mL ( VON SPERLING e VON SPERLING, 2013).

Deste modo, as concentrações de bactérias do grupo coliformes nas águas superficiais podem não sofrer influência significativa das zonas ripárias, sendo mais influenciado pelas ações realizadas na bacia hidrográfica como um todo ( MELLO et al., 2018).

Vários estudos indicam que bacias com predomínio de áreas agrícolas e residenciais apresentam maiores concentrações de sedimentos e nutrientes nas águas superficiais, do que nas bacias cobertas por florestas ou pastagens (MELLO et al., 2017; ZHOU et al., 2012; HUANG et al., 2016). Os resultados deste trabalho corroboram tal afirmação, haja vista que as concentrações de fósforo, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal estariam conformes aos padrões vigentes após substituição do uso do solo atual das zonas ripárias por florestas.

As atividades antrópicas, principalmente as de cunho agrícola, influenciam de maneira mais intensa na qualidade das águas. A intensa atividade agrícola, onde os agricultores não implementam práticas de conservação, deixa o solo regularmente exposto e sujeito a erosão em eventos de chuva, e sedimentos com nutrientes são transportados para o rio (URIARTI et al., 2011; DING et al., 2016).

O percentual de atendimento para Fósforo total quando comparados os cenários indicam melhora de aproximadamente 13% da qualidade das águas dos trechos da UPGRH do rio Piranga. A influência das condições de preservação das zonas ripárias sobre as concentrações da referida variável nas águas foi verificada nos trabalhos de Mello et al. (2009); Cho et al. (2010), Souza et al (2013) e Mello et al. (2017).

Apesar dos resultados positivos, Uriarte et al. (2011) e Mello et al. (2018) afirmaram que os teores de fósforo total são melhores explicados pela composição do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, associados ao aumento das vazões no período de chuvas, sendo mais fracamente influenciados pelas zonas ripárias.

Para os compostos nitrogenados, resultados satisfatórios foram observados, com percentuais de conformidade de 99,94, 100 e 75,18%, para nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal,

respectivamente, para o cenário simulado. Mello et al. (2017) observou reduções de concentrações de 22,6% de nitrogênio total no cenário atual em relação ao cenário com preservação das zonas ripárias e Yang et al (2016) com reduções de 28% para nitrogênio total neste mesmo caso. Os efeitos positivos das zonas ripárias como atenuantes da poluição difusa por compostos nitrogenados também foram verificados nos trabalhos de Maillard e Santos (2008) e Oliveira et al. (2016).

Para nitrogênio amoniacal total, o cenário de recuperação de zonas ripárias com alteração do uso do solo das zonas ripárias para florestas indicou percentuais de atendimento ao padrão de qualidade superior a 75%, 12% acima do cenário atual. Enquanto, o nitrato, apresentou melhorias na qualidade das águas, com diminuições de concentrações entre as classes de 0,50 a 1,50 mg/L para inferiores a 0,50 mg/L, com a totalidade dos trechos em acordo com o padrão de qualidade das águas doces. Para a UPGRH do rio Piranga, os teores de nitrato não são muito elevados, considerando que o padrão de qualidade de águas classe 2 é 10 mg/L.

De modo geral, com melhora nas concentrações de nitrato, constatou-se a influência das zonas ripárias sob este parâmetro, como também observado por Gonzales-Inca et al. (2015) e Tanaka et al. (2016) que identificaram a zona ripária como crítica na mitigação da poluição por este nutriente. Tal constatação vale para os compostos nitrogenados como um todo, uma vez que o nitrogênio vive em constante transformação e é usado por muitos microrganismos no curso d'água e nos ecossistemas ripários. Swanson et al. (207) acrescentaram ainda que vegetação herbácea e lenhosa são eficazes na remoção de nitrato por meio da deposição, absorção e processos biológicos, confirmando os resultados obtidos.

Ainda, para nitrito, os resultados simulados apresentaram-se superiores aos observados, porém, quando comparados os cenários foram observadas melhoras na qualidade das águas, também discretas. Os cursos d'água com teores superiores a 0,15 mg/L de nitrito, foi observado que 10% dos trechos com concentrações no cenário atual enquadrados nesta classe, se deslocaram para classes de melhor qualidade. Maillard e Santos (2008) sugerem que as zonas ripárias são menos inibidoras para o nitrito, sendo mais fortemente influenciado por usos do solo localizados ao longo da bacia hidrográfica.

Apesar dos resultados indicarem melhorias na qualidade das águas associadas a preservação das zonas ripárias, apenas a preservação do uso e ocupação do solo na forma de florestas, arbitrada de maneira genérica, conforme sugerido no cenário de recuperação de zonas ripárias, não foi suficiente para garantir a conformidade ambiental de forma significativa aos padrões

estabelecidos pela DN COPAM n° 01/2008. Outros fatores podem influenciar na retenção de nutrientes e contaminantes pelas zonas ripárias, entre eles a estrutura da vegetação.

De acordo com Roberts et al. (2012), a retenção de água e nutrientes aumenta durante os períodos de crescimento das plantas e quando estes estão em estágios iniciais de sucessão, mas diminui para zero quando os tamanhos máximos são atingidos para uma variedade de espécies de plantas e formas de crescimento. Nesse estágio, a remobilização do fósforo pode ocorrer, resultando na liberação líquida dos povoamentos maduros (HOFFMAN et al., 2009). Portanto, áreas menos densas com árvores maiores, provavelmente atingindo seu tamanho máximo, tendem a reter menos fósforo do que áreas com árvores densas e menores.

A estrutura da floresta ripária também pode estar relacionada ao habitat e variáveis da qualidade da água, uma vez que a presença de florestas ripárias pode não ser suficiente para atuar como atenuador da poluição difusa, mas as diferenças nos graus de estados de radiação ou sucessão podem ser tão importantes quanto a presença de uma zona ripária. A distribuição espacial tridimensional da vegetação, juntamente com características específicas quanto ao metabolismo das plantas, alocação de recursos e taxas de crescimento influenciam nos ciclos de nutrientes (DOSSKEY et al., 2010; SOUZA et al., 2013).

Florestas ribeirinhas podem variar na estrutura devido a diferenças no solo e nas condições abióticas, tempo desde a última perturbação (diferentes estágios de sucesso), diferenças anteriores no uso da terra e composição atual da paisagem nas áreas adjacentes (HERMY e VERHEYEN, 2007; DOSSKEY et al., 2010; HAGEN et al., 2010). Assim, vegetações ribeirinhas de diferentes estruturas podem não ter o mesmo efeito na melhoria da qualidade de cursos de água. De fato, as florestas ribeirinhas não são homogêneas, e seus efeitos podem ser variáveis (DOSSKEY et al., 2010; HARDING et al., 2016).

Existem, portanto, controvérsias no que diz respeito a efetividade da vegetação das zonas ripárias uma vez que cada curso hídrico reage diferente a uma mesma abordagem (LANGER et al., 2008; MORI et al., 2015). Entender como as diferentes vegetações das zonas ripárias influenciam as características físico-químicas do curso d'água é prioridade para manejo e conservação (CHELLAIAH e YULE, 2018).

As florestas em estágios sucessivos distintos podem ter características diversas, com forte redução na densidade do caule e aumento da área basal em algumas décadas após a colheita (NAIMAN et al., 2005). As florestas ribeirinhas dentro da bacia podem diferir em várias

características, incluindo idade do estande e altura, área basal, estratificação da floresta, etc., dependendo dos usos predominantes da terra em escalas locais (TABACCHI et al., 2000; NAIMAN et al., 2005). As florestas maduras também podem apresentar variação na estrutura, através de um mosaico de coberturas fechadas e abertas que permite comunidades da vegetação da história, influenciando a eficiência das zonas ripárias (TABACCHI et al., 2000; MERRITT et al., 2010).

Por exemplo, a absorção de nutrientes pela vegetação pode influenciar na quantidade do fluxo desse elemento pelas zonas ribeirinhas, podendo apresentar variações com a idade da vegetação (DOSSKEY et al., 2010). Ou seja, córregos que fluem através de florestas maduras poderiam receber maior entrada de nutrientes (HOFFMAN et al., 2009).

As diferenças na estrutura da floresta podem, ainda, influenciar na interceptação das chuvas, devido a características das árvores como tamanho da coroa, folgas no dossel, formato e orientação das folhas, presença de galhos, obstruções no caminho do fluxo e tipo de casca (HOFFMAN et al., 2009).

A densidade de árvores é um importante componente da estrutura das florestas, que por sua vez pode influenciar os ciclos hidrológicos e o deslocamento de nutrientes para os riachos (DOSSKEY et al., 2010, SOUZA et al., 2013). Assim, mesmo para uma dada cobertura de florestas ripárias numa microbacia, tais florestas podem apresentar diferenças em sua estrutura.

Fato é que, a cobertura florestal, tanto para a bacia hidrográfica como para a zona ripária, está relacionada à boa qualidade da água e desempenha um papel significativo na melhoria da qualidade da água em diferentes bacias hidrográficas do mundo (Wang et al., 2013; Oliveira et al., 2016).

Outro fator que pode influir na limitada melhoria da qualidade das águas na bacia e, conseqüentemente, não atendimento aos padrões legais para a classe 2, refere-se à restrição de escala, haja vista que as mudanças de uso e ocupação do solo foram restritas às zonas ripárias, conforme critérios do novo Código Florestal.

Mudanças na escala da bacia hidrográfica e nas zonas ripárias podem influenciar a qualidade e quantidade da água do corpo d'água, embora a contribuição relativa dos fatores que operam em cada escala não esteja ainda bem estabelecida (WAHL et al., 2013). Enquanto as alterações no uso e ocupação do solo na escala da bacia hidrográfica, a nível de paisagem, podem influenciar o fluxo de águas e nutrientes para os cursos hídricos (CLAPCOTT et al., 2012; NEIL et al.,

201), esses efeitos também podem estar associados a escala local da zona ripária, associado a erosão das margens, sedimentação, transporte de nutrientes e poluentes, bem como condições para as comunidades biológicas aquáticas (NAIMAN et al., 2005; DOSSKEY et al., 2010).

Alguns estudos sugerem que o uso e ocupação do solo em escala de bacia hidrográfica é um melhor preditor da qualidade das águas (ZHOU et al., 2012; MENESES et al., 2015; DING et al., 2016; SLIVA e WILIAMS, 2001; HUNSAKER e LEVINE, 1995; ROTH et al., 1996), enquanto outros autores identificaram que as características de cobertura da terra em escala ripária explicaram mais as variações ocorridas nos corpos hídricos (JOHNSON et al., 1997; MCMILLAN e SCIENTIST, 2014; URIARTE et al., 2011; LAMBERT e ALLAN, 1999; TRAN et al., 2010; SHEN et al., 2015; SHI et al., 2017).

