



**CLÉCIO EUSTÁQUIO GOMIDES**

**MODELAGEM DETERMINÍSTICA E PROBABILÍSTICA DA  
QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS UTILIZANDO O  
QUAL-UFG: UMA FERRAMENTA PARA GESTÃO DE  
RECURSOS HÍDRICOS - ESTUDO DE CASO EM REGIÕES  
DE CABECEIRA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO  
GRANDE**

**LAVRAS – MG**

**2023**

**CLÉCIO EUSTÁQUIO GOMIDES**

**MODELAGEM DETERMINÍSTICA E PROBABILÍSTICA DA QUALIDADE DAS  
ÁGUAS SUPERFICIAIS UTILIZANDO O QUAL-UFMG: UMA FERRAMENTA PARA  
GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS - ESTUDO DE CASO EM REGIÕES DE  
CABECEIRA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRANDE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em hidrologia, para a obtenção do título de doutor.

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos  
Orientador  
Prof. Dr. Ronaldo Fia  
Coorientador

**LAVRAS – MG  
2023**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Gomides, Clécio Eustáquio.

Modelagem determinística e probabilística da qualidade das águas superficiais utilizando o Qual-UFMG : uma ferramenta para gestão de recursos hídricos - estudo de caso em regiões de cabeceira da bacia hidrográfica do rio Grande / Clécio Eustáquio Gomides. - 2023.

466 p. : il.

Orientador(a): Mateus Pimentel de Matos.

Coorientador(a): Ronaldo Fia.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2023.

Bibliografia.

1. Autodepuração de cursos d'água. 2. Enquadramento dos cursos d'água. 3. Padrão de lançamento de efluentes. I. de Matos, Mateus Pimentel. II. , Ronaldo Fia. III. Título.

**CLÉCIO EUSTÁQUIO GOMIDES**

**MODELAGEM DETERMINÍSTICA E PROBABILÍSTICA DA QUALIDADE DAS  
ÁGUAS SUPERFICIAIS UTILIZANDO O QUAL-UFMG: UMA FERRAMENTA PARA  
GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS - ESTUDO DE CASO EM REGIÕES DE  
CABECEIRA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRANDE**

**DETERMINISTIC AND PROBABILISTIC MODELING OF SURFACE WATER  
QUALITY USING QUAL-UFMG: A TOOL FOR WATER RESOURCES  
MANAGEMENT - CASE STUDY IN HEADWATERS REGIONS OF THE GRANDE  
RIVER BASIN**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em hidrologia, para a obtenção do título de doutor.

APROVADA em 30 de junho de 2023.

Dra. Aline de Araújo Nunes UFOP

Dr. Gilberto Coelho UFLA

Dr. Luciano dos Santos Rodrigues UFMG

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos  
Orientador

Prof. Dr. Ronaldo Fia  
Coorientador

**LAVRAS – MG  
2023**

*As teses nunca têm fim, consomem infindáveis horas, dias, meses, anos....  
À minha pequena família: Silvana, Laura e Murilo, que muitas vezes privei de minha  
companhia e atenção.  
Dedico.*

## **AGRADECIMENTOS**

A minha linda e amada esposa Silvana, pelo amor, incentivo e compreensão.

A meus amados filhos Laura e Murilo, por serem muitas vezes o meu maior incentivo a continuar sempre em frente.

A meus queridos e amados pais: José e Rosa, pelo amor e primeiros ensinamentos.

A minhas queridas irmãs: Vera, Zina, Cleusa, Zélia e Rose.

A meu dedicado orientador, Professor Mateus Pimentel de Matos.

A todos os meus alunos, com quem venho aprendendo coisas preciosas ao longo de todos esses anos.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Programa de Pós-Graduação em “Recursos Hídricos”, pela oportunidade da realização do doutorado.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG).

## RESUMO

Objetivou-se, com a realização do presente trabalho, avaliar a utilização de uma metodologia de modelagem matemática da qualidade das águas superficiais, determinística e probabilística, aplicável como ferramenta de gestão de recursos hídricos na tomada de decisão para a alocação de recursos e definição de usos em quaisquer bacias hidrográficas. Para essa finalidade, utilizou-se, como estudo de caso, a bacia hidrográfica GD-2 (vertentes do rio Grande), localizada no estado de Minas Gerais, Brasil. Foram considerados os lançamentos de esgoto sanitário das sedes urbanas de 30 municípios, empregando o modelo Qual-UFMG, juntamente com simulações Monte Carlo, possibilitando a obtenção de diferentes cenários para a bacia. Foram utilizadas as variáveis demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), coliformes termotolerantes, nitrogênio e fósforo, e considerados 4 cenários: condição atual (C-01); tendencial para o ano de 2033 (C-02), com o crescimento populacional nos municípios; o atendimento ao novo Marco Legal do Saneamento em 2033 (C-03), com 90% de coleta e tratamento de esgotos; e atendimento ao enquadramento proposto para a bacia (C-04). Em C-01 e C-02, a condição da bacia esteve sistematicamente fora dos limites do enquadramento para as variáveis fósforo e coliformes termotolerantes. Para DBO e OD, a situação é melhor, com os trechos de “não atendimento” se restringindo às cabeceiras de córregos onde a capacidade de diluição é reduzida, situação quase que semelhante para o nitrogênio amoniacal. Em C-03, no qual as condições para atendimento ao Marco Legal do Saneamento foram aplicadas, a situação se ameniza, mas ainda não sendo o suficiente para atender ao enquadramento e, conseqüentemente, aos usos preponderantes da água previstos para a bacia. As variáveis fósforo e coliformes termotolerantes permaneceram com valores fora dos limites de enquadramento na maior parte da bacia, enquanto o mesmo foi observado para DBO e OD nas cabeceiras. Em C-04, foram definidas as eficiências de tratamento necessárias para que o enquadramento proposto fosse alcançado. O tratamento terciário, com desinfecção e remoção de fósforo se mostrou necessário na maior parte da bacia, sendo recomendado a definição de metas progressivas a médio e longo prazo para o padrão de lançamento para essas variáveis. Para DBO e OD, a preocupação permaneceria apenas para os trechos onde a razão de diluição do efluente é baixa, caso semelhante para o N, sendo que o limite de  $20 \text{ mg L}^{-1}$  do padrão de lançamento é suficiente para a maioria dos casos. De maneira geral, a metodologia proposta se mostrou uma ferramenta adequada e aplicável no gerenciamento dos recursos hídricos, auxiliando na priorização e alocação de recursos. As obrigações previstas na legislação ambiental se mostraram insuficientes para atender o enquadramento nas cabeceiras dos cursos d'água e muitas vezes exageradas nos trechos baixos, onde a razão de diluição é elevada. Por conseguinte, a definição de metas de enquadramento temporárias ou a revisão de algumas implementadas pode ser necessária, bem como elevar os índices de coleta e tratamento de esgotos na bacia.

Palavras chave: Autodepuração. Enquadramento dos cursos d'água. Padrão de lançamento. Poluição das águas. Tratamento de esgotos.

## ABSTRACT

The objective of carrying out this work was to evaluate the use of a mathematical modeling methodology for the quality of surface water, deterministic and probabilistic, applicable as a water resource management tool in decision-making for the allocation of resources and definition of uses in any watersheds. For this purpose, the GD-2 hydrographic basin (Rio Grande slopes), located in the state of Minas Gerais, Brazil, was used as a case study. The discharges of sanitary sewage from the urban centers of 30 municipalities were considered, using the Qual-UFMG model, together with Monte Carlo simulations, allowing simulations of different conditions to be carried out. Using the variables biochemical oxygen demand (BOD), dissolved oxygen (DO), thermotolerant coliforms, nitrogen and phosphorus, 4 scenarios were considered: current scenario (C-01); trend for the year 2033 (C-02), considering the population growth in the municipalities; compliance with the new Sanitation Legal Framework in 2033 (C-03), with 90% of sewage collection and treatment; and compliance with the framework proposed for the basin (C-04). In C-01 and C-02, the condition of the basin was systematically outside the framework limits for the variables phosphorus and thermotolerant coliforms. As for BOD and DO, the situation is better, with the “non-attendance” stretches being restricted to the headwaters of streams where the dilution capacity is reduced, almost similar situation for ammoniacal nitrogen. In C-03, in which the Sanitation Legal Framework was applied, the situation eases, but it is still not enough to meet the framework and, consequently, the preponderant uses foreseen. The variables phosphorus and thermotolerant coliforms remained with values outside the framework limits in most of the basin, while the same was observed for BOD and DO in the headwaters. In C-04, the treatment efficiencies necessary for the proposed framework to be achieved were defined. Tertiary treatment, with disinfection and removal of phosphorus, was necessary in most of the basin, it is recommended to define medium and long-term progressive targets for the launch pattern for these variables. As for BOD and DO, the concern would remain only for the stretches where the effluent dilution ratio is low, similar case for N, with the release standard limit of 20 mg L<sup>-1</sup> being sufficient for most cases. In general, the proposed methodology proved to be an adequate and applicable tool in the management of water resources, helping to prioritize and allocate resources. The obligations foreseen in the environmental legislation proved to be insufficient to comply with the framework at the headwaters of watercourses and often exaggerated in the lower reaches, where the dilution ratio is high. Therefore, the definition of temporary goals or the revision of some implemented ones may be necessary, as well as raising the rates of collection and treatment of sewage in the basin.

Keywords: Framework. Release pattern. Self-purification. Sewage treatment. Water pollution.