Várias estudos descobriram, ainda, que ambas as escalas da bacia hidrográfica e zona ripária podem influenciar a estrutura (STEWART et al., 2001; GOFORTH e BAIN, 2010) e funcionalidade (SPONSELLER e BENFIELD, 2001; SILVS-JUNIOR et al., 2014; TANAKA et al., 2015; RICHARDS e HOST, 1994; ALLAN et al., 1997; LAMBERT e ALLAN, 1999; WANG et al., 2001; DOVCIAK e PERRY, 2002; FAUSCH et al., 2002; ROY et al., 2007) de ecossistemas lóticos. Nesse sentido, destaca-se a importância de uma análise em múltiplas escalas, especialmente visando o entendimento dos impactos do uso e ocupação do solo na qualidade das águas (URIARTE et al., 2011; ZHOU et al., 2012; TANAKA et al., 2016).

Uma possível explicação para a variabilidade de resultados encontrados, pode ser que as pesquisas mencionadas se basearam, de forma geral, na composição da cobertura da terra em bacias hidrográficas, como porcentagem de terreno e quantidade total de superfície impermeável ou vegetada, desconsiderando o papel da configuração ou fragmentação da terra na bacia hidrográfica (SHANDAS e ALBERTI, 2009).

Complementarmente, a avaliação dos efeitos antropogênicos na qualidade das águas em diferentes escalas espaciais também depende dos indicadores de qualidade da água considerados. Os efeitos agudos nas condições físicas e características químicas da água podem não persistir tempo suficiente para detectar seu impacto nos organismos biológicos, então os indicadores biológicos que podem integrar efeitos a mais tempo escalas são necessárias para detectar impactos ambientais (KARR, 1981; METCALFE-SMITH, 1994; MARCHANT et al., 2006). Alguns estudos descobriram que combinações diferentes de grupos de organismos e indicadores biológicos podem resultar em maior precisão na avaliação de riscos ambientais (MARCHANT et al., 2006; MUELLER et al., 2014), uma vez que diferentes tipos de

organismos podem responder a estressores distintos, ou apresentam respostas diferentes dependendo da escala espacial considerados (DOLPH et al., 2011; CLAPCOTT et al., 2012; ZUELLIG et al., 2012). Métodos mais precisos de biomonitoramento podem então ser usados em modelos preditivos de risco, para apoiar decisões sobre estratégias de desenvolvimento sustentável e gestão (Potter et al., 2004).

Estudos mostraram, ainda, que diferentes parâmetros da qualidade da água variaram em sua capacidade de resposta escalas diferentes quando analisadas separadamente (URIARTE et al., 2011; ZHOU et al., 2012). Esses múltiplos pontos de vista sugerem que o planejamento da gestão da água e da restauração florestal. É necessário adotar uma perspectiva em várias escalas, mas as ações devem ser direcionadas para toda a bacia hidrográfica. Embora a importância das zonas ripárias seja inquestionável, a gestão de bacias hidrográficas é extremamente necessária para manter a qualidade da água.

Dickard et al. (2015) descrevem, através de protocolos determinados pela Agência Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA), um processo integrado de sete etapas para gerenciar zonas ripárias pensando em termos de funcionalidade ecológica:

- 1) Avaliação da condição das funções ecológicas;
- 2) Identificação dos valores dos recursos (p.ex. habitats de espécies listadas);
- 3) Priorização dos alcances para gerenciamento, restauração ou monitoramento;
- 4) Identificação de problemas e estabelecimento de metas e objetivos;
- 5) Projeção e implementação de ações de gerenciamento e restauração;
- 6) Monitoramento e análise da eficácia das ações;
- 7) Implementação de ações adaptativas.

Onde os problemas de qualidade da água são causados por problemas de funcionalidade ripária, isso pode se tornar bastante compatível com as medidas que a USEPA considera.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos sugerem que, em bacias com elevado nível de antropização, como a unidade de planejamento rio Piranga, a preservação das zonas ripárias de acordo com o critério métrico pelo Novo Código Florestal, não foram suficientes para preservação da qualidade das águas e enquadramento de corpos d' água aos objetivos de uso propostos. Os parâmetros físico-químicos apresentaram, de fato, resultados favoráveis, principalmente para os compostos nitrogenados e o fósforo, com trechos apresentando melhoras quando comparados os dois cenários em termos de qualidade das águas no controle da poluição difusa, entretanto, percentuais de melhora não foram superiores a 15%.

A questão da escala espacial deve ser considerada ao analisar a relação entre o padrão da paisagem e a qualidade da água das águas. O planejamento e a gestão dos recursos hídricos e da recuperação florestal devem abranger uma perspectiva multiescalar, com ações que abranjam a bacia hidrográfica como um sistema integrado.

Ressalta-se que, a situação da bacia hidrográfica em termos de antropização/preservação também é um fator determinante no sucesso das ações de restauração. O caso da UPGRH do rio Piranga caracterizou-se como uma bacia antropizada, sendo que em outras configurações de cobertura da terra de bacia podem apresentar resultados diferentes. Tal fato justifica-se pelos resultados de algumas métricas, como conectividade, onde foi observada melhora do indicador no cenário de recuperação.

Ainda, zonas ripárias ocupadas por florestas ribeirinhas, apesar de terem reduzido a quantidade de nutrientes carregados pela poluição difusa, não garantiram o atendimento integral aos padrões legais vigentes para o enquadramento de corpos d' água. Outras variáveis podem influenciar e aumentar, ainda mais, a conformidade já detectada na análise realizada, na retenção desses contaminantes, por exemplo, a estrutura das florestas. As florestas podem variar na estrutura devido a diferenças no solo e nas condições abióticas, tempo desde a última perturbação (diferentes estágios de sucesso), diferenças anteriores no uso da terra e composição atual da paisagem nas áreas adjacentes, fazendo com que a absorção de nutrientes seja diferente. Deve ser feita uma análise individual por local a ser preservado, avaliando a melhor alternativa em função dos objetivos de qualidade a serem alcançados.

A importância da zona ripária, no contexto das bacias/sub-bacias hidrográficas, é potencializada, desde que integrada a outras intervenções e práticas de manejo dos recursos naturais. Por exemplo, a atuação da Agência Nacional de Águas (ANA) na execução de dois programas indutores: o Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas (PRODES); e o Programa Produtor de Águas, os quais se valem de estratégias focadas em resultados (EFR), esquemas de pagamento por resultados (PPR) e de pagamento por serviços ambientais (PSA), respectivamente, para garantir ações continuadas de prevenção e controle da poluição hídrica (LIBÂNIO, 2016).

Os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), como o enquadramento, a outorga e a cobrança pelo uso da água, quando integrados promovem uma melhor gestão dos recursos hídricos, podendo ser subsídio para programas de restauração e preservação das zonas ripárias. O enquadramento é, além de uma referência para os demais instrumentos da PNRH, referência para outros instrumentos de gestão, como licenciamento e monitoramento, sendo peça indispensável na obtenção da efetividade dos mecanismos de proteção.

Ressalta-se ainda a importância da modelagem da qualidade das águas neste cenário, atuando como estratégia para avaliar a condição atual do corpo hídrico, antevendo cenários deletérios, mapeando uso e a ocupação do solo para o diagnóstico de uma bacia, bem como avaliando e classificando a qualidade de suas águas. Este instrumento auxilia na construção de ações e programas para equacionar o problema e evitar o colapso hídrico.

Reforça-se que a importância da implementação de programas distribuídos ao longo da bacia, tais como coleta e tratamento de esgotos domésticos, coleta e disposição adequada de resíduos sólidos domésticos, combate à erosão em estradas vicinais e reflorestamento de nascentes contribuindo para a melhoria da qualidade das águas.

Considerando perspectivas futuras, recomenda-se explorar os seguintes aspectos relacionados ao presente estudo:

- Na avaliação de cenários com alteração do uso e ocupação do solo, a escolha da vegetação, floresta ribeirinha foi a escolhida neste trabalho, pode ser avaliada individualmente considerando as características da área, considerando espécies nativas da região e, por conseguinte, os parâmetros do modelo serão específicos para aquelas espécies e os resultados podem ser mais promissores;

- A escala espacial considerou apenas a influência da zona ripária na qualidade das águas. Sugere-se, para trabalhos futuros, comparar medidas de preservação ou políticas públicas realizadas na bacia como um todo e nas zonas ripárias investigando os impactos que elas têm sobre a qualidade das águas;
- Deste modo, seria necessário considerar nessa avaliação, as demais Áreas de Preservação Permanentes abrangidas pelo Novo Código Florestal, como as APP's morfométricas, além das áreas no entorno das nascentes.
- Empregar outras vazões de referência, como a  $Q_{MLT}$  ou  $Q_{7,10}$ , sendo esta última a utilizada como referência para instrumentos do PNRH, como a outorga, no estado de Minas Gerais;
- Utilizar uma resolução espacial melhor, de por exemplo, 12,5 m, que podem fornecer informações mais detalhadas sobre as características físicas da bacia e gerar resultados mais acurados;
- Segregar a área de estudo em sub-bacias, onde podem ser atingidos resultados mais apurados de calibração.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELL, R., ALLAN, J.D. 2002. Riparian shade and stream temperatures in an agricultural catchment, Michigan, USA. In: **Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology Conference**. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, pp. 232-237.
- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA). **Almería.**, v.2, p. 203–213, 1996.
- ALLAN, J.D., ERICKSON, D.L., FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, n. 37, p. 149–161. 1997.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Outorga de direito de recursos hídricos. Caderno de capacitação em recursos hídricos**. Vol. 6. 264 p.; il. Agência Nacional de Águas - Brasília: ANA, 2011.
- ANA – Agência Nacional de Águas. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce**. Relatório Executivo. Brasília, 2013.
- ANA – Agência Nacional de Águas. **Plataforma HidroWeb v3.0.6**. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb>>. Acesso em 18-11-2019.
- ANBUMOZHI, V.; RADHAKRISHNAN, J.; YAMAJI, E. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. **Ecological Engineering**, v.24, p. 517-523, 2005.
- ANDRADE, E. M. et al. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, v.27, n.3, p.683-690, set./dez. 2007.
- ANDRADE, M.A., MELLO, C.R., BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.1, p.69–76, 2013.
- ARAÚJO, A.S. **Calibração do modelo MGB-IPH na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró**. 2017. 29f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil): Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

ARIZPE, D.; MENDES, A.; RABAÇA, J.E. (Eds.). **Sustainable Riparian Zones: a Management Guide**. Generalitat Valenciana, 2008. 287 p.

ARNOLD, J.G. et al. **SWRRB: a basin scale simulation model for soil and water resources management**. Texas A & M University Press, 1990. 142 p.

AYOKO, G. A. et al. Exploratory multivariate modelling and prediction of the physic-chemical properties of surface water and groundwater. **Journal of Hydrology**, n. 336, p. 115–124, 2007.

BALDOCHI, M.A. **Utilização do modelo QUAL2E como apoio ao gerenciamento da qualidade das águas da bacia do córrego dos Bagres**. 2002. 196 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento): Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 2002.

BARAJAS-GEA, C. I. Evaluación de la diversidad de la flora en el campus Juriquilla de la UNAM. **Bol-e: Órgano de comunicación electrónica del Centro de Geociencias de la UNAM**, v. 1, n. 2, 2005.

BÁRBARA, V.F. **Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração no rio Araguari – AP (Amazônia)**. 2006. 174 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil): Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006.

BARROS, A.M.L. **Modelagem da poluição pontual e difusa: aplicação do modelo Moneris à bacia hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco**. 2008. 218 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil): Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

BASKENT, E.Z., JORDAN, G.A. Designing forest management to control spatial structure of landscapes. **Landscape and Urban Planning**, v. 34, p. 55–74, 1996.

BEASLEY, D.B., HUGGINS, L.F. ANSWERS: a hydrological water quality simulator for watershed research. In: **Proceedings of the 10th Conference on Winter Simulation - Volume 2**. IEEE Computer Society Press. 9p. 507-515. Miami, Florida.

BEDFORD, B.C. Patterns in nutrient availability and plant diversity of temperate North American wetlands. **Ecology**, v.80, p.2151-2162, 1999.

BENNETT, J., SIMON, A., **Riparian Vegetation and Fluvial Geomorphology**. American Geophysical Union, Washington DC, USA, 2004.

BERNDT, M.E.; RUTELONIS, W.; REGAN, C.P. A comparison of results from a hydrologic transport model (HSPF) with distributions of sulfate and mercury in a mine-impacted watershed in northeastern Minnesota. **J. Environ. Manag.**, v. 181, p. 74–79, 2016.

BESKOW, S. et al. Estimativa do escoamento superficial em uma bacia Hidrográfica com base em modelagem dinâmica e distribuída. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Campinas, v. 33., n.1, p.169-178., Jan/fev 2009.

BEVEN, K. **Rainfall–Runoff Modelling: The Primer**. Wiley, Chichester, UK, 2001. 488 p.

BLYTH, E.M. Representing heterogeneity at the Southern Super Site with average surface parameters. **Journal of Hydrology**, v. 188-189, p. 869-877, 1997.

BORGES, J.A. et al. Determinação de nitrogênio amoniacal em efluente líquido da digestão anaerobia de macro e microalgas. In: **XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química**. 19 a 22 de outubro de 2014, Florianópolis, SC.

BOWLER, D.E. et al. What are the effects of wooded riparian zones on stream temperature. **Environ. Evid.**, v. 1, p. 1–9, 2012.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 336 p.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm) Acesso em: 25 fev. 2020.

BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código das Águas. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/D24643.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/D24643.htm) Acesso em: 25 fev. 2020.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1960-1969/lei-4771-15-setembro-1965-369026-publicacaooriginal-1-pl.html> Acesso em: 25 fev. 2020.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 de setembro de 1981. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm) Disponível em: Acesso em: 05 mar. 2019.

BRASIL. Lei nº 9433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm) Acesso em: 05 mar. 2019.

BROADMEADOW, S., NISBET, T.R. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. **Hydrological and Earth System Sciences**, v. 8, n.3, p. 286-305, 2004.

BUARQUE, D. C. **Simulação da geração e do transporte de sedimentos em grandes bacias: estudo de caso da bacia do rio Madeira**. 2015. 182 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental): Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

BUSS, D. F. et al. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 1, p. 1-21, 2015.

CAMPAGNOLO, K., SILVEIRA, G.L., MIOLA, A.C. Área de Preservação Permanente de um rio e análise da legislação de proteção da vegetação nativa. **Ciênc. Florest.**, vol.27, n.3 July/Sept. 2017.

CARVALHO, T.M. **Diagnóstico dos empreendimentos suinícolas na bacia do rio Piranga e o Índice de Qualidade de Águas Superficiais – IQA**. 2014. 160 f. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade Socioeconômica e Ambiental): Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2014.

CECCHI, G. et al. Estimating river pollution from diffuse sources in the Viterbo province using the potential non-point pollution index. **Annali dell’Istituto Superiore di Sanità**, v. 43, n. 3, p. 295-301, 2007.

CHELLAIAH, D., YULE, C.M. Effect of riparian management on stream morphometry and water quality in oil palm plantations in Borneo. **Limnologia**, v. 69, p.72-80, 2018.

CHEN, C. et al. Effects of local and landscape factors on exotic vegetation in the riparian zone of a regulated river: implications for reservoir conservation. **Landscape and Urban Planning**, v. 157, p.45-55, 2017.

CHO, J. et al. Water quality effects of simulated conservation practice scenarios in the Little River Experimental watershed. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.65, p.463-473, 2010.

CHOWDARY, V.M. et al. Assessment of non-point source pollution on watershed basis using remote sensing, GIS and AGNPS Modelo. In: Asian Conference on Remote Sensing, 22., 2001. Singapura. **Proceedings**.. Singapura: ACRS, 2001.

CLAPCOTT, J.E. et al. Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. **Freshw. Biol.**, v.57, p. 74–90, 2012.

COLLISCHONN, B. **Uso de precipitação estimada pelo satélite TRMM em modelo hidrológico distribuído**. 2006. 193 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental): Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 182 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

COLLISCHONN, W. et al. The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff Modelling. **Hydrological Sciences**, v.52, p.878-895, 2007.

CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 302, de 20 de março de 2002. **Dispões sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno**. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30202.html> Acesso em: 25 fev. 2020.

CONDE, R.C.C. **Fluxos de vapor de água em um cerrado sensu stricto do Distrito Federal**. 1995. 37 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia): Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, 1995.

CORREIA, T.P. **Aplicação do Modelo SWAT para simulação de cenários de uso da terra na bacia Hidrográfica do rio Jucu**. 2016. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais): Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2016.

COSTA, C.A.M. **Aplicabilidade de modelos matemáticos para elaboração de cenários de enquadramento de corpos hídricos: o caso da Bacia do Ribeirão Taquaraçu, Palmas – TO**. 2016. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental): Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2016.

CUNHA, A.C. et al. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, sér. **Ciências Naturais**, Belém, v. 1, n. 1, p. 191-199, jan-abr. 2005.

D'ARCY, B., FROST, A. The role of best management practices in alleviating water quality problems associated with diffuse pollution. **The Science of the Total Environment**, n. 265, p. 359-367, 2001.

DALVIANCO, L. **Simulação hidrossedimentológica com o modelo LISEM em uma pequena bacia Hidrográfica rural**. 2013. 92 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo): Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil, 2013.

DANIELS, R.B., GILLIAM, J.W. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. **Soil Science Society of America Journal**, v.60, n.1, p. 246-251, 1996.

DE ROO, A.P.J., OFFERMANS, R.J.E. LISEM: a physically-based hydrological and soil erosion model for basin-scale water and sediment management. **Proceeding of a Boulder Symposium**, IAHS Publ., n.231, 1995.

DEATH, R.G., COLLIER, K.J., Measuring stream macroinvertebrate responses to gradients of vegetation cover: when is enough enough? **Freshw. Biol.**, v.55, p.1447–1464, 2010.

DEGRAAF, R.M., YAMASAKI, M. **Bird and Mammal Habitat in Riparian Areas. Chpt.8. In Riparian management in forests of the continental eastern United States**. Edited by E.S. Verry, J.W. Hornbeck, and A. Dolloff. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. pp. 139-156, 2000.

DEUTSCHEWITZ, K. et al. Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. **Global Ecology and Biogeographic**, v.12, n.4, p.299-311, 2003.

DICKARD, M. et al. **Riparian area management: Proper functioning condition assessment for lotic areas**. Technical Reference 1737–15. Denver, CO: US Department of the Interior, Bureau of Land Management, National Operations Center, 2015.

DING, J. et al. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: a multi-scale analysis. **Sci. Total Environ.**, v.551, p.205–216, 2016.

DOLPH, C.L. et al. Implications of community concordance for assessing stream integrity at three nested spatial scales in Minnesota, USA. **Freshw. Biol.**, v.56, p.1652–1669, 2011.

DONNELLY, R., MARZLUFF, J.M. Importance of Reserve size and landscape context to urban Bird conservation. **Conservation Biology**, v.18, p. 3733-3745, 2004.

DOSSKEY, M. G. et al. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 2, p. 261–277, 2010.

DOVCIAK, A., PERRY, J.A. In search of effective scales for stream management: does agroecoregion, watershed, or their intersection best explain the variance in stream macroinvertebrate communities? **Environmental Management**, v.30, n.3, p. 365–377, 2002.

DSR – Divisão de Sensoriamento Remoto. **Plataforma TOPODATA**. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/>>. Acesso em 18-11-2019.

DUIKER, S.W.; FLANAGAN, D. C.; LAL, R. Erodibility and infiltration characteristics of five major soils of southwest Spain. **Catena**, v. 45, p. 103-121, 2001.

DURÃES, M.F. **Caracterização e avaliação do estresse hidrológico da bacia do rio Paraopeba, por meio de simulação chuva-vazão de cenários atuais e prospectivos de ocupação e uso do solo utilizando um modelo hidrológico distribuído**. 2010. 168 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos): Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

ENTRY, J.A. et al. The influence of vegetation in riparian filterstrips on coliform bacteria: movement and survival in water. **Journal of Environmental Quality**, v. 29. n.4, p.1206-1216, 2000.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. **Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment**. European Environmental Agency, Copenhagen, 2005.

FAN, F.M. **Acoplamento entre SIG e modelos hidrológicos: Integração do Modelo MGB-IPH**. 2011. 183 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental): Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

FAN, F.M. **Manual de definição de Unidades de Resposta Hidrológica (Blocos) do Modelo MGB-IPH**. ver. 2.0, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010a.

FAN, F.M. **Simulação dos impactos de lançamentos de poluentes sobre a qualidade das águas de bacias hidrográficas integrada com Sistema de Informação Geográfica**. 2013a. 241 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental): Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013a.

FAN, F.M., COLLISCHONN, W., RIGO, D. Modelo analítico de qualidade da água acoplado com Sistema de Informação Geográfica para simulação de lançamentos com duração variada. **Eng. Sanit. Ambient**, v.18, n.4, Oct./Dec. 2013b.

FARIAS, T. Aspectos gerais da Política Nacional de Meio Ambiente – comentários sobre a Lei nº 6938/81. **Âmbito Jurídico**, v.35. p. 444-458, 2006.

FAUSCH, K.D. et al. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. **BioScience**, v.52, p. 483–498, 2002.

FBDS – FUNDAÇÃO BRASILEIRA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **Repositório público de mapas e shapefiles para downloads**. Disponível em: < <http://geo.fbds.org.br/>> Acesso em 16/Jan/2019.

FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais. **Programa Minas Trata Esgoto**. Disponível em: <http://www.feam.br/minas-trata-esgoto> Acesso em 25 fev.2020.