## LISTA DE FIGURAS

### PRIMEIRA PARTE

Figura 01 - Zonas de autodepuração em um corpo d'água.....	27
Figura 02 - DBO exercida e DBO remanescente ao longo do tempo.....	33
Figura 03 - Representação esquemática dos constituintes simulados no modelo QUAL-UFMG e de suas inter-relações.....	60
Figura 04 - Usos preponderantes de acordo com a classe de enquadramento. ....	68
Figura 05 - Três aspectos do enquadramento.....	71

### SEGUNDA PARTE

#### ARTIGO 1

Figura 01 - Bacia hidrográfica, trechos modelados, enquadramento, sedes municipais, estações de qualidade e fluviométricas.....	100
Figura 02 - Análises de regressão, estação FLU1, Alto rio das Mortes.....	106
Figura 03 - Comparação ente os valores observados e estimados, bacia do rio das Mortes. ....	109
Figura 04 - Condições esperadas para a bacia, para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável Coliformes Termotolerantes, de acordo com as 4 classes de enquadramento. ....	116
Figura 05 - Perfis longitudinais, Coliformes Termotolerantes, para os 4 cenários estudados – rio das Mortes. ....	118
Figura 06 - Perfis longitudinais, Coliformes Termotolerantes, para os 4 cenários estudados – rio do Amparo. ....	120
Figura 07 - Gráficos de bandas de incerteza para o rio das Mortes – Coliformes Termotolerantes. ....	123
Figura 08 - Gráfico de bandas de incerteza para o rio do Amparo – Coliformes Termotolerantes. ....	125

#### ARTIGO 2

Figura 01 - Bacia hidrográfica – Vertentes do rio Grande (GD2), trechos modelados, enquadramento, sedes municipais, estações de qualidade e fluviométricas. ....	142
Figura 02 - Análises de regressão, estação FLU1, Alto rio das Mortes.....	147
Figura 03 - Comparação ente os valores observados e estimados, bacia do rio das Mortes. ....	150

Figura 04 - Condições esperadas para a bacia Vertentes do rio Grande (GD2), para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável DBO, de acordo com as 4 classes de enquadramento. ....	157
Figura 05 - Perfis longitudinais, DBO, para os 4 cenários estudados – rio das Mortes. ....	158
Figura 06 - Perfis longitudinais, DBO, para os 4 cenários estudados – rio do Amparo.....	160
Figura 07 - Perfis longitudinais, OD, para os 4 cenários estudados – rio das Mortes. ....	163
Figura 08 - Condições esperadas para a bacia, para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável OD, de acordo com as 4 classes de enquadramento...	164
Figura 09 - Perfis longitudinais, OD, para os 4 cenários estudados – ribeirão Caieiros (Barbacena). ....	166
Figura 10 - Gráficos de bandas de incerteza para o rio das Mortes – DBO.....	167
Figura 11 - Gráfico de bandas de incerteza para o rio do Amparo – DBO.....	168
Figura 12 - Gráfico de bandas de incerteza para o rio das Mortes – OD. ....	172
Figura 13 - Gráfico de bandas de incerteza para o rio Caieiros – OD.....	173
<b>ARTIGO 3</b>	
Figura 01 - Bacia hidrográfica Vertentes do rio Grande (GD2), trechos modelados, enquadramento, sedes municipais, estações de qualidade e fluviométricas. ....	190
Figura 02 - Análises de regressão, estação FLU1, Alto rio das Mortes.....	194
Figura 03 - Comparação ente os valores observados e estimados, bacia do rio das Mortes. ....	198
Figura 04 - Condições esperadas para a bacia, para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável Fósforo total, de acordo com as 4 classes. ....	205
Figura 05 - Perfis longitudinais, fósforo total, para os 4 cenários estudados – rio das Mortes. ....	206
Figura 06 - Condições esperadas para a bacia, para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável Nitrogênio Amoniacal, de acordo com as 4 classes de enquadramento. ....	211
Figura 07 - Perfis longitudinais, Nitrogênio Amoniacal, para os 4 cenários estudados – rio das Mortes.....	212
Figura 08 - Gráficos de bandas de incerteza para o rio das Mortes – Fósforo total. ....	215

Figura 09 - Gráfico de bandas de incerteza para o rio das Mortes – Nitrogênio amoniacal.....	216
----------------------------------------------------------------------------------------------	-----

## LISTA DE TABELAS

### PRIMEIRA PARTE

Tabela 01 - Valores típicos de DBO e DQO para diferentes águas residuárias.....	30
Tabela 02 - Padrões de lançamento de esgoto no âmbito de Minas Gerais e Brasil.....	30
Tabela 03 - Valores típicos de $K_1$ (condições de laboratório, base e, 20 °C).....	34
Tabela 04 - Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO ( $K_1$ e $K_d$ ).....	36
Tabela 05 - Valores típicos de $K_2$ à 20° C.....	40
Tabela 06 - Valores do coeficiente $K_2$ , baseados em dados hidráulicos.....	40
Tabela 07 - Valores dos coeficientes do modelo de fósforo em rios.....	51
Tabela 08 - Parâmetros de qualidade modelados pelo QUAL-UFMG com os respectivos limites para cada classe de enquadramento de águas doces.....	69

### SEGUNDA PARTE

#### ARTIGO 1

Tabela 01 - Situação atual de esgotamento sanitário na bacia.....	101
Tabela 02 - Área de drenagem e $Q_{7,10}$ por sub-bacia.....	105
Tabela 03 - Valores médios para os parâmetros relacionados ao modelo nas estações de monitoramento (dados do período de estiagem dos últimos 5 anos).....	106
Tabela 04 - Coeficientes de decaimento bacteriano – $k_b$ adotados no modelo após a calibração.....	108
Tabela 05 - Dados de entrada do modelo probabilístico com incerteza.....	111
Tabela 06 - População urbana por município 2020/2033.....	113
Tabela 07 - Limites para Coliformes Termotolerantes em cada classe de enquadramento.....	114
Tabela 08 - Percentual de extensão do leito principal do rio das Mortes dentro das classes de enquadramento para Coliformes Termotolerantes – Cenário 01.....	117
Tabela 09 - Trechos com condição adversa do enquadramento proposto.....	119
Tabela 10 - Eficiência Mínima de Remoção de Coliformes para atendimento do enquadramento.....	121
Tabela 11 - Resumo dos resultados do modelo probabilístico.....	126

Tabela 12 - Análise de sensibilidade para a modelagem do rio do Elvas. ....	129
-----------------------------------------------------------------------------	-----

## **ARTIGO 2**

Tabela 01 - Situação atual de esgotamento sanitário na bacia. ....	143
Tabela 02 - Caracterização qualitativa média dos esgotos sanitários brutos. ....	144
Tabela 03 - Área de drenagem e $Q_{7,10}$ por sub-bacia. ....	146
Tabela 04 - Valores médios para os parâmetros relacionados ao modelo nas estações de monitoramento (dados do período de estiagem dos últimos 5 anos)..	148
Tabela 05 - Dados de entrada do modelo probabilístico com incerteza .....	152
Tabela 06 - População urbana por município 2020/2033. ....	154
Tabela 07 - Limites para OD e DBO em cada classe de enquadramento. ....	155
Tabela 08 - Percentual de extensão do leito principal do rio das Mortes dentro das classes de enquadramento para a variável DBO por cenário. ....	156
Tabela 09 - Trechos com condição adversa do enquadramento proposto. ....	159
Tabela 10 - Eficiência Mínima de Remoção de DBO para atendimento do enquadramento. ....	161
Tabela 11 - Trechos com condição adversa do enquadramento proposto. ....	165
Tabela 12 - Probabilidade de atendimento do enquadramento por cenário. ....	170
Tabela 13 - Distância necessária para que ocorra probabilidade de 100 % de atendimento do enquadramento (C-04). ....	171
Tabela 14 - Probabilidade de ocorrência de anaerobiose. ....	173
Tabela 15 - Análise de sensibilidade para a modelagem do rio do Peixe. ....	174

## **ARTIGO 3**

Tabela 01 - Situação atual de esgotamento sanitário na bacia. ....	191
Tabela 02 - Caracterização qualitativa média dos esgotos sanitários brutos; .....	192
Tabela 03 - Área de drenagem e $Q_{7,10}$ por sub-bacia. ....	194
Tabela 04 - Valores médios para as variáveis relacionadas ao modelo nas estações de monitoramento (dados do período de estiagem dos últimos 5 anos). ....	195
Tabela 05 - Coeficiente de determinação – CD e erro relativo para as variáveis modeladas. ....	197
Tabela 06 - Dados de entrada do modelo probabilístico com incerteza .....	200
Tabela 07 - População urbana por município 2020/2033. ....	202
Fonte: Do autor (2023). ....	202
Tabela 08 - Limites para fósforo e nitrogênio em cada classe de enquadramento.	203

Tabela 09 - Percentual de extensão do leito principal do rio das Mortes dentro das classes de enquadramento para a variável fósforo total. ....	206
Tabela 10 - Trechos com condição adversa do enquadramento proposto.....	207
Tabela 11 - Eficiência mínima de remoção de fósforo total (P) e nitrogênio total (N) para atendimento do enquadramento. ....	208
Tabela 12 - Trechos com condição adversa do enquadramento proposto.....	213
Tabela 13 - Probabilidade de atendimento do enquadramento por cenário.....	217
Tabela 14 - Distância necessária para que ocorra probabilidade de 100 % de atendimento do enquadramento (C-04) .....	218
Tabela 15 - Análise de sensibilidade – variáveis importantes ( $p \leq 0,05$ ).....	220