FERNANDES, M.R., AGUIAR, F.C., FERREIRA, M.T. Assessing riparian vegetation structure and the influence of land use using landscape metrics and geostatistical tools. **Landscape and Urban Planning**, v. 99, p.166-177, 2011.

FIERRO, P. et al. Benthic macroinvertebrates assemblages as indicators of water quality applying a modified biotic index in a spatio-seasonal context in a coastal basin of southern Chile. **Rev. Biol. Mar. Oceanogr**, v. 47, p. 23–33, 2012.

FIERRO, P. et al. Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 724-734, 2017.

FLEISCHMANN, A. et al. Modelling hydrologic and hydrodynamic processes in basins with large semi-arid wetlands. **Journal of Hydrology**, v.561, p.943–959, 2018.

FNS. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual Prático de Análise de Água**. 4a edição. Brasília: Funasa, 2013.

FORMAN, R.T.T., GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986. 640 p.

FRAGSTATS. **Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure**, 1995.

FRANCESCHI, C.P. 2014. **O Novo Código Florestal e a Efetividade das Normas Ambientais**. 2014. 78 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Pós-Graduação em Direito): Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

FRIBERG, N. et al. Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: the good, the bad and the ugly. **Advances in Ecological Research**, v. 44, p. 1-68, 2011.

FUSHITA, A.T. **Análise da fragmentação de áreas de vegetação natural e semi-natural do município de Santa Cruz da Conceição, São Paulo, Brasil**. 2006. 125 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais): Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

GANDOLFI, S. Reflexões sobre o Novo Código Florestal e suas Implicações Práticas. Disponível em: <<http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/Reflex%C3%B5es%20Sobre%20o%20Novo>

[%20C%C3%B3digo%20Florestal%20e%20Suas%20Implica%C3%A7%C3%B5es%20Pr%C3%A1ticas.pdf](#)> Acesso em: 25 fev. 2020.

GARCIA, A.R. **Uso do modelo WEPP (Water Erosion Prediction Project) modificado para estimar taxas de erosão em estradas florestais**. 2001. 108 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal): Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2001.

GETIRANA, A. C. V. **Contribuições da altimetria espacial à modelagem hidrológica de grandes bacias na Amazônia**. 2009. 299 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

GIKAS, G.D. et al. Water quantity and hydrochemical quality monitoring of Laspias River, North Greece. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v.52, n.14, p.1312-1321, 2017.

GILLIES, C.S., CASSADY SAINT CLAIR, C. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. **PNAS**, v.105, n. 50, p.19774-19779, 2008.

GODERNIAUX, P. et al. Large scale surface-subsurface hydrological model to assess climate change impacts on groundwater reserves. **J. Hydrol.**, v.373, p.122–138, 2009.

GOFORTH, R., BAIN, M. Assessing stream integrity based on interpretations of map-based riparian and subbasin properties. **Landscape and Ecological Engineering**, v.8, p. 33-43, 2012.

GOMES, N.M. et al. Aplicabilidade do litem (limburg soil erosion) para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica tropical. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v.32, n.6, Nov./Dec. 2008.

GOMES, S.H.R. et al. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.23, n.2, Mar./Apr. 2018.

GOMES, T.F. et al. Runoff, soil loss, and sources of particulate organic carbon delivered to streams by sugarcane and riparian areas: An isotopic approach. **Catena**, v. 181, p.1-9, 2019.

GONZALES-INCA, C.A. et al. Multiscale landscape pattern affecting on stream water quality in an agricultural watershed, SW Finland. **Water Resour. Manag.**, v.29, p.1669–1682, 2015.

GREGORY, S.V. et al. An ecosystem perspective of riparian zones. Focus on links between land and water. **BioScience**, v. 41, p. 540-551, 1991.

GRUNDWALD, S., NORTON, L.D. Calibration and validation of a non-point source pollution model. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 45, n.01, p.17-39, June-2000.

GUSE, B.; REUSSER, D.E.; FOHRER, N. How to improve the representation of hydrological processes in SWAT for a lowland catchment—temporal analysis of parameter sensitivity and model performance. **Hydrol. Process.**, v.28, p.2651–2670, 2014.

GYAWALI, S. et al. Assessment of relationship between land uses of riparian zone and water quality of river for sustainable development of river basin, A case study of U-Tapao river basin, Thailand. **Procedia Environmental Sciences**, v. 17, p.291-297, 2013.

HAGEN, E.M. et al. Shifts in allochthonous input and autochthonous production in streams along an agricultural land-use gradient. **Hydrobiologia**, v.655, p.61–77, 2010.

HARDING, J. S., K. CLAASSEN, N. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refuge for forest stream invertebrates? **Hydrobiologia**, v.568, p.391–402, 2006.

HASSANIN, S. A. K. Evaluation of water quality of Elnasr-3 main drain in Egypt using QUAL2K model. **11th Int. Water Technology Conf., International Water Technology Association (IWTA)**, Egypt, 923–936. 2007.

HAUPT, J.P.O. **Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: Estudo de caso da bacia do rio Jundiaí**. 2009. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia): Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

HAYCOCK, N.E., PINAY, G. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. **Journal of Environmental Quality**, v.22, n.2, p. 273-278, 1993.

HERMY, M., VERHEYEN, K. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. **Ecol. Res.**, v.22, p.361–371, 2007.

HICKEY, M.B.C., DORAN, B. A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. **Water Qual. Res. J. Can.**, v.39, p. 311–317, 2004.

HILSENHOFF, W. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v.7, p.65–68, 1998.

HOFFMAN, C. C. et al. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. **Journal of Environmental Quality**, v.38, p.1942–1955, 2009.

HUANG, Z. et al. Effects of land use patterns on stream water quality: a case study of a small scale watershed in the Three Gorges Reservoir Area, China. **Environ. Sci.Pollut. R.**, v.23, p.3943-3955, 2016.

HUGHES, R.M. et al. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. **Aquat. Sci.**, v.55, p.1618–1631, 1998.

HULL, B. et al. Understanding of environmental quality: Ambiguities and values held by environmental professionals. **Environ. Manage.**, v.31, p.1–13, 2003.

HUNSAKER, T., LEVINE, D.A. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. **Bioscience**, v.45, p.193–203, 1995.

HUNT, D.T.E., DEE, A.S., OAKES, D.B. **Updating and estimate of the Source apportionment of nitrogen to Waters in England and Wales**. Phase 2 Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Department for Environment, Food and Rural Affairs. London, 2004.

IGAM. Instituto de Águas de Minas Gerais. **Planejamento em Recursos Hídricos**. Disponível em: < <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/planejamento-de-recursos-hidricos>> Acesso em 16-12-2019.

ILHARDT, B.L., VERRY, E.S., PALIK, B.J. 2000. **Defining riparian areas. In Riparian management in forests of the continental eastern United States**. Edited by E.S. Verry, J.W. Hornbeck, and C.A. Dolloff. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla. pp. 23–42.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. **Plano de ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos Piranga**. Consórcio Ecoplan – Lume, 2010.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. **Manual técnico e administrativo de outorga de direito de uso de recursos hídricos no estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2010a.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais**. Relatório final: Consolidação da 1ª etapa do Plano Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais. Dezembro, 2016.

IPH – INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS. **Manual Teórico-Prático da Ferramenta Warm Gis Tools**. Exemplo de aplicação na Bacia do rio das Almas. 39p. Rio Grande do Sul, Brasil, 2017.

JOHNSON, L.B. et al. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. **Freshwater Biology**, v.37, p.193–208, 1997.

JONES, E.B.D. et al. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. **Conserv. Biol.**, v.13, p.1454–1465, 1999.

KAGEYAMA, P.Y., GANDARA, F.B., OLIVEIRA, R.E. **Biodiversidade e a restauração da floresta tropical**. Pages 27–48. In: Kageyama PY, Oliveira RE, Moraes LFD, Engel VL, Gandara FB (eds) Restauração ecológica de ecossistemas naturais. FEPAF, Botucatu, 2008.

KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v.6, p. 21–27, 1981.

KINNEL, P.I.A. AGNPS-UM: applying the USLE-M within the agricultural non-point source pollution model. **Environmental Modelling & Software**, v. 15, n.3, p.331-341, Mar-2000.

KUPFER, J.A. Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. **Progress in Physical Geography**., v.32, n.3, p. 400-420, 2012.

LAMBERT, M., ALLAN, J.D. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. **Environmental Management**, v.23, p.257–270, 1999.

LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238 f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de

Ecosistemas Terrestres e Aquáticos): Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LANGER, E.L., STEWARD, G., KIMBERLEY, M. Vegetation structure, composition and effect of pine plantation harvesting on riparian buffers in New Zealand. **For. Ecol. Manage.**, v.256, p.949-957, 2008.

LARENTIS, D. G. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistema Taquari-Antas – RS.** 2004. 177 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

LARENTIS, D. G.; COLLISCHONN, W; TUCCI, C. E. M. Simulação da qualidade da água em grandes bacias: Rio Taquari-Antas, RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 3, p. 5-22, jul./set. 2008.

LEE, P., BARKER, T. Impact of riparian buffer guidelines on old growth in western boreal forests of Canada. **Forestry**, v.78, p. 263–278, 2005.

LEE, P., SMYTH, C. 2003. **Riparian forest management: paradigms for ecological management and practices in Alberta.** Report produced by the Alberta Research Council (Vegreville, Alta.) and the Alberta Conservation Association (Edmonton, Alta.) for the Northern Watershed Project Stakeholder Committee. Northern Watershed Project Final Report n. 1, 117 p.

LENZI, M.A., DI LUZIO, M. Surface runoff, soil erosion and water quality modelling in the alpone watershed using AGNPS integrated with a geographic information system. **European Journal of Agronomy**, Londres, v. 6, n.1-2, p.1-14, Mar-1997.

LI, S. et al. Water quality in the upper Han River basin: China: The impacts of land-use/land cover in riparian buffer zone. **Journal of Hazardous Materials.**, v. 165, p. 317-324, 2009.

LIBÂNIO, P.A.C. O uso de estratégias focadas em resultados para o controle da poluição hídrica no Brasil. **Eng Sanit Ambient**, v.21, n.4, p. 731-738, out/dez 2016.

LIBOS, M.I.P.C. **Modelagem Hidrológica Quali Quantitativa: Estudo de Caso da Bacia Hidrográfica do Rio Manso-MT.** 2008. 370 f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil): Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

LIMA, C.A.A. **Simulação da qualidade da água no rio Jacaré Guaçu através do modelo QUAL2E**. São Carlos, 1997. 179 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia): Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1997.

LIMA, C.N. **Conectividade estrutural e funcional da paisagem ripária dos rios Pitangui, São Jorge e São João, no Segundo Planalto Paranaense**. 2014. 82 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território): Programa de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2014.

LIMA, H.S. **Qualidade das águas superficiais da porção mineira da bacia do rio Doce e sua relação com aspectos socioambientais**. 2016. 170 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos): Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.

LIN, C.L. et al. Detection of sensitive soil properties related to non-point phosphorus pollution by integrated models of SEDD and PLOAD. **Ecological Indicators**, v. 60, p.483-494, 2016.

LINDNER, E.A., SILVEIRA, N.F.Q. A legislação ambiental e as áreas ripárias. In: **I Seminário de Hidrologia Florestas: Zonas Ripárias**. Alfredo Wagner, Santa Catarina. 2003.

LINS, R.C. **Modelo de qualidade da água integrado a um Sistema de informações Geográficas: aplicação na bacia do rio Doce**. 2011. 92 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental): Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2011.

LIU, X., ZHANG, X., ZHANG, M. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: a review and analysis. **J. Environ. Qual.**, v.37, p.1667–1674, 2008.

LOPES, V.A.R. et al. Aplicação preliminar do modelo MGB-IPH para bacia hidrográfica completa de Laguna dos Patos. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais de Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Brasília – BR, 2015.

LUKE, S.H.; LUCKAI, N.J.; BURKE, J.M. Riparian areas in the Canadian Boreal forest and linkages with water quality in streams. **Environ. Rev.**, v. 15, p.79-97, 2007.

MAGALHÃES, M.X.; CAPODEFERRO, M.W. **Estimativa preliminar da poluição difusa gerada em área de estudo localizada na bacia do rio Iguçu-Sarapuí**. 2016. 98 f. Trabalho

de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental): Escola Politécnica da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

MAILLARD, P., SANTOS, N.A.P. A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed – Brazil. **Journal of Environmental Management**, v.86, p.158–170, 2008.

MALDONADO, O. A., et al. Empleo Modelo SWRRB Generar Alternativas de Manejo em La Cuenca Itzapa, Guatemala. **Agrociência**, México, v. 35, p. 335-345, 2001.

MANAHAN, S.E. **Environmental Chemistry**, 8. Ed. CRC Press, New York. 1994.

MANSOR, M. et al. O. Temporal and spatial variations in fish assemblage structures in relation to the physicochemical parameters of the Merbok Estuary, Kedah. **Journal of Natural Sciences Research**, v.2, n.7, p.110–127, 2012.

MARCHANT, R., NORRIS, R.H., MILLIGAN, A. Evaluation and application of methods for biological assessment of streams: summary of papers. **Hydrobiologia**, v.572, p.1– 7, 2006.

MARUANI, T., AMIT-COHEN, I. The effectiveness of the protection of riparian landscapes in Israel. **Land Use Policy**, v.26, p.911-918, 2009.

MAYR, E. A local flora and the biological species concept. **American Journal of Botany**, v. 79, p. 222-238, 1992.

McAVOY, D.C. et al. Risk assessment approach for untreated wastewater using the QUAL2E water quality model. **Chemosphere**, v.52, n.1, p.55–66, 2003.

MCGARIGAL, K. et al. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>

MCMILLAN, S.K., SCIENTIST, A.K.T.P. Influence of restoration age and riparian vegetation on reach-scale nutrient retention in restored urban streams. **J. Am. Water Resour. Assoc.**, v.50, p.626–638, 2014.

MEDEIRO, J.D. A demarcação de áreas de preservação permanente ao longo dos rios. **Biotemas**, v.26, n.2, p.261-270, 2013.

MELLO, K. et al. Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watershed. **Ecological Engineering.**, v.108, p.514-524, 2017.

MELLO, K. et al. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena.**, v.167, p.130-138, 2018.

MENESES, B.M. et al. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal)-Water quality implications. **Sci. Total Environ.**, v.527–528, p.439–447, 2015.

MENG, X. et al. Hydrological modeling in the Manas River basin using Soil and Water Assessment Tool driven by CMADS. **Tehnički vjesnik**, v.24, n.2, p.525-534, 2017.

MERRITT, D.M. et al. Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. **Freshwater Biol.**, v.55, p.206–225, 2010.

METCALF e EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse**. 3rd Edition, McGraw-Hill, Inc., Singapore. 1991. 1334 p.

METCALFE-SMITH, J.L. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In: Calow, P., Petts, G.E. (Eds.), *The Rivers Handbook: Hydrological and Ecological Principles*, vol. 2. Blackwell, London, pp. 144–170. 1994.

METZGER, J.P. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica. **Na. Acad. Bras. Ci.**, v.17, n 3-I, p.445-463, 1999.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa CERH nº 54, de 09 de maio de 2017. **Dispõe sobre critérios e diretrizes para a elaboração dos Planos Diretores de Recursos Hídricos de Bacias Hidrográficas, bem como mecanismos e critérios de acompanhamento de sua implantação e dá outras providências.** Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=44281>> Acesso em 16-12-2019.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>> Acesso em 16-12-2019.

MINAS GERAIS. Lei nº 13199, de 29 de janeiro de 1999. **Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências.** Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=5309>> Acesso em 16/12/2019.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Vigilância e Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano.** Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 212 p.

MORENO, C. **Manual de métodos para medir la biodiversidad.** Xalapa: Universidad Veracruzana, 2001. 86 p.

MORI, G.B. et al. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. **Ann. Limnol.**, v.51, p.11–21, 2015.

MORIASI, D. N. et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, v.50, p. 885-900, 2007.

MORO, M., MINELLA, J.P.G., MERTEN, G.H. Simulação do escoamento e da produção de sedimentos em uma pequena bacia Hidrográfica rural utilizando o modelo LISEM (Limburg Soil Erosion Model). In: **8 Simpósio Nacional de Controle de Erosão.** São Paulo. 2009.

MORUZZI, R.B. Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no córrego Água Branca, Itirapina (SP). **Geociências**, São Paulo, v. 31, n. 3, p. 447-458, 2012.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental.** 3a. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 388 p.

MOUSSA, R., CHAHINIAN, N., BOCQUILLON, C. Distributed Hydrological Modelling of a Mediterranean Mountainous Catchment – Model Construction and Multi-Site Validation. **Journal of Hydrology**, v.337, pp. 35-51, 2007.

MUELLER, M., PANDER, J., GEIST, J. A new tool for assessment and monitoring of community and ecosystem change based on multivariate abundance data integration from different taxonomic groups. **Environ. Syst. Res.**, v.3, n. 12, 2014.

MUNNÉ, A. et al. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. **Aquat. Conserv.**, v.13, p.147–163, 2003.

NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H., 1990. **The ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones.** *Man and Biosphere.* Series - volume 4. UNESCO Paris: Park Ridge, N.J., USA: Parthenon Pub. Group, 1990. xvi, 316 p.: ill.; 24 cm.

NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H., McCLAIN, M.E. **Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities**. Elsevier, Amsterdam. 2005.

NAIMAN, R.J., DECAMPS H., POLLOCK M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecol. Applications**, v.3, p.209–212, 1993.

NAVAL, LP., SANTOS, LMP., 2000. Avaliação de um sistema de lagoas de estabilização para tratamento de águas residuárias domésticas na Região Norte. In: **Anais do 27 Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre: ABES. 7 p.

NCFS – NORTH CAROLINE FOREST SERVICES. **What are BMPs?** Disponível em: <[https://www.ncforests-service.gov/water\\_quality/what\\_are\\_bmps.htm](https://www.ncforests-service.gov/water_quality/what_are_bmps.htm)> Acesso em 09-02-2019.

NEIL, C. et al. Runoff sources and land cover change in the Amazon: an end-member mixing analysis from small watersheds. **Biogeochemistry**, v.105, p. 7–18, 2011.

NOGUEIRA, F.F., COSTA, I.A., PEREIRA, U.A. **Análise de parâmetros físico-químicos da água e do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Córrego da Água Branca no município de Nerópolis – Goiás**. 2015. 53 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária): Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

NOVOTNY, V., OLEM, H. **Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 1054p.

NYAMANGARA, J. et al. Effects of sewage and industrial effluent on the concentration of Zn, Cu, Pb and Cd in water and sediments along Waterfalls stream and lower Mukuvisi River in Harare, Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth**, vol. 33, no. 8-13, p. 708-813, 2008.

OLIVEIRA, E. G. **Contribuições para o diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Rio Doce, estudo de caso: sub-bacia do Rio Piranga**. 2016. 235 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2016.

OLIVEIRA, L.M., MAILARD, P., PINTO, E.J.A. Modeling the effect of land use/land cover on nitrogen, phosphorus and dissolved oxygen loads in the Velhas River using the concept of exclusive contribution area. **Environ. Monit. Assess.**, v.188, n.333, p.1-19, 2016.

OMETO, J. P. H. et al. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshwater Biology**, v. 44, n. 2, p. 327-337, 2000.

OSBORNE, L.L., KOVACIC, D.A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. **Freshwater Biology**, v. 29, n. 2, p. 243-258, 1993.

PACE, M.L. et al. **Successes, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science. Chapter 5: Riparian Forest Ecosystems as Filters for Nonpoint-Source Pollution**. Springer-Verlag New York, Inc. 1998.

PACHECO, R., VASCONCELOS, H. Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. **Biodiversity and Conservation**, v.21, p.797-809, 2012.

APAN, A.A., RAINE, S.R., PATERSON, M.S. Mapping and Analysis of Changes in the Riparian Landscape Structure of the Lockyer Valley Catchment, Queensland, Australia. **Landscape and Urban Planning**, v.59, n.1, p.43-57, 2002.

PAIVA, R. C. D. **Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias: estudo de caso: bacia do rio Solimões**. 2009. 182 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

PARENTI, D. et al. **Projeto de Controle da Poluição Difusa na Sub-bacia do Córrego do Sapé**. 2016. 130 f. Trabalho de conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental): Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

PARK, S.S., LEE, Y.S. A water quality modeling study of the Nakdong River Korea. **Ecological Modeling**, v.152, n.1, p.65–75, 2002.

PAULA, T.P. **Análise hidrodinâmica e de renovação de massas de água na lagoa Rodrigo de Freitas através do uso de modelagem computacional**. 2009. 102 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental): Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

PCJ. AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ. **Sistema de Informações**. Disponível em: <<http://www.agencia.baciaspcj.org.br/novo/instrumentos-de-gestao/sistema-de-informacoes>> Acesso em 17-12-2019.

PEREIRA, D.R. et al. Desempenho de um modelo hidrológico concentrado e de um semi distribuído na predição de vazões diárias. **Irriga**, Botucatu, v. 21, n. 2, p.409-424, maio - junho, 2016.

PEREIRA, J.L.G. et al. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Geografia**, v. 26, 59-90, 2001.

PEREIRA, M., KAYSER, R. B., COLLISCHON, W. Integração do Modelo Hidrológico para Grandes Bacias MGB-IPH e sistemas de informação geográfica para suporte à decisão de outorga de direito de uso da água. **REGA**,v. 9, no. 2, p. 21-33, jul./dez 2012.