## **LISTA DE QUADROS**

### **PRIMEIRA PARTE**

Quadro 01 - Formas de nitrogênio provenientes de esgoto sanitário.....	44
Quadro 02 - Coeficientes utilizados na modelagem de Nitrogênio.....	48

## SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE.....	17
1. INTRODUÇÃO.....	18
1.1 Objetivo Geral .....	20
1.2 Objetivos Específicos .....	20
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	22
2.1 Contextualização geral .....	22
2.2 Autodepuração dos cursos d'água .....	24
2.2.1 Ecologia da Autodepuração .....	26
2.2.2 Zonas de autodepuração.....	27
2.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) .....	29
2.4 Cinética de Desoxigenação .....	32
2.5 Oxigênio Dissolvido .....	36
2.5.1 Cinética de Reaeração .....	38
2.6 Nitrogênio .....	42
2.6.1 Rotas de conversão da matéria nitrogenada.....	45
2.6.2 Equações do modelo de nitrogênio .....	46
2.6.3 Coeficientes da modelagem de nitrogênio .....	48
2.7 Fósforo .....	48
2.8 Organismos Indicadores de Contaminação Fecal.....	51
2.8.1 Cinética do decaimento bacteriano .....	53
2.9 Modelos de qualidade de água .....	54
2.9.1 Modelos QUAL .....	57
2.9.2 QUAL-UFMG .....	58
2.9.3 Alguns estudos utilizando o QUAL-UFMG .....	61
2.9.4 Calibração do modelo.....	63
2.9.5 Análise de incerteza e sensibilidade .....	64
2.10 Enquadramento dos cursos d'água segundo os usos preponderantes.....	66
2.10.1 Considerações práticas sobre o enquadramento .....	70
2.10.2 A modelagem da qualidade da água aplicada ao enquadramento.....	72
2.10.3 O enquadramento dentro da bacia do GD2 – Vertentes do rio Grande .....	73
2.10.4 Enquadramento, lançamento de efluentes e licenciamento ambiental.....	74
2.11 Conclusões sobre a revisão de literatura .....	76
3. CONCLUSÕES GERAIS .....	78
REFERÊNCIAS .....	80

SEGUNDA PARTE – ARTIGOS.....	92
ARTIGO 01 - MODELAGEM DETERMINÍSTICA E PROBABILÍSTICA DA QUALIDADE MICROBIOLÓGICA UTILIZANDO O QUAL-UFMG: UMA FERRAMENTA DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS APLICADA NAS VERTENTES DO RIO GRANDE – BRASIL.....	93
1. INTRODUÇÃO.....	95
2. OBJETIVOS.....	98
3. MÉTODO.....	99
4. RESULTADOS.....	115
5. CONCLUSÕES.....	131
REFERÊNCIAS.....	132
ARTIGO 02 - ESTIMATIVA DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DAS VERTENTES DO RIO GRANDE – BRASIL EM DIFERENTES CENÁRIOS: MODELAGEM DETERMINÍSTICA E PROBABILÍSTICA DAS VARIÁVEIS DBO E OD UTILIZANDO O QUAL-UFMG.....	137
1. INTRODUÇÃO.....	138
2. MÉTODO.....	141
3. RESULTADOS.....	156
4. CONCLUSÕES.....	176
REFERÊNCIAS.....	177
ARTIGO 03 - MODELAGEM DETERMINÍSTICA E PROBABILÍSTICA DE NUTRIENTES UTILIZANDO O QUAL-UFMG: UMA FERRAMENTA DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS, CONFRONTANDO A LEGISLAÇÃO AMBIENTAL E ENQUADRAMENTO, APLICADA NAS VERTENTES DO RIO GRANDE – BRASIL.....	182
1. INTRODUÇÃO.....	184
2. OBJETIVOS DO TRABALHO.....	187
3. MÉTODO.....	188
4. RESULTADOS.....	204
5. CONCLUSÕES.....	221
REFERÊNCIAS.....	223
APÊNDICES.....	229
APÊNDICE A – Diagramas unifilares e descrição dos trechos modelados..	230

APÊNDICE B – Análises de regressão, para as estações fluviométricas do GD2: velocidade e profundidade em função da vazão escoada.....	237
APÊNDICE C – Populações e vazões para C-02 .....	239
APÊNDICE D – Projeções populacionais .....	241
APÊNDICE E – Populações, índices de coleta, tratamento e vazões C-03.	251
APÊNDICE F – Perfis Longitudinais para os cursos d’água modelados - Coliformes Termotolerantes.....	253
APÊNDICE G – Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais – Coliformes Termotolerantes.....	268
APÊNDICE H – Análise de sensibilidade para a variável coliformes termotolerantes.....	292
APÊNDICE I – Processos, equações e coeficientes da modelagem de DBO e OD .....	294
APÊNDICE J - Perfis Longitudinais – cursos d’água modelados – DBO .....	303
APÊNDICE K - Perfis Longitudinais – cursos d’água modelados – OD .....	318
APÊNDICE L – Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais - DBO .....	333
APÊNDICE M – Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais - OD .....	357
APÊNDICE N – Análise de sensibilidade na modelagem de DBO e OD .....	381
APÊNDICE O – Equações e Coeficientes da modelagem de P e N .....	384
APÊNDICE P – Perfis Longitudinais para os cursos d’água modelados - fósforo total .....	389
APÊNDICE Q – Perfis Longitudinais para os cursos d’água modelados - série de nitrogênio .....	404
APÊNDICE R – Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais - fósforo total .....	419
APÊNDICE S – Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais – série de nitrogênio .....	443

## **PRIMEIRA PARTE**

## 1. INTRODUÇÃO

A utilização dos recursos hídricos nas diferentes atividades antrópicas pode ser dividida em usos consuntivos e não consuntivos. Os primeiros são caracterizados pelo consumo de água para irrigação e abastecimento urbano, extração mineral e uso industrial, não havendo retorno de 100% do seu volume para o manancial (ANA, 2009; GHAFFARI MOGHADAM et al., 2023) . Já os usos não consuntivos são representados pela emprego na geração de energia em hidrelétricas, navegação, aquicultura e para a diluição, assimilação e afastamento de despejos líquidos (DA CUNHA E SILVA et al., 2022). Relatórios da Agência Nacional das Águas (ANA) apontam para crescimento da demanda hídrica para todos os usos listados (ANA, 2023), com cenários de aumento até 2040, condição que implica em elevação do risco de conflitos (escassez quantitativa e qualitativa) e da degradação ambiental (ADEEL-FAROOQ; RAJI; QAMRI, 2023; GHAFFARI MOGHADAM et al., 2023).

Ao passo que a retirada de água para os diferentes usos cresce, a disponibilidade hídrica diminui, assim como também a capacidade de depuração de um curso d'água. E essa situação se torna ainda mais preocupante em razão dos baixos índices de coleta e tratamento, ou ainda da insuficiência do tratamento nos locais providos desse serviço de saneamento (BELLO; HANIFFAH, 2021; CEPIC; BECHTOLD; WILFING, 2022). Trata-se de um problema global, porém de especial preocupação em países em desenvolvimento (ADEEL-FAROOQ; RAJI; QAMRI, 2023; RASOOL; JIANGUO; ALI, 2023), como é o caso do Brasil.

Segundo o Diagnóstico Temático de Serviços de Água e Esgoto (SNIS, 2022), apenas 55,8% do esgoto gerado no Brasil é coletado, sendo ainda menor o percentual de tratamento (45,1%), havendo desigualdades de atendimento entre os grandes centros urbanos (maiores porcentagens) e municípios de menor porte (baixo atendimento da população) e também entre zonas centrais e periféricas, áreas urbanas e rurais (FERREIRA et al., 2021b). Conseqüentemente, há vários trechos de cursos d'água com qualidade incompatível para usos pretendidos, implicando em encarecimento do tratamento ou na inviabilidade econômica de aproveitamento; riscos de veiculação de doenças e impactos ao ecossistema aquático (BELLO; HANIFFAH, 2021; PEREIRA JUNIOR et al., 2021). Dessa forma, torna-se importante a adoção de

medidas para controle, como uso da legislação ambiental (KAUFMAN et al., 2021; WHITE et al., 2021).

Dentre os principais dispositivos legais, pode-se citar o Novo Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020), com metas de atendimento com serviços de saneamento (90% da população com coleta e tratamento de esgotos até 2033); o Padrão de Lançamento de Efluentes (MINAS GERAIS, 2022), com concentrações máximas e eficiências mínimas (apenas para DQO e DBO) estabelecidas para adequação da qualidade da água residuária, visando mitigar a poluição ambiental; além do enquadramento dos cursos d'água segundo os usos preponderantes (CONAMA, 2011; MINAS GERAIS, 2022). O último consiste na definição, pelo órgão ambiental e comitês de bacia, da classe de qualidade em que o trecho do curso d'água deve apresentar, estabelecida de acordo com os usos de água pretendidos (COSTA, 2021; DA CUNHA E SILVA et al., 2022).

Assim, os padrões de lançamento estabelecidos devem auxiliar na manutenção do trecho do curso d'água na classe na qual foi enquadrado. No entanto, diante dos baixos índices de tratamento de esgotos, frequentemente não se atende ao preconizado. Como consequência, surgiu então, a necessidade de publicação de metas de saneamento, essas previstas na Lei Federal Nº 14.026 (BRASIL, 2020), que também não é garantia de se assegurar o cumprimento do enquadramento. Isso porque o atendimento depende do grau de contaminação já existente no manancial, em função de lançamentos pontuais e contaminações difusas à montante; e à capacidade de autodepuração do curso d'água, que depende da diluição do efluente tratado, da capacidade de aeração e das condições de decaimento dos contaminantes (SALLA et al., 2013; VON SPERLING, 2014a).

Por essa razão, o enquadramento precisa ser utilizado com critério técnico, estabelecendo e fixando classes condizentes com os usos preponderantes reais da bacia e, principalmente, com metas de qualidade alcançáveis. Deve-se levar em conta, a capacidade de autodepuração dos cursos d'água e os níveis de tratamento de esgoto sanitário, técnica e economicamente possíveis de serem alcançados/implementados nos municípios (COSTA, 2021; DA CUNHA E SILVA et al., 2022).

Uma forma de verificar a efetividade das ações e intervenções propostas para uma bacia, bem como a condição atual e tendencial, é a utilização de modelos matemáticos de qualidade de água (BRUM et al., 2022; EL-SHEBLI; SHARRAB; AL-

FRAIHAT, 2023). Esses modelos, que podem simular a condição esperada para a bacia, frente às situações e intervenções propostas, são importantes ferramentas de gestão ambiental para avaliação de diferentes cenários e da adequabilidade dos parâmetros apresentados na legislação (KHORASHADI ZADEH et al., 2022; PEREIRA JUNIOR et al., 2021; SRIKRISHNAN; KELLER, 2021). Assim, com emprego desses, pode-se otimizar a alocação de recursos e elencar áreas prioritárias de intervenção, o que é ainda mais importante em países em desenvolvimento, onde a universalização da coleta e tratamento de despejos sanitários ainda é uma realidade distante, e há menor disponibilidade de recursos financeiros.

A Bacia GD-2 (Vertentes do rio Grande), uma das unidades de planejamento da bacia do rio Grande, possui cursos d'água com qualidade incompatível com usos pretendidos, em razão da ausência de tratamento em algumas cidades e insuficiente atendimento da população e/ou de remoção de contaminantes na maioria das demais localidades, conforme demonstrado em estudos de Amâncio et al. (2018) e Menezes et al. (2015). Em relação ao enquadramento, após a elaboração de seu Plano Diretor de Recursos Hídricos (IGAM, 2013a), esse foi definido pela Deliberação Normativa CERH Nº 59/2018 (MINAS GERAIS, 2018). Dessa forma, é uma área propícia para avaliação da aplicação de modelos de qualidade de água, avaliando as possíveis ações de melhoria na bacia e inferindo sobre a legislação existente.

## **1.1 Objetivo Geral**

Avaliação do uso de uma metodologia de modelagem matemática de qualidade das águas superficiais, Qual-UFMG em conjunto com simulações Monte Carlo, para avaliação de diferentes cenários de tratamento de esgotos na Bacia GD-2 (Vertentes do rio Grande), considerando as variáveis demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), coliformes termotolerantes, nitrogênio e fósforo.

## **1.2 Objetivos Específicos**

- a) Averiguar a condição atual da bacia, para as variáveis modeladas, fazendo simulações de perfis longitudinais ao longo dos principais cursos d'água;

- b) verificar a condição tendencial para o ano de 2033 (limite fixado no novo marco legal do Saneamento) considerando o crescimento populacional e as intervenções previstas;
- c) verificar a efetividade das obrigações previstas no Novo Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020), em conjunto com o Padrão de Lançamento de efluentes (MINAS GERAIS, 2022), no atendimento ao enquadramento da bacia (MINAS GERAIS, 2018), de acordo com seus usos preponderantes;
- d) verificar a adequação dos limites e obrigações previstos no Padrão de lançamento de efluentes, frente ao enquadramento proposto e ao tratamento de esgotos sanitários dos municípios;
- e) definir as eficiências mínimas de tratamento, por variável modelada, por município, para que o enquadramento seja integralmente alcançado;
- f) fazer a proposição de intervenções na bacia ou sugestões de revisão do enquadramento, considerando os níveis de tratamento exigidos e as dificuldades técnicas ou econômicas das municipalidades.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Contextualização geral

A água é um recurso natural essencial à vida, sendo componente de três quartos do planeta, 60 a 70% do peso corporal de um humano, regulador de temperatura, solvente universal, além de participar de reações e transporte de substâncias e compostos químicos. Por essa razão, possui diferentes possíveis usos antrópicos, nos quais há separação entre usos consuntivos e não consuntivos (LIU; ZHANG; LYU, 2022).

Os primeiros são caracterizados pelo retorno de água aos mananciais em quantidade inferior à captada, como no abastecimento urbano, dessedentação de animais e irrigação. Já em relação aos não consuntivos, pode-se citar o uso para produção de energia elétrica (hidrelétricas), além do emprego para a diluição, afastamento e assimilação de efluentes líquidos. Os últimos, apesar de serem considerados usos não consuntivos, implicam em alteração da qualidade da água, podendo reduzir a disponibilidade (técnica e financeiramente) do recurso para usos mais nobres (abastecimento humano, por exemplo) (ASHOURI; RAFEI, 2018).

Por essa razão, são necessários dispositivos legais que regulamentem o lançamento de águas residuárias em corpos receptores, tanto do ponto de vista quantitativo quanto qualitativo. Neste sentido, temos no Brasil a Resolução nº 140 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 2012), que estabelece critérios gerais para outorga de lançamento de efluentes, considerando a vazão do corpo receptor “utilizada” com fins de diluição em corpos de água superficiais.

A disposição de efluentes sem tratamento ou com tratamento insuficiente nos mananciais pode, por exemplo, causar uma série de danos ao ambiente aquático (SALLA et al., 2013), sendo esse um problema mundial, com importantes consequências socioeconômicas e ambientais (LAI et al., 2023; PUJOL-VILA et al., 2016). Von Sperling (2014a) e Ashouri e Rafei (2018) citam, dentre os possíveis efeitos, o aumento do índice de internações de pessoas acometidas por doenças de veiculação hídrica; encarecimento do tratamento de água; redução da diversidade de espécies no ecossistema aquático e redução do potencial turístico e da geração de empregos.

Com o crescimento populacional contínuo e o desenvolvimento econômico, essas consequências se intensificam, pois há aumento da geração de águas residuárias, elevação da demanda hídrica e redução da disponibilidade de água nos mananciais, que se deve por aumento da captação e por impactos sobre o ciclo da água (urbanização e impermeabilização do solo, intensificação de processos erosivos). Como resultado há diminuição do potencial do corpo hídrico assimilar e se recuperar do lançamento dos despejos, no fenômeno denominado autodepuração (LIANG; YANG, 2019).

Dentre os despejos contribuintes para a deterioração da qualidade do curso d'água, destaca-se os de origem sanitária, que apesar de menores concentrações de poluentes em comparação com outras águas residuárias, são gerados em grandes vazões, tendo papel preponderante na dinâmica de alteração das condições dos mananciais de água doce superficiais (LIANG; YANG, 2019; CALMON et al., 2016; VON SPERLING, 2014a; MOTA, 2003; DERÍSIO, 1992).

No Brasil, mesmo existindo regulamentos legais que dispõe sobre os padrões de lançamento de despejos líquidos e os padrões de qualidade dos corpos receptores (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022), o que se percebe ainda são baixíssimos índices de coleta e tratamento de esgotos (SNIS, 2021). Visando combater esse quadro, a Lei Federal Nº 14.026 (BRASIL, 2020) vem instituir o novo marco legal do saneamento no Brasil, determinando, dentre outras coisas, em seu Artigo 11-B, que os contratos de prestação dos serviços públicos de saneamento básico deverão garantir 90% da população com coleta e tratamento de esgotos até 31 de dezembro de 2033. Em relação aos aspectos quantitativos, tem-se a já citada Resolução CNRH nº 140 de 2012 (BRASIL, 2012), que foi um pontapé inicial para regulamentação por parte dos comitês de bacia.

Dentro desse contexto, nos estudos de concepção de tratamento de esgotos, nos processos de licenciamento ambiental e na gestão dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica, faz-se necessário o conhecimento dos impactos do lançamento de esgotos. Uma forma eficiente de avaliar a influência das atividades antrópicas na bacia, bem como de analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental, é por meio da utilização de modelos matemáticos de qualidade de água (BUI et al., 2019; VON SPERLING, 2014b).

Os modelos de qualidade da água são ferramentas importantes para a gestão eficaz dos recursos hídricos, auxiliando na tomada de decisão ao fornecer simulações

da qualidade da água para uma variedade de ações de gestão (KAUFMAN et al., 2021; KOO et al., 2020; WHITE et al., 2021). Além disso, esses modelos diminuem a necessidade de coleta e análise de água, reduzindo os custos em recursos e tempo (WHITTAKER et al., 2003; SRIVASTAVA et al., 2002; ARABI; GOVINDARAJU; HANTUSH, 2006; COOLS et al., 2011; COSTA, 2021).

Mendes e Cirilo (2013) e Teodoro et al. (2013) ressaltam que os modelos matemáticos de qualidade das águas vêm se mostrando ferramentas alternativas de grande potencial para suporte à tomada de decisão no gerenciamento dos recursos hídricos, visto que os vieses quantitativo e qualitativo do comportamento dos cursos d'água podem ser estudados conjuntamente. Nesse mesmo sentido, a utilização desse tipo de abordagem permite fazer simulações para avaliação da qualidade da água de trechos desprovidos de estações de monitoramento, e o efeito de medidas adotadas, como a introdução de novas estações de tratamento de esgoto, novas captações ou quaisquer outros usos, auxiliando assim, a tomada de decisão (KAUFMAN et al., 2021; KOO et al., 2020; VON SPERLING, 2014b; WHITE et al., 2021).