PESSÔA, Z. B. **Efetivação do enquadramento de corpos d'água para fins de consumo humano em regiões semiáridas: avaliação conforme Resolução CONAMA 357/2005 e Portaria MS 2914/2011**. 2013. 123 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento): Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2013.

PIAZI, J., LOPES, F.A., AZEVEDO, U.R. Qualidade das águas e outorgas superficiais no médio rio das Velhas, Minas Gerais, Brasil. **Caderno de Geografia**, v. 28, n. 55, p. 828-844, 2018.

PINTO, D.B.F. **Aplicação do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação hidrossedimentológica em bacia Hidrográfica na Serra da Mantiqueira, MG**. 2011. 227 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola): Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2011.

PIRES, D.A. et al. Water quality in four reservoirs of the metropolitan region of São Paulo, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**. n. 27, v.4, p. 370-380, 2015.

POMPEU, P. S, ALVES, C. B. M, CALLISTO, M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil. **American Fisheries Society Symposim**, n. 47, p. 11-22, 2005.

PONT, D. et al. A predictive index of biotic integrity model for aquatic-vertebrate assemblages of western U.S. streams. **Trans. Am. Fish. Soc.**, v.138, p.292–305, 2009.

PONTES, P. R. M. et al. Modelagem hidrológica e hidráulica de grande escala com propagação inercial de vazões. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, p. 888-904. 2015b.

Portal Hidro Info. **Portal sobre Informações sobre Recursos Hídricos**. Disponível em: <  
<http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/>> Acesso em 12-02-2020.

PRODANOFF, J. H. A. **Avaliação da poluição difusa gerada por enxurradas em meio urbano**. 2005. 279 f. Tese (Doutorado em Ciência em Engenharia Civil): Pós-Graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

QUINTELA, R.S., FAN, F.F. 2017. Estudo de aplicação preliminar do modelo SIAQUA-IPH para dispersão longitudinal de sedimentos em rios resultantes de rompimentos de barragens de rejeito. **In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**.

RASHED, A., EL-SAYED, E. A. Simulating Agricultural Drainage Water Reuse Using QUAL2K Model: Case Study of the Ismailia Canal Catchment Area, Egypt. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 140, n.5, 2014.

RIBAROVA, I., NINOV, P., COOPER, D. r, D. Modeling nutrient pollution during a first flood event using HSPF software: Iskar River case study, Bulgaria. **Ecol. Model.**, v.211, 2011.

RICHARDS, C., HOST, G.E. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach. **Water Resources Bulletin**, v.30, p.729–738, 1994.

ROBERTS, W.M., STUTTER, M.I., HAYGARTH, P.M. Phosphorus retention and remobilization in vegetated buffer strips: a review. **J. Environ. Qual.**, v.41, p.389-399, 2012.

RODRIGUES, K.C.E.S., CALIXTO, L.M. **Comparação entre os métodos de propagação de vazão Muskingum-Cunge e inercial utilizando o modelo MGB-IPH na bacia do rio Doce**. 2018. 93 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental): Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo, 2018.

ROTH, N.E., ALLAN, J.D., ERICKSON, D.L. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, v.11, p.141–156, 1996.

ROY, A.H., FREEMAN, B.J., FREEMAN, M.C. Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams. **Landscape Ecology**, v.22, n.3, p.385–402, 2007.

SANTOS, E. S. **Modelagem hidrodinâmica e qualidade da água na foz do rio Araguari, Amapá – Amazônia Oriental – Brasil**. 2012. 113 p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2012.

SCOGGINS, M. **An index of Riparian Integrity for the Austin Area. Watershed Protection Development Review.** Maio, 2005.

SHANAHAN, P., SOMLYÓDY, L. **Modeling the impacts of diffuse pollution on receiving water quality.** International Institute for Applied Systems Analysis. Laxenburg, Austria, 1995.

SHANDAS, V., ALBERTI, M. Exploring the role of vegetation fragmentation on aquatic conditions: Linking upland with riparian areas in Puget Sound lowland streams. **Landscape and Urban Planning**, v.90, p.66–75, 2009.

SHEN, Z. et al. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: a case study in a typical urbanized watershed in China. **Ecol. Indic.**, v.48, p.417–427, 2015.

SHI, P. et al. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. **Catena**, v.151, p.182–190, 2017.

SHUTTLEWORTH, W. J. **Evaporation.** In: MAIDMENT, D. R. Handbook of hydrology. New York: McGraw- Hill, 1993.

SILVA, B.C. **Previsão hidroclimática de vazão para a bacia do rio São Francisco.** 2005. 283 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental): Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

SILVA, D.F., GALVÍNCIO, J.D., ALMEIDA, H.R.R.C. Variabilidade da qualidade de água na bacia hidrográfica do rio São Francisco e atividades antrópicas relacionadas. **Qualit@s Revista Eletrônica**, v.9, n. 3, 2010.

SILVA, L., WILLIAMS, D.D. Buffer Zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. **Water Res.**, v.35, p.3462–3472, 2001.

SILVA, L.M.C.; MONTEIRO, R.A. 2004. Outorga de direito de uso de recursos hídricos: uma das possíveis abordagens. In: MACHADO, C.J.S. (Org.). Gestão de águas doces: usos múltiplos, políticas públicas e exercício da cidadania no Brasil. Rio de Janeiro: Interciência. cap. 5, p. 135- 178.

SILVA, M.K.A., ROSA, R. Metodologia para simulação de vazão em bacias hidrográficas: o caso da subbacia hidrográfica Fazenda Letreiro – MG. **Caderno de Geografia**, v.27, n.48, 2017.

SILVA, M.M.A.P.M. **Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Piracicaba – MG**. 2014. 164 f. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais): Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

SILVA-JUNIOR, E.F. et al. Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. **Ecol. Indic.**, v.36, p.195–204, 2014.

SIMEONOV, V. et al. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, n. 37, p. 4119-4124, 2003.

SMITH, D. G. et al. Trends in New Zealand's National River Water Quality Network. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v.30, p.485-500, 1996.

SOUZA, A.L.T. et al. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 298, p. 12-18, 2013.

SOUZA, A.R.P. **Simulação de qualidade de água utilizando os modelos WARM-GIS TOOLS e QUAL-UFGM: Estudo de caso do Rio Novo – ES**. 2018. 127 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental): Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2018.

SPONSELLER, R.A., BENFIELD, E.F. Influences of land use on leaf breakdown in southern Appalachian headwater streams: a multiple-scale analysis. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v.20, p.44–59, 2001.

STEWART, J.S. et al. Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. **Journal of American Water Resources Association**, v.37, p. 1475–1487, 2001.

STUTTER, M. et al. Current Insights into the Effectiveness of Riparian Management, Attainment of Multiple Benefits, and Potential Technical Enhancements. **J. Environ. Qual.**, v.48, p.236–247, 2019.

SUTULA, M., STEIN, E.D., INLANDER, E. **Evaluation of a method to cost-effectively map riparian areas in southern California Coastal Watersheds**. Technical Report 480. Southern California Coastal Water Research Project. Westminster, CA. 2006.

SWANSON, S. et al. Riparian proper functioning condition assessment to improve watershed management for water quality. **J Soil Water Conserv**, v.72, n.2, p.168–182, 2017.

SWEENEY, B.W. et al. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **PNAS**, v.101, p.14132–14137, 2004.

TABACCHI, E. et al. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. **Hydrol. Process.**, v.14, p.2959–2976, 2000.

TAMANINI, C.R. **Análise Crítica do Código Florestal Brasileiro**. 2012. 190 f. Dissertação (Especialista em Gerenciamento de Recursos Hídricos e Planejamento Ambiental em Bacias Hidrográficas): Universidade Estadual de São Paulo. 2012.

TAMBOSI, L.R. **Análise da paisagem no entorno de três unidades de conservação: subsídios para a criação de zonas de amortecimento**. 2008. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos): Instituto de Biociências, Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2008.

TANAKA, M.O. et al. Abrupt change of a stream ecosystem function along a sugarcane–forest transition: integrating riparian and in-stream characteristics. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v.207, p.171–177, 2015.

TANAKA, M.O. et al. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v.216, p.33–339, 2016.

TANAKA, M.O. et al. Redundância entre métricas da qualidade ambiental de riachos em paisagem agrícola. **Rev. Ambient. Água**, v.10, n.4, p.832-846, 2015.

TAYLOR, S.D., YI, H., HISCOCK, K.M. Modelling the impacts of agricultural management practices on river water quality in Eastern England. **Journal of Environmental Management**, v.180, p.147-163, 2016.

TEODORO, A. et al. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275-288, 2013.

TODOROVIC, M. Single layer evapotranspiration model with variable canopy resistance. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v.125, n.5, p.235-245, 1999.

TOLEDO, L.G., NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.59, p.181-6, 2002.

TRAN, C.P. et al. Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). **Ecol. Indic.**, v.10, p.727– 733, 2010.

TRINDADE, A.L.C. et al. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. **Eng Sanit Ambient**, v.22, n.1, p.13-24, jan/fev 2017.

TUCCI, C.E.M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre, Ed. Universidade UFRGS, 1998. 680 p.

TURUNEN, J. et al. Riparian forests mitigate harmful ecological effects of agricultural diffuse pollution in medium-size streams. **Science of the Total Environment**, v.649, p.495–503, 2019.

TWERY, M., HORNBECK, J. Incorporating water goals into forest management at the local level. **For. Ecol. Manage.**, v.143, p.87–93, 2001.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA (UFV)/ Fundação Centro Tecnológico de MINAS GERAIS (CETEC)/ Universidade Federal de Lavras (UFLA)/ Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM). **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. Disponível em: <<http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solo-do-estado-de-minas-gerais>> Acesso em: 16 jan 2018.

URIARTE, M. et al. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. **Landsc. Ecol.**, v.26, p.1151–1164, 2011.

VAN LIEW, M. W. et al. Suitability of SWAT for the Conservation effects assessment project: A comparison on USDA-ARS watersheds. **Journal of Hydrologic Engineering**, Lincoln, v. 12, n. 2, p. 173-189, 2007.

VANT, W. **Sources of the nitrogen and phosphorus in several major rivers in the Waikato region**. Technical report 1999/10. Environment Waikato. 1999.

VERRY, E.S. Land fragmentation and impacts to streams and fish in the central and upper Midwest. 129-154 In: **A century of forest and wildland watershed lessons**. Ice, G.G. and J.D. Stednick [Eds.]. Bethesda, MD: Society of American Foresters. 2004.

Von SPERLING, M. 2007. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: DESA-UFG. vol. 7., 588 p.

von SPERLING, M., von SPERLING, E. Challenges for bathing in rivers in terms of compliance with coliform standards. Case study in a large urbanized basin (das Velhas River, Brazil). **Water Sci Technol.**, v.67, n.11, p.2534-2542, 2013.