Existem diversos modelos computacionais utilizados ao redor do mundo, variando em aplicabilidade e complexidade. Entretanto, todos esses modelos têm como base os fenômenos físicos, químicos e biológicos integrantes dos processos de autodepuração da água (BELLO; HANIFFAH, 2021; QUIJANO et al., 2017).

## **2.2 Autodepuração dos cursos d'água**

O lançamento de matéria orgânica em um corpo d'água resulta, de forma indireta, no consumo de oxigênio dissolvido (OD). Isso se deve à demanda dos organismos aeróbios para seus processos metabólicos, visando a obtenção de energia para crescimento e reprodução, o que resulta em estabilização da matéria orgânica e oxidação de compostos inorgânicos. Conseqüentemente, quanto maior a concentração desses substratos, maior é a necessidade de utilização de OD, podendo levar à níveis críticos do gás. Por conseguinte, a diminuição da concentração do oxigênio dissolvido no curso d'água possui várias implicações do ponto de vista ambiental, constituindo um dos principais problemas de degradação das águas (DERÍSIO, 1992; MOTA, 2003).

Após esse distúrbio causado no ambiente aquático, o rio, dependendo das características do despejo e do curso d'água, pode retornar às condições anteriores ao despejo. Esse fenômeno é denominado autodepuração e está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após as alterações induzidas pelos despejos de efluentes. Dentro de uma visão mais específica da poluição por matéria orgânica, tem-se que, como parte integrante do fenômeno de autodepuração, os compostos orgânicos são convertidos em compostos estáveis, como gás carbônico e água, e não prejudiciais do ponto de vista ecológico (VON SPERLING, 2014a).

Processos similares também ocorrem com outros poluentes, notadamente nitrogênio, fósforo e coliformes, com conversão a outras formas químicas, sedimentação, volatilização e decaimento, com redução de seus valores encontrados no ambiente aquático (EPA, 1987).

Deve ser entendido que o conceito de autodepuração apresenta a mesma relatividade que o conceito de poluição. Uma água pode ser considerada depurada, sob um ponto de vista, mesmo que não esteja totalmente purificada em termos higiênicos, quando apresenta, por exemplo, organismos patogênicos em valores inferiores aos encontrados imediatamente após o lançamento de esgoto sanitário, porém superiores aos considerados adequados do ponto de vista ambiental. Dentro de um enfoque prático, deve-se considerar que uma água esteja depurada quando as suas características não mais sejam conflitantes com sua utilização prevista em cada trecho do curso d'água. Isso porque não existe uma depuração absoluta, já que o ecossistema atinge novamente o equilíbrio, mas em condições diferentes das anteriores, devido ao incremento da concentração de certos produtos e subprodutos da decomposição dos contaminantes presentes nos despejos. Em decorrência da presença desses compostos, a comunidade aquática se apresenta de forma diferente, resultando no estabelecimento de um novo equilíbrio (VON SPERLING, 2014a).

É de grande importância o conhecimento do fenômeno de autodepuração e da sua quantificação, objetivando-se utilizar a capacidade de assimilação dos rios para dispor adequadamente um passivo ambiental gerado nas atividades antrópicas. Dentro de uma visão essencialmente prática, pode-se considerar que a capacidade que um corpo d'água tem de assimilar os despejos, sem apresentar problemas do ponto de vista ambiental, é um recurso que pode ser melhor explorado. Esta visão realística é de grande importância em países em desenvolvimento, em que a carência de recursos justifica que se utilizem os cursos d'água como complementação dos

processos que ocorrem no tratamento de esgotos (ADEEL-FAROOQ; RAJI; QAMRI, 2023; LIANG; YANG, 2019). Essa opção, assim, deve ser adequadamente utilizada enquanto a disposição de águas residuárias no solo e reúso de água ainda não sejam práticas tão difundidas.

Assim, conhecendo-se e quantificando-se o fenômeno da autodepuração, é possível impedir o lançamento de despejos acima do que possa assimilar/depurar o corpo d'água, permitindo que haja a harmônica utilização do recurso hídrico para diferentes usos. No estado de Minas Gerais, estes aspectos são considerados dentro do Padrão de Lançamento de Efluentes presente na Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG Nº 8 de 2022 (MINAS GERAIS, 2022).

A seguir será apresentada a dinâmica da autodepuração após o recebimento do despejo, e as alterações que ocorrem no curso d'água até o reestabelecimento de condições próximas às anteriores ao distúrbio.

### **2.2.1 Ecologia da Autodepuração**

O ecossistema do ambiente aquático, antes do despejo de uma carga poluidora, encontra-se habitualmente em um estado de equilíbrio. Após a entrada do despejo, o equilíbrio entre as comunidades é afetado, resultando em um estado de desordem inicial, seguido por uma tendência à reorganização (VON SPERLING, 2014b; BRAGA et al., 2005).

Desta forma, o processo da autodepuração se constitui em um fenômeno de sucessão ecológica. Há uma sequência sistemática de substituições de uma comunidade por outra, até que uma comunidade estável se estabeleça em equilíbrio com as condições locais. A presença ou ausência de poluição pode ser caracterizada com base no conceito de diversidade de espécies, conforme descrito a seguir (VON SPERLING, 2014b):

a) ecossistema em condições naturais:

- elevada diversidade de espécies;
- elevado número de espécies;
- reduzido número de indivíduos em cada espécie.

b) ecossistema em condições perturbadas:

- baixa diversidade de espécies;
- reduzido número de espécies;

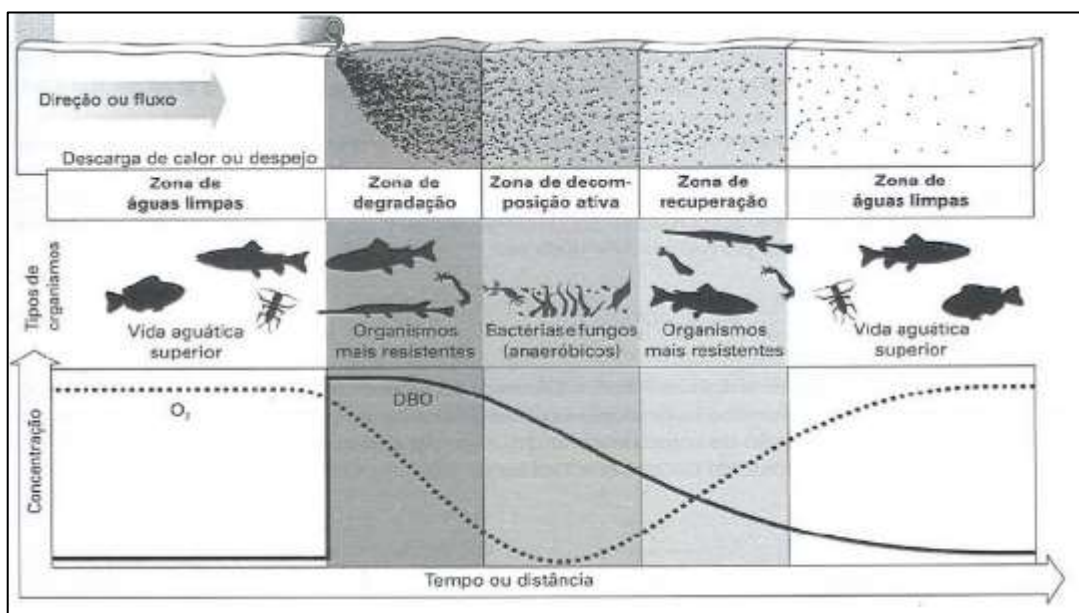
- elevado número de indivíduos em cada espécie.

A diminuição na diversidade de espécies se deve ao fato de que a poluição é seletiva para as espécies: somente aquelas bem adaptadas às novas condições ambientais sobrevivem e proliferam (resultando em um elevado número de indivíduos nessas poucas espécies). As demais espécies não resistem às novas condições ambientais, vindo a morrer (conduzindo a um reduzido número total de espécies).

### 2.2.2 Zonas de autodepuração

A dinâmica de poluentes e a autodepuração de um curso d'água podem ser divididas em quatro diferentes zonas, em escala longitudinal de tempo e espaço, conforme pode ser verificado na Figura 01.

Figura 01 - Zonas de autodepuração em um corpo d'água



Fonte: Braga et al. (2005).

A primeira, denominada **Zona de Águas Limpas** é relativa ao trecho do ambiente aquático antes do distúrbio (à montante), caracterizado pela alta concentração de OD e pela baixa concentração de poluentes (BRAGA et al., 2005).

Após o lançamento de um despejo, com fração de matéria orgânica biodegradável considerável, ocorre o aumento da atividade de bactérias decompositoras aeróbias, que utilizam do OD para metabolizar o substrato disponível,

gerando energia e gás carbônico. Como consequência, pode haver considerável depleção dos níveis de OD, dificultando a sobrevivência dos organismos menos resistentes; aumento da concentração de CO<sub>2</sub> nas águas, com abaixamento do pH; formação de lodo de fundo; aumento da turbidez, reduzindo a introdução de luz e a capacidade fotossintética; e possível aparecimento de condições anaeróbias, com produção de H<sub>2</sub>S (gás sulfídrico) de potencial gerador de maus odores. Essa região é denominada **Zona de Degradação** (BRAGA et al., 2005).