WAHL, C.M., NEILS, A., HOOPER, D. Impacts of land use at the catchment scale constrain the habitat benefits of stream riparian buffers. **Freshw. Biol.**, v.58, p.2310–2324, 2013.

WANG, L., LYONS, J., KANEHL, P. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. **Environmental Management**, v.28, p.255–266, 2001.

WANG, R. et al. Effects of land use on surface water quality across and anthropogenic disturbance gradient in the upper reach of the Hum River, Northeast China. **Environ.Monit. Assess.**, v.185, p.4141-4151, 2013.

WHITAKER, D.M., CARROLL, A.L., MONTEVECCHI, W.A. Elevated numbers of flying insects and insectivorous birds in riparian buffer strips. **Canadian Journal of Zoology**, v.78, p. 740-747, 2000.

WEISS, R. et al. Caracterização e quantificação das áreas verdes a partir do uso de SIG e métricas espaciais em Florianópolis – SC. In: **IX Cólóquio Quapá Sel**. 2014.

XIU, H. et al. Parameter Estimation and Uncertainty Analysis: A Comparison between Continuous and Event-Based Modeling of Streamflow Based on the Hydrological Simulation Program–Fortran (HSPF). **Model. Water**, v.11, n.1, 2019.

YANG, H. et al. Impact of land use changes on water quality in headwaters of the Three Gorges Reservoir. **Environ. Sci. Pollut. R.**, v. 23, p.11448–11460, 2016.

YANNOPOULOS, S.; KALOYANNIS, H.008. **Water Quality Modelling of the Pamvotis Lake (Greece) using the WASP Mathematical Model**. 2008, p.8.

YU, D. et al. Improvement of the SWAT model for event-based flood simulation on a sub-daily timescale. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v.22, n.9, p.5001-5019, 2018.

ZANETTI, S. S. **Modelagem hidrológica em microbacia hidrográfica da bacia do rio Paraíba do Sul**. 2007. 135p. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ, 2007.

ZAAPA, M. **Multiple-response verification of a distributed hydrological model at different spatial scales**. Thesis (Ph.D. in Natural Science) – Swiss Federal Institute of Technology, 2002.

ZAPATA, F.C.C. et al. Diversity of the riparian vegetation of high Andean wetlands of the Junín region, Peru. **Rev. Ambient. Água**, v.14, n.3, May 2019.

ZEE - MG - **Zoneamento Ecológico Econômico de Minas Gerais** (2015). Disponível em: <http://www.zee.mg.gov.br/>. Acesso em: 07 mar. 2019.

ZHOU, T., WU, J., PENG, S. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: a case study of the Dongjiang River watershed, China. **Ecol. Indic.**, v.23, p.166–175, 2012.

ZUELLIG, R.E. et al. Variance partitioning of stream diatom, fish, and invertebrate indicators of biological condition. **Freshw. Sci.**, v.31, p.182–190, 2012.

## 9 APÊNDICES



Município	Lançamento x	Lançamento y	Qefl	DBO	OD	Coliformes termotolerantes	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	Nitrogênio orgânico	Nitrogênio amoniacal	Nitrato	Nitrito
				mg/L	mg/L	NM/100mL	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Cajuri	-42.7679	-20.7977	0.000535	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cajuri	-42.7679	-20.7977	0.000535	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cajuri	-42.7679	-20.7977	0.000535	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cajuri	-42.7679	-20.7977	0.000535	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cajuri	-42.7679	-20.7977	0.000535	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cajuri	-42.7458	-20.762	0.000535	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cajuri	-42.7458	-20.762	0.000535	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Canãa	-42.6409	-20.6817	0.002143	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Canãa	-42.6409	-20.6817	0.002143	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Capela Nova	-43.6051	-20.9238	0.001101	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Capela Nova	-43.6051	-20.9238	0.001101	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Capela Nova	-43.6051	-20.9238	0.001101	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Capela Nova	-43.6051	-20.9238	0.001101	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caputira	-42.2775	-20.1819	0.00258	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caputira	-42.2775	-20.1819	0.00258	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caputira	-42.2775	-20.1819	0.00258	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caputira	-42.2775	-20.1819	0.00258	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caranaíba	-43.7555	-20.8653	0.001157	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caranaíba	-43.7866	-20.8989	0.001157	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caranaíba	-43.7555	-20.8653	0.000648	45.5	5	700000	1.7	7	15	25	0	0
Carandaí	-43.7194	-20.9629	0.040545	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caratinga	-42.2097	-19.8532	0.019063	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caratinga	-42.2097	-19.8532	0.019063	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caratinga	-42.2097	-19.8532	0.019063	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caratinga	-42.2097	-19.8532	0.019063	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caratinga	-42.2061	-19.78	0.019063	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caratinga	-42.2383	-19.7523	0.019063	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caratinga	-42.2383	-19.7523	0.019063	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Caratinga	-42.2272	-19.7959	0.019063	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Catas Altas da Noruega	-43.4977	-20.6921	0.00168	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Catas Altas da Noruega	-43.4977	-20.6921	0.00168	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3539	-20.9114	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3763	-20.9039	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3763	-20.9039	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3966	-20.9384	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3763	-20.9039	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3763	-20.9039	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3763	-20.9039	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3763	-20.9039	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3763	-20.9039	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3763	-20.9039	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3763	-20.9039	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3539	-20.9114	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3763	-20.9039	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0

Município	Lançamento x	Lançamento y	Qefl	DBO	OD	Coliformes termotolerantes	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	Nitrogênio orgânico	Nitrogênio amoniacal	Nitrato	Nitrito
				mg/L	mg/L	NM/100mL	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Cipotânea	-43.3608	-20.8938	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Cipotânea	-43.3763	-20.9039	0.000538	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Coimbra	-42.7965	-20.8485	0.004176	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Coimbra	-42.7965	-20.8485	0.004176	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Córrego Novo	-42.401	-19.825	0.000482	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Córrego Novo	-42.401	-19.825	0.000482	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Córrego Novo	-42.401	-19.825	0.000482	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Córrego Novo	-42.401	-19.825	0.000482	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Córrego Novo	-42.401	-19.825	0.000482	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Córrego Novo	-42.401	-19.825	0.000482	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Desterro do Melo	-43.5585	-21.1482	0.00101	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Desterro do Melo	-43.5585	-21.1482	0.00101	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Desterro do Melo	-43.5585	-21.1482	0.000772	52.5	5	700000	4	7	15	25	0	0
Diogo de Vasconcelos	-43.1917	-20.4975	0.000212	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Diogo de Vasconcelos	-43.1917	-20.4975	0.002472	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Diogo de Vasconcelos	-43.1917	-20.4975	0.000212	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Diogo de Vasconcelos	-43.1917	-20.4975	0.000212	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Diogo de Vasconcelos	-43.1917	-20.4975	0.000212	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Diogo de Vasconcelos	-43.1917	-20.4975	0.000212	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.6367	-19.8258	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.6367	-19.8258	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.6878	-19.7757	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.6878	-19.7757	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.6878	-19.7757	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7629	-19.8841	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.7718	-19.8397	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dionísio	-42.6367	-19.8258	0.000441	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Divinésia	-43.6051	-20.9238	0.003158	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dom Silvério	-42.9697	-20.1862	0.000971	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0

Município	Lançamento x	Lançamento y	Qefl	DBO	OD	Coliformes termotolerantes	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	Nitrogênio orgânico	Nitrogênio amoniacal	Nitrato	Nitrito
				mg/L	mg/L	NM/100mL	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Dom Silvério	-42.9697	-20.1862	0.000971	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dom Silvério	-42.9611	-20.1716	0.000971	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dom Silvério	-42.9876	-20.1642	0.000971	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dom Silvério	-42.9634	-20.1305	0.000971	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dom Silvério	-42.947	-20.1653	0.000971	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dores do Turvo	-43.1701	-20.9903	0.000662	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dores do Turvo	-43.1701	-20.9903	0.000662	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dores do Turvo	-43.1701	-20.9903	0.000662	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dores do Turvo	-43.1701	-20.9903	0.000662	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Dores do Turvo	-43.1701	-20.9903	0.000662	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Ervália	-42.665	-20.8313	0.00523	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Ervália	-42.665	-20.8313	0.00523	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Ervália	-42.665	-20.8313	0.00523	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Ervália	-42.665	-20.8313	0.00523	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Ervália	-42.665	-20.8313	0.00523	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Guaraciaba	-43.0038	-20.5728	0.003588	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Guaraciaba	-43.0038	-20.5728	0.003588	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Guaraciaba	-43.0038	-20.5728	0.003588	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Guaraciaba	-43.0038	-20.5728	0.003588	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Itaverava	-43.6094	-20.6923	0.002026	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Itaverava	-43.6049	-20.6575	0.002026	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Itaverava	-43.636	-20.631	0.002026	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.6724	-20.4453	0.001638	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.6724	-20.4453	0.001638	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.6724	-20.4453	0.001638	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.6724	-20.4453	0.001638	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.5695	-20.4245	0.000411	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.5695	-20.4245	0.000411	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.5695	-20.4245	0.000411	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.7081	-20.4146	0.0005	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.7081	-20.4146	0.0005	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.7081	-20.4146	0.0005	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.5766	-20.5756	0.000129	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.5554	-20.4972	0.000239	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.5554	-20.4972	0.000239	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Jequeri	-42.5554	-20.4972	0.000239	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Lamim	-43.4593	-20.8142	0.001051	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Lamim	-43.4593	-20.8142	0.001051	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Lamim	-43.4593	-20.8142	0.001051	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Manhuaçu	-42.1667	-20.2285	0.003868	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Manhuaçu	-42.1667	-20.2285	0.003868	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Manhuaçu	-42.181	-20.1773	0.002097	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0