A **Zona de Decomposição Ativa** se caracteriza pelo trecho do curso d'água onde são detectáveis os principais reflexos do impacto ambiental, tendo redução do Índice de Qualidade de Água (IQA), menores concentrações de OD e diminuição da diversidade de organismos que compõem a comunidade aquática, tendo predominância por fungos e bactérias. Na **Zona de Recuperação**, por sua vez, observa-se o início da melhora da qualidade do curso d'água, pois a maior parcela da matéria orgânica biodegradável já foi degradada, havendo redução da demanda de oxigênio; há diminuição da turbidez, propiciando a realização de fotossíntese pelas algas; ocorrem também maiores trocas gasosas e introdução de oxigênio atmosférico. Por conseguinte, há início da recuperação da vida aquática, com aumento da diversidade de organismos. Por fim, regressa-se às condições da **Zona de Águas Limpas**, tendo então a completa autodepuração do curso d'água (BRAGA et al., 2005; VON SPERLING, 2014b).

Importante ressaltar que a dinâmica descrita leva em conta a condição que ocorreria entre despejos pontuais em um trecho do curso d'água. No entanto, na prática, a condição observada é diferente, o que prejudica a manutenção da qualidade ambiental dos rios e outras fontes de águas superficiais. Há, por exemplo, contribuições de outras fontes pontuais ao longo do trecho de recuperação do curso d'água, havendo reinícios das zonas de degradação e decomposição ativa. Da mesma forma, ocorrem aportes de contaminantes por fontes difusas, além do mau uso e conservação do solo ao redor do curso d'água, como a retirada da mata ciliar e processos erosivos, o que também dificultam o processo de autodepuração. Por fim, dada a elevada deterioração dos mananciais de águas superficiais, a condição de Zona de Águas Limpas é cada vez menos encontrada, tornando ainda mais crítico o despejo de fontes de contaminantes (BRAGA et al., 2005; VON SPERLING, 2014b).

Discutida a sucessão ecológica, é preciso apresentar como se dá a dinâmica de poluentes no curso d'água, que afetam as características do rio e a comunidade aquática.

### **2.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é uma das variáveis mais utilizadas para avaliação da qualidade de água e os impactos causados no ambiente aquático pelo lançamento de despejos (ABREU; CUNHA, 2017; MATOS et al., 2017). A quantificação da DBO permite, por exemplo, avaliar o consumo potencial de OD em um curso d'água, para que microrganismos possam estabilizar a matéria orgânica. Também possibilita o monitoramento e o dimensionamento de sistemas de tratamento de esgotos, bem como a fiscalização por parte dos órgãos ambientais (MATOS et al., 2013; MOTA, 2003; VON SPERLING, 2016).

Elevados valores de DBO em um rio, geralmente são provocados pelo lançamento indevido de cargas orgânicas, principalmente por esgoto doméstico, que possuem elevadas vazões produzidas, ou por outras águas residuárias industriais e agroindustriais, sabidamente mais concentradas (MOTA, 2003; MATOS; MATOS, 2017). Como consequência desse aporte em corpos hídricos, pode haver diminuição ou até mesmo o esgotamento completo de OD na água, levando a mortandade de peixes e outros organismos aquáticos (BRASIL, 2014).

A autodepuração depende da concentração inicial de DBO, que, por sua vez, é influenciada pela concentração no despejo e no curso d'água, além das vazões da água residuária e do rio, que se combinam no ponto de mistura. A partir desse ponto, a DBO decai de acordo com a cinética de desoxigenação e a distância do local de lançamento (BRANDELERO; DE SIQUEIRA; DE BRITO LIMA, 2010; MATOS et al., 2017). Por essa razão, a legislação define as condições de lançamento das águas residuárias, que são diferentes para o esgoto sanitário e para outros tipos de efluentes, já que as concentrações podem ser muito discrepantes (MINAS GERAIS, 2022). Para ilustrar o discutido, na Tabela 1, estão apresentados alguns valores típicos de valores de DBO encontrados em alguns tipos de águas residuárias, enquanto na Tabela 2 são transcritas as condições para lançamento no curso d'água.

Tabela 01 - Valores típicos de DBO e DQO para diferentes águas residuárias.

Água Residuária	Variável (mg L <sup>-1</sup> )	
	DBO	DQO
Esgoto Sanitário	200-500	400-800
Laticínios	600-4500	600-4500
Suínocultura	1500-29400	3000-36000
Processamento do Café	5800-9700	5800-9700
Vinhaça	12300-27000	20600-60000

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014a) e Matos e Matos (2017)

Tabela 02 - Padrões de lançamento de esgoto no âmbito de Minas Gerais e Brasil.

Abrangência	Legislação	Água Residuária	Padrões de Lançamento			
			Concentrações máximas (mg L <sup>-1</sup> )		Eficiências mínimas de Remoção* (%)	
			DQO	DBO	DQO	DBO
Estadual – MG	Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 08/2022	Esgoto Sanitário	180	60	65	70
		Lixiviado de Aterro Sanitário	180	60	75	85
		Outros tipos de águas residuárias	180	60	85	90
Federal – BR	Conama 430/2011	Esgoto Sanitário e Lixiviado de Aterro Sanitário	-	120	-	60
		Outros tipos de águas residuárias	-	-	-	60

Nota: \* Média Anual

Fonte: Adaptado de Brasil (2011) e Minas Gerais (2022)

Com base na análise das Tabelas 1 e 2, verifica-se que, em todos os casos, a concentração de matéria orgânica no despejo é muito maior do que o estabelecido no padrão de lançamento.

Ressalta-se, no entanto, que a vazão também deva ser considerada na magnitude do impacto, já que o mais importante é a carga (concentração x vazão) lançada no corpo receptor. Outra condição importante para a disposição de águas residuárias no curso d'água é a não alteração da classe na qual foi enquadrada que, por sua vez, depende da concentração atual no curso d'água e a sua vazão (VON SPERLING, 2014a). Esse balanço torna-se importante uma vez que o despejo de uma mesma vazão de água residuária pode ter efeitos diferentes em um rio caudaloso (caso do rio Amazonas, por exemplo) ou em um pequeno córrego.

Além da concentração de DBO, a biodegradabilidade do substrato também interfere na recuperação do curso d'água. Muitos autores utilizam a relação da DBO (matéria orgânica biodegradável) com a Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou DQO/DBO para avaliação de quão biodegradável é a matéria orgânica presente. No início do tratamento biológico, a relação DBO/DQO é maior, diminuindo ao longo do tratamento, já que vai restando a fração de mais difícil degradação e recalcitrante (NKANSAH et al., 2016). De forma análoga, a concentração de DBO tende a decair mais rapidamente nos primeiros trechos de um curso d'água, e menos a partir de então até que alcance o equilíbrio.

A dinâmica e o equacionamento da decomposição da matéria orgânica no ambiente aquático, bem como da desoxigenação e da reaeração, foram primeiramente estudadas por Streeter e Phelps (1925). Ainda hoje as referidas equações são utilizadas na modelagem matemática de matéria orgânica e oxigênio dissolvido em cursos d'água, sendo a base dos modelos computacionais modernos (BURIGATO COSTA et al., 2019).

O modelo de Streeter & Phelps foi desenvolvido pelo engenheiro sanitário H. W. Streeter e o consultor Earle B. Phelps em 1925 na cidade de Washington, nos Estados Unidos, e publicado em um estudo denominado "Estudo da poluição e purificação natural do Rio Ohio" (STREETER; PHELPS, 1925), sendo pioneiro nos estudos de autodepuração de corpos hídricos. A sua hipótese básica é que o processo de decomposição da matéria orgânica na água segue uma reação de cinética de primeira ordem, onde a taxa de redução da matéria orgânica é proporcional à concentração do substrato presente no meio (BRAGA et al., 2005). Segundo De

Araújo e Santos (2014), o modelo proposto envolve duas equações, relacionadas à dinâmica da concentração de DBO e de OD, que, por sua vez, envolvem os processos físicos, químicos e biológicos no corpo hídrico, como na desoxigenação e reaeração.

## 2.4 Cinética de Desoxigenação

Os principais fatores relacionados ao consumo e disponibilidade de Oxigênio Dissolvido – OD, estão relacionados com a demanda para oxidação da matéria orgânica – DBO, demanda bentônica (sólidos sedimentados) e a nitrificação (oxidação das formas reduzidas de nitrogênio), além do fornecimento do gás no ambiente aquático, que por sua vez envolve a reaeração atmosférica e a fotossíntese (NUNES, 2008; UDEIGWE; WANG, 2010; VON SPERLING, 2016; ZANONI, 1967).

Na medida em que há o aporte de matéria orgânica no rio, há um aumento da demanda de oxigênio para oxidação dos substratos, tendo assim, elevação da DBO no ambiente aquático (VON SPERLING, 2016). Ao mesmo tempo, ocorre a desoxigenação, com diminuição da concentração do Oxigênio Dissolvido – OD, que pode levar às consequências reportadas no item de autodepuração.

O consumo de OD ocorre pelo aumento da DBO exercida, referente à utilização de O<sub>2</sub> por microrganismos para degradação dos substratos inseridos no corpo hídrico, enquanto que a oxidação dos compostos resulta em redução da DBO remanescente, já que a DBO é consumida (fonte de carbono e energia) na respiração (catabolismo) (MATOS et al., 2014; VON SPERLING, 2014b). As progressões da DBO exercida e remanescente são espelhadas (Figura 2) e seguem cinética de primeira ordem, sendo a taxa de oxidação dependente da concentração de substrato (L) e do coeficiente desoxigenação (K<sub>1</sub>) (Equação 1) (STREETER; PHELPS, 1925).