Município	Lançamento x	Lançamento y	Qefl	DBO	OD	Coliformes termotolerantes	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	Nitrogênio orgânico	Nitrogênio amoniacal	Nitrato	Nitrito
				mg/L	mg/L	NM/100mL	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Piranga	-43.2999	-20.6946	0.002978	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Piranga	-43.2999	-20.6946	0.002978	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Piranga	-43.2273	-20.5591	0.000551	45.5	5	700000	1.7	7	15	25	0	0
Piranga	-43.2556	-20.5991	9.17E-05	45.5	5	700000	1.7	7	15	25	0	0
Ponte Nova	-42.877	-20.4076	0.033114	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Ponte Nova	-42.8893	-20.4305	0.033114	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Ponte Nova	-42.9174	-20.416	0.033114	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Porto Firme	-43.0867	-20.6707	0.011206	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Porto Firme	-43.0867	-20.6707	0.004361	45.5	5	700000	1.7	7	15	25	0	0
Presidente Bernardes	-43.1836	-20.7742	0.001499	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Presidente Bernardes	-43.1836	-20.7742	0.001499	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Presidente Bernardes	-43.1836	-20.7742	0.001499	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Presidente Bernardes	-43.1836	-20.7742	0.001499	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Raul Soares	-42.415	-20.1063	0.006468	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Raul Soares	-42.4484	-20.1036	0.006468	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Raul Soares	-42.4484	-20.1036	0.006468	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Raul Soares	-42.4484	-20.1036	0.006468	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Raul Soares	-42.4484	-20.1036	0.006468	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Raul Soares	-42.3431	-20.0003	0.006468	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Raul Soares	-42.363	-20.0959	0.00088	45.5	5	700000	1.7	7	20	30	0	0
Rio Casca	-42.6275	-20.2331	0.001897	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Casca	-42.6275	-20.2331	0.001897	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Casca	-42.6531	-20.2277	0.001897	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Casca	-42.6531	-20.2277	0.001897	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Casca	-42.6531	-20.2277	0.001897	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Casca	-42.6531	-20.2277	0.001897	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Casca	-42.6838	-20.1383	0.001897	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Casca	-42.6838	-20.1383	0.001897	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Casca	-42.6838	-20.1383	0.001897	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Casca	-42.6838	-20.1383	0.001897	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Casca	-42.6838	-20.1383	0.001897	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Doce	-42.9268	-20.2333	0.001531	45.5	5	700000	1.7	7	15	25	0	0
Rio Espera	-43.482	-20.8661	0.000881	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Espera	-43.482	-20.8661	0.000881	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Espera	-43.482	-20.8661	0.000881	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Espera	-43.482	-20.8661	0.000881	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Espera	-43.482	-20.8661	0.000881	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Espera	-43.5981	-20.8372	0.000881	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Rio Espera	-43.5981	-20.8372	0.000881	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Cruz do Escalvado	-42.8152	-20.2586	0.000339	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Cruz do Escalvado	-42.8152	-20.2586	0.000339	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Cruz do Escalvado	-42.8152	-20.2586	0.000339	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Cruz do Escalvado	-42.8348	-20.2372	0.000339	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Cruz do Escalvado	-42.8348	-20.2372	0.000339	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0

Município	Lançamento x	Lançamento y	Qefl	DBO	OD	Coliformes termotolerantes	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	Nitrogênio orgânico	Nitrogênio amoniacal	Nitrato	Nitrito
				mg/L	mg/L	NM/100mL	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Santa Cruz do Escalvado	-42.8348	-20.2372	0.000339	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Cruz do Escalvado	-42.8348	-20.2372	0.000339	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Cruz do Escalvado	-42.7949	-20.2378	0.000339	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Cruz do Escalvado	-42.7949	-20.2378	0.000339	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Cruz do Escalvado	-42.8555	-20.2811	0.00109	52.5	5	700000	1.7	7	15	25	0	0
Santa Cruz do Escalvado	-42.8555	-20.2811	0.000296	52.5	5	700000	1.7	7	15	25	0	0
Santa Margarida	-42.2463	-20.3891	0.002095	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Margarida	-42.2463	-20.3891	0.002095	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Margarida	-42.2463	-20.3891	0.002095	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Margarida	-42.2463	-20.3891	0.002095	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Margarida	-42.2733	-20.4522	0.001106	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santa Margarida	-42.2854	-20.5136	0.001106	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santana dos Montes	-43.7117	-20.8136	0.000585	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santana dos Montes	-43.7022	-20.7814	0.000585	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santana dos Montes	-43.6778	-20.7676	0.000585	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santana dos Montes	-43.6778	-20.7676	0.000585	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santana dos Montes	-43.6181	-20.8005	0.000585	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santana dos Montes	-43.6181	-20.8005	0.000585	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santo Antônio do Grama	-42.6204	-20.3119	0.000911	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santo Antônio do Grama	-42.5864	-20.3404	0.000911	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santo Antônio do Grama	-42.6204	-20.3119	0.000911	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Santo Antônio do Grama	-42.6204	-20.3119	0.000911	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Domingos do Prata	-42.8607	-19.9967	0.004783	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Domingos do Prata	-42.8101	-19.9211	0.004783	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Geraldo	-42.8982	-20.8896	0.008447	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Geraldo	-42.8982	-20.8896	0.008447	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São José do Goiabal	-42.7212	-19.9032	0.00606	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Miguel do Anta	-42.7128	-20.6934	0.003852	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Miguel do Anta	-42.7202	-20.7286	0.003852	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Pedro dos Ferros	-42.5217	-20.1644	0.00097	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Pedro dos Ferros	-42.5217	-20.1644	0.00097	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Pedro dos Ferros	-42.5217	-20.1644	0.00097	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Pedro dos Ferros	-42.5217	-20.1644	0.00097	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Pedro dos Ferros	-42.5217	-20.1644	0.00097	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Pedro dos Ferros	-42.6243	-20.0971	0.00097	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Pedro dos Ferros	-42.6243	-20.0971	0.00097	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Pedro dos Ferros	-42.6243	-20.0971	0.00097	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
São Pedro dos Ferros	-42.6243	-20.0971	0.00097	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Sem-Peixe	-42.8075	-20.104	0.000411	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Sem-Peixe	-42.8075	-20.104	0.000411	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Sem-Peixe	-42.8075	-20.104	0.000411	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Sem-Peixe	-42.8075	-20.104	0.000411	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Sem-Peixe	-42.8391	-20.0456	0.000411	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0

Município	Lançamento x	Lançamento y	Qefl	DBO	OD	Coliformes termotolerantes	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	Nitrogênio orgânico	Nitrogênio amoniacal	Nitrato	Nitrito
				mg/L	mg/L	NM/100mL	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Sem-Peixe	-42.8391	-20.0456	0.000411	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senador Firmino	-43.0989	-20.9068	0.000664	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senador Firmino	-43.0989	-20.9068	0.000664	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senador Firmino	-43.1144	-20.7998	0.000664	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senador Firmino	-43.0989	-20.9068	0.000664	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senador Firmino	-43.0989	-20.9068	0.000664	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senador Firmino	-43.0989	-20.9068	0.000664	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senador Firmino	-43.0989	-20.9068	0.000664	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senador Firmino	-43.0989	-20.9068	0.000664	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senador Firmino	-43.0989	-20.9068	0.000664	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senador Firmino	-43.0989	-20.9068	0.000664	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senador Firmino	-43.0989	-20.9068	0.000664	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senador Firmino	-43.0989	-20.9068	0.000664	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senhora de Oliveira	-43.3571	-20.8048	0.001767	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senhora de Oliveira	-43.3571	-20.8048	0.001767	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Senhora de Oliveira	-43.3303	-20.7953	0.002894	45.5	5	700000	1.7	7	15	25	0	0
Senhora dos Remédios	-43.6734	-21.0019	0.014515	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Serecita	-42.4854	-20.4495	0.00057	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Serecita	-42.4909	-20.5026	0.00057	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Serecita	-42.4854	-20.4495	0.00057	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Teixeiras	-42.8346	-20.6518	0.004045	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Teixeiras	-42.8346	-20.6518	0.004045	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Teixeiras	-42.8346	-20.6518	0.004045	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Teixeiras	-42.8346	-20.6518	0.004045	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Ubá	-43.0531	-21.0514	0.063481	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Ubá	-43.0531	-21.0514	0.063481	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Ubá	-43.0531	-21.0514	0.063481	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Urucânia	-42.734	-20.3424	0.001792	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Urucânia	-42.734	-20.3424	0.001792	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Urucânia	-42.734	-20.3424	0.001792	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Urucânia	-42.734	-20.3424	0.001792	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Urucânia	-42.734	-20.3424	0.001792	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Urucânia	-42.734	-20.3424	0.001792	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Urucânia	-42.7656	-20.3449	0.001792	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Urucânia	-42.7656	-20.3449	0.001863	45.5	5	700000	1.7	7	15	25	0	0
Vermelho Novo	-42.2716	-20.026	0.001119	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Vermelho Novo	-42.2459	-20.066	0.001119	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Vermelho Novo	-42.2716	-20.026	0.001119	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Vermelho Novo	-42.2716	-20.026	0.001119	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Viçosa	-42.8243	-20.7505	0.025429	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Viçosa	-42.7774	-20.7456	0.025429	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Viçosa	-42.8776	-20.7221	0.025429	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0

Município	Lançamento x	Lançamento y	Qefl	DBO	OD	Coliformes termotolerantes	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	Nitrogênio orgânico	Nitrogênio amoniacal	Nitrato	Nitrito
				mg/L	mg/L	NM/100mL	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Viçosa	-42.8741	-20.7411	0.025429	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Viçosa	-42.8737	-20.792	0.003333	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0
Viçosa	-42.8437	-20.7369	0.025429	300	0	1000000	2	10	20	30	0	0

## 9.2 APÊNDICE II

## LANÇAMENTOS DE EFLUENTES INDUSTRIAIS

Ramo	x	y	Qefl	DBO	OD	Coliformes termotolerantes	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	Nitrogênio orgânico	Nitrogênio amoniacal total	Nitrato	Nitrito
Construção Civil	-42.6453	-20.8454	0.014476	36.72	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-43.7541	-21.1029	0.014655	150	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Papéis	-42.8984	-20.4218	0.014182	314.7083	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Alimentícia	-42.8409	-20.3757	0.01415	454.7933	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-42.9719	-20.1596	0.014	21.8	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Alimentícia	-42.713	-20.3442	0.014128	98.2	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-43.4773	-20.2946	0.014093	4	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Mineração	-43.4946	-20.2716	0.014078	22.8275	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Mineração	-43.4864	-20.2927	0.014092	21.3525	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-43.2209	-20.2922	0.014092	160.25	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Animal	-42.8738	-20.7477	0.014408	131.3	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Animal	-42.8738	-20.7477	0.014408	209.1	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Animal	-42.8738	-20.7477	0.014408	186.0175	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Animal	-42.8738	-20.7477	0.014408	752.715	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Animal	-42.9879	-21.1172	0.014665	7	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Mineração	-43.5504	-20.4187	0.01418	2	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Mineração	-43.5504	-20.4187	0.01418	2	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Mineração	-43.5504	-20.4187	0.01418	2	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Mineração	-43.5504	-20.4187	0.01418	2	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-42.5032	-20.2906	0.014091	2	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Mineração	-43.8708	-20.4293	0.014187	2	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Mineração	-43.8708	-20.4293	0.014187	150	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Mineração	-43.4598	-20.372	0.014147	50	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-43.814	-20.9071	0.014519	2	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-43.8251	-20.9088	0.01452	75.90833	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-43.8148	-20.8954	0.014511	39.8	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-43.814	-20.9074	0.014519	61.525	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-43.8123	-20.9099	0.014521	161.625	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-43.814	-20.9071	0.014519	2	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-43.8137	-20.9071	0.014519	2	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-43.8109	-20.9085	0.01452	2	3	1000000	2	10	20	30	0	0
Construção Civil	-43.8157	-20.9005	0.014514	2	3	1000000	2	10	20	30	0	0