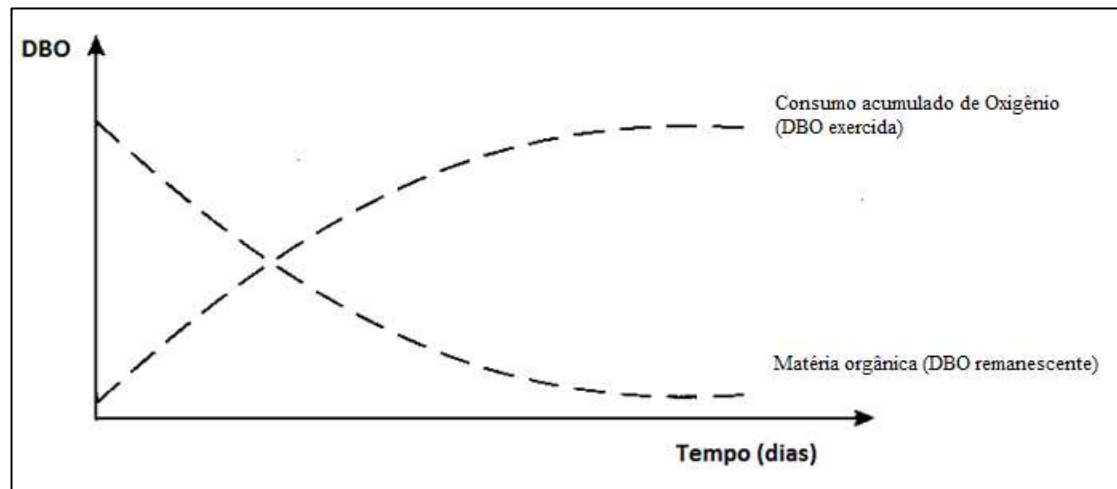
$$\frac{dL}{dt} = -K_1 * L \quad (1)$$

Onde:

L = Concentração de DBO<sub>remanescente</sub> [mg L<sup>-1</sup>];

K<sub>1</sub> = Coeficiente de desoxigenação [d<sup>-1</sup>].

Figura 02 - DBO exercida e DBO remanescente ao longo do tempo.



Fonte: von Sperling (2014b)

Integrando a equação de  $t=0$  à  $t=t$ , obtém-se a Equação 2. Acompanhando a Figura 2 e a referida equação, observa-se que no tempo  $t=0$  após o despejo da água residuária, a DBO remanescente é máxima, sendo igual a  $L_0$ . Por outro lado, a DBO exercida é baixa neste momento, sendo referente ao curso d'água antes da introdução da fonte pontual de poluição. Com o passar do tempo,  $L$  decai até um valor próximo à condição antes do distúrbio (NUNES, 2008), enquanto a DBO exercida chega próximo ao valor  $L_0$  ou demanda última.

$$L_t = L_0 * e^{-K_1 * t} \quad (2)$$

Em que,

$L_0$  = Concentração de DBO<sub>remanescente</sub> inicial [ $\text{mg L}^{-1}$ ].

$t$  = Tempo [d];

Apesar da equação indicar que, em  $t = \infty$ , a DBO remanescente chegar a um valor próximo à da condição inicial, o valor na prática poderá ser maior, dada a presença de compostos de difícil biodegradação ou recalcitrantes. Ressalta-se que, além da remoção por processos biológicos, também podem ocorrer redução da concentração de matéria orgânica por mecanismos físicos e químicos, como a sedimentação e hidrólise (CHAGAS et al., 2011).

Já para obtenção da DBO exercida em termos de consumo de oxigênio dissolvido, utiliza-se a equação, complementar e espelhada à progressão da DBO remanescente:

$$y=L_0(1-e^{-K_1*t}) \quad (3)$$

Onde:

$y$  = DBO exercida em um tempo  $t$  ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$L_0$  = DBO remanescente, em  $t = 0$ , ou comumente conhecida como DBO última.

Em laboratório, com a avaliação da DBO de amostras incubadas por vários dias e o ajuste da Equação 3 aos dados, pode-se estimar o coeficiente  $K_1$  e  $L_0$  de amostras de águas residuárias, sendo a última medida referente ao platô obtido (não há variação do consumo de OD) (MATOS et al., 2017).

O coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ), por sua vez, é dependente de alguns fatores como tipo de substrato presente (concentração, biodegradabilidade e recalitrância) e a temperatura, sendo referente à velocidade de oxidação (MATOS et al., 2014).

Os valores típicos para o coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ), em condições de laboratório, são apresentados na Tabela 3.

Tabela 03 - Valores típicos de  $K_1$  (condições de laboratório, base e, 20 °C).

<b>Origem</b>	<b><math>K_1</math> (<math>\text{dia}^{-1}</math>)</b>
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20

Fonte: (ARCEIVALA, 1981).

A relação entre a temperatura e a taxa de desoxigenação é dada por:

$$k_T=k_{20}*\theta^{(T-20)} \quad (4)$$

Onde:

$K_T$  = Coeficiente de desoxigenação em temperatura  $T$  qualquer ( $\text{d}^{-1}$ );

$K_{20}$  = Coeficiente de desoxigenação em temperatura de 20° C ( $\text{d}^{-1}$ );

$\theta$  = Coeficiente de temperatura (adimensional), constante e igual a 1,047 (STREETER; PHELPS, 1925; THERIAULT, 1927).

De acordo com a equação, há aumento da taxa de oxidação do substrato com elevação da temperatura, dentro da faixa ótima de temperatura dos mesófilos (25 a 40 °C). Matos et al. (2014) demonstraram que é possível elevar a velocidade da reação em duas vezes ao aumentar a temperatura de 20 para 35 °C. Além disso, os autores confirmaram que o coeficiente  $\theta$  igual a 1,047 é adequado para explicar as alterações de  $K_1$  dentro da faixa estudada (20 à 35 °C), indicando a adequabilidade da Equação 4, corroborando Streeter e Phelps (1925) e Theriaault (1927). Acima de 40 °C, no entanto, pode ocorrer desnaturação de proteínas, com morte de organismos heterotróficos mesófilos, reduzindo o consumo de oxigênio e a degradação da matéria orgânica (BENEMANN; TILLET, 1988; Ji et al., 2010; PULZ, 2001; SOEDER et al., 1985). Consequentemente, em temperaturas mais elevadas (até a temperatura ótima), a dinâmica de depuração de um curso d'água é acelerado, como pode ser verificado nas equações apresentadas.

Ao se determinar o coeficiente de desoxigenação –  $K_1$  através do teste da DBO em laboratório e ao se comparar esse valor com o observado no curso d'água, tem-se que os valores podem ser diferentes. Na maioria das situações, as condições ambientais tendem a fazer com que a taxa de remoção seja maior do que no frasco de Winkler da DBO, no laboratório (VON SPERLING, 2014a), sendo que as principais causas relacionadas são a sedimentação e a remoção de DBO pelo lodo de fundo (CHAPRA, 2008).

O coeficiente de decomposição da DBO no rio, incorporando a decomposição da matéria orgânica pela biomassa suspensa na massa líquida, bem como pela biomassa no lodo de fundo, é denominado  $K_d$ . Dessa forma, o valor de  $K_d$  é superior ou, no mínimo, igual a  $K_1$  (EPA, 1987).

Thoman e Mueller (1987) sugerem as seguintes faixas de valores para  $K_d$  (sem diferenciar esgotos brutos de tratados):

- a) rios mais profundos (profundidade superior a 1,5 m):  $K_d = 0,1$  a  $0,5 \text{ d}^{-1}$ ;
- b) rios mais rasos (profundidade inferior a 1,5 m):  $K_d = 0,5$  a  $3,0 \text{ d}^{-1}$ .

Na Tabela 4 são apresentados os valores típicos para  $K_1$  e  $K_d$ , para rios rasos e profundos, recebendo diversos tipos de despejos, proposta por von Sperling (2014b) com base na compilação de valores reportados por diversos autores.

Tabela 04 - Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO ( $K_1$  e  $K_d$ ).

Origem	$K_1$ ( $d^{-1}$ ) (laboratório)	$K_d$ ( $d^{-1}$ ) - rio	
		Rios rasos	Rios profundos
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45	0,50 – 1,00	0,35 – 0,50
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40	0,40 – 0,80	0,30 – 0,45
Efluente primário	0,30 – 0,40	0,40 – 0,80	0,30 – 0,45
Efluente secundário	0,12 – 0,24	0,12 – 0,24	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20	0,08 – 0,20	0,08 – 0,20

Fonte: Arceivala (1981), Thomann e Mueller (1987) e EPA (1987).

Há alguns pesquisadores que afirmam que  $L_0$  também é influenciado pela temperatura, como Carpenter; Vamvakias; Gellman (1968); Moore (1941); Theriault (1927); Zanoni (1967). Porém, essa condição pode estar relacionada ao aumento do consumo de oxigênio para oxidação do nitrogênio presente no curso d'água, o que leva à impressão de aumento da demanda carbonácea (MATOS et al., 2017). Dessa forma, essa variação não é considerada nos modelos e também não será inclusa na avaliação no presente trabalho.

## 2.5 Oxigênio Dissolvido

No item anterior, foi discutida a dinâmica de desoxigenação em um curso d'água, em função do consumo para degradação da matéria orgânica introduzida no ambiente aquático. Porém, além da matéria orgânica, outros fatores também interferem na concentração do gás, como será detalhado a seguir, afetando a capacidade de autodepuração de um curso d'água.

O  $O_2$  é um gás que se dissolve mal em água e que tem baixa capacidade de transferência da atmosfera para o ambiente aquático, ainda que haja grande gradiente de concentração entre os dois meios. A tensão superficial, fenômeno causado pela orientação e atração das moléculas de água em contato com o ar e que permite que insetos e partículas “flutuem” sobre a superfície do líquido, também interfere nas

trocas gasosas, reduzindo o fluxo de entrada de oxigênio (SILVA; ALBERGUINI, 2011).

Da mesma forma, a concentração de  $O_2$  é afetada pela temperatura, altitude, concentração de sais, concentração de sólidos e matéria orgânica (JANZEN; SCHULZ; LAMON, 2008). Maiores temperaturas podem resultar em redução da solubilidade dos gases, implicando em condições mais críticas para depuração de corpos hídricos em estações mais quentes, pois nessa condição há maior consumo de OD e menor concentração no curso d'água (VON SPERLING, 2016).

Em maiores altitudes, o ar é mais rarefeito e a pressão atmosférica é menor, resultando também em menores taxas de transferência de oxigênio para o líquido (WIESSMAN, W.; WELTY, 1984 apud CORRÊA, 2006). Por fim, sais, sólidos e matéria orgânica, podem aumentar a demanda por oxigênio (oxidação das formas reduzidas e estabilização dos substratos), além de reduzir as trocas gasosas e as taxas fotossintéticas em função da diminuição da introdução de luz (POERSCH et al., 2019).

Ao nível do mar e com temperatura de  $20\text{ }^\circ\text{C}$ , a máxima concentração que pode ser encontrada em um corpo hídrico, denominada concentração de saturação ( $C_s$ ), é de  $9,2\text{ mg L}^{-1}$ , valores esse que poderiam chegar até  $14,0\text{ mg L}^{-1}$  em condições de baixa temperaturas ( $0\text{ }^\circ\text{C}$ ) (NUNES, 2008). Segundo a CETESB (2009), os valores de OD para preservação da vida aquática, devem ficar entre  $3,0$  e  $5,0\text{ mg L}^{-1}$ , havendo organismos mais exigentes e outros mais resistentes em relação às concentrações de  $O_2$ .

Quanto à entrada de oxigênio no ambiente aquático, essa pode ocorrer por difusão molecular, rota que é dificultada pela tensão superficial; turbilhonamento ou difusão turbulenta (ação do vento e quedas d'água), com transferência para o líquido e para gotas e líquido aspergido (processo mais eficiente que a difusão molecular); além da fotossíntese pelas algas (QUEIROZ; MATOS; SPERLING, 2016). Em sistemas de tratamento de águas residuárias, por sua vez, o aporte de  $O_2$  também pode ocorrer pela ação de aeradores mecânicos e difusores, enquanto que em unidades plantadas, ocorre bombeamento de oxigênio atmosférico, armazenado nos aerênquimas vegetais, na zona de raízes (REHMAN et al., 2017; VON SPERLING, 2016; WANG et al., 2018).

Como a concentração de OD interfere na dinâmica do substrato e a concentração do substrato altera a presença do gás no curso d'água, a cinética da

reaeração é fator chave na modelagem da autodepuração de rios. Após aporte de matéria orgânica, é essencial que haja introdução de O<sub>2</sub> para que o curso d'água possa se recuperar do distúrbio causado.

### 2.5.1 Cinética de Reaeração

A difusão molecular é menos efetiva na taxa de transferência e reaeração do ambiente aquático, ocorrendo em ambientes tranquilos, sem correntezas onde há um constante movimento das moléculas de oxigênio. Segundo Nunes (2008), os principais fatores que afetam a difusão molecular são a temperatura, o gradiente de concentração (ar/líquido) e a área da seção transversal onde ocorre o fenômeno da difusão. Com a elevação da temperatura, há redução da tensão superficial e elevação da agitação das moléculas dos gases, facilitando as trocas gasosas (CUNHA; ALVES; REIS, 2010).

Por outro lado, a difusão turbulenta, ocorre por renovação de interfaces e aumento da área de contato entre os fluidos, causado pelo turbilhonamento (VON SPERLING, 2016). Essa é uma das principais vias de introdução de oxigênio em lagos, rios e em outros corpos d'água, razão pela qual a ação do vento e de quedas d'água implicam em melhoria das condições de um curso d'água. O IQA medido antes e após represamentos e barragens corroboram a importância do turbilhonamento na introdução de O<sub>2</sub> (BRAGA et al., 2005; MARTINS et al., 2017).

Segundo Giansante (2000), a fotossíntese constitui a segunda fonte mais importante na transferência de oxigênio, sendo mais efetiva em ambientes lânticos. A produção fotossintética de oxigênio é dependente de fatores como temperatura, profundidade da água, intensidade e duração da presença de luz e quantidade de algas (RIBEIRO, 2001).

Assim como a desoxigenação, a reaeração também pode ser modelada conforme cinética de primeira ordem (Equação 5), sendo dependente do déficit de oxigênio (D) e do coeficiente de reaeração (K<sub>2</sub>) (BRAGA et al., 2005; METCALF; EDDY, 1991; VON SPERLING, 2014b).

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 * D \quad (5)$$

Onde:

D = Déficit de oxigênio dissolvido [ $\text{mg L}^{-1}$ ];

T = Tempo [d];

$K_2$  = Coeficiente de reaeração [ $\text{d}^{-1}$ ].

Com base na Equação, observa-se que quanto maior o déficit, maior é a transferência de oxigênio para a massa líquida. O sinal negativo, por sua vez, indica que com o tempo, há redução do déficit de oxigênio, dado o aporte de  $\text{O}_2$ . Integrando a Equação 5, tem-se:

$$D = D_0 * e^{-K_2 * t} \quad (6)$$

Onde:

$D_0$  = déficit de oxigênio inicial [ $\text{mg L}^{-1}$ ];

t = tempo [d];

$K_2$  = coeficiente de reaeração [ $\text{d}^{-1}$ ].

O déficit de oxigênio dissolvido, por sua vez, é calculado pela diferença da máxima concentração possível no curso d'água (concentração de saturação  $C_s$ ) e o valor aferido (C) no tempo t, como apresentado na Equação 7:

$$D = C_s - C \quad (7)$$

Onde:

$C_s$  = concentração de saturação no corpo d'água [ $\text{mg L}^{-1}$ ];

C = concentração de OD existente no tempo t [ $\text{mg L}^{-1}$ ]

Já o coeficiente  $K_2$  é dependente das condições de mistura e da turbulência responsável pelo gradiente de velocidade, vazão, da temperatura, da mistura pelo vento, de quedas d'águas e de barragens (THOMANN; MUELLER, 1987). Segundo von Sperling (2014b), os valores de  $K_2$  podem ser determinados por valores médios tabelados (TABELA 5) e por equações dadas em função de características hidráulicas do corpo d'água, além de valores relacionados com a vazão do curso d'água (TABELA 6).

Tabela 05 - Valores típicos de  $K_2$  à 20° C.

Corpo d'água	$K_2$ (d <sup>-1</sup> )	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos e grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	1,61

Fonte: Arceivala (1981).

Tabela 06 - Valores do coeficiente  $K_2$ , baseados em dados hidráulicos

Pesquisador	Fórmula *	Faixa de aplicação
O'Connor; Dobbins, (1958)	$3,73 * v^{0,5} * H^{-1,5}$	$0,60 \text{ m} \leq H < 4,00 \text{ m}$ $0,05 \text{ m s}^{-1} \leq v < 0,80 \text{ m s}^{-1}$
Churchill; Elmore; Buckingham (1962)	$5,0 * v^{0,97} * H^{-1,67}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,80 \text{ m s}^{-1} \leq v < 1,50 \text{ m s}^{-1}$
Owens; Edwards; Gibbs, (1964)	$5,3 * v^{0,67} * H^{-1,85}$	$0,10 \text{ m} \leq H < 0,60 \text{ m}$ $0,05 \text{ m s}^{-1} \leq v < 1,85 \text{ m s}^{-1}$

Nota: \* Em que, v é a velocidade (m s<sup>-1</sup>) e H é profundidade (m).

Fonte: Von Sperling (2014b).

Com base nas Tabelas 5 e 6, observa-se que corpos d'água mais rasos e velozes apresentam maior coeficiente de reaeração pela criação de maiores turbulências na superfície. Assim, rios mais caudalosos (de maior vazão), possuem processo de autodepuração mais acelerado, já que além da maior cinética de reaeração, também ocorre maior diluição dos poluentes lançados (CHAPRA, 2008).

Além da profundidade e velocidade de escoamento, o coeficiente de reaeração também sofre influência da temperatura, seguindo a Equação 8:

$$K_{2(T)} = K_{2(20)} * \theta^{T-20} \quad (8)$$

Onde:

$K_2(T) = K_2$  a uma temperatura  $T$  qualquer [ $d^{-1}$ ];

$K_{2(20)} = K_2$  a uma temperatura  $T = 20^\circ C$  [ $d^{-1}$ ];

$T =$  Temperatura do líquido [ $^\circ C$ ];

$\theta =$  Coeficiente de temperatura, usualmente 1,024 (STREETER; PHELPS, 1925; THERIAULT, 1927).

Com base na Equação 8, observa-se que, à medida que a temperatura se eleva, há aumento do coeficiente de reaeração. Assim, a temperatura tem efeito dúbio na transferência de oxigênio. Se por um lado, reduz a concentração de saturação diminuindo o déficit, por outro lado, aumenta o coeficiente de reaeração (VON SPERLING, 2016). Unindo as Equações 1 e 5, obtém-se a Equação 9, de taxa de variação temporal do déficit de oxigênio:

$$\frac{dD}{dt} = K_1 * L - K_2 * D \quad (9)$$

Integrando a Equação 9, resulta na equação de variação de oxigênio em função do tempo:

$$D_t = \frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * (e^{-K_1 * t} - e^{-K_2 * t}) + D_0 * e^{-K_2 * t} \quad (10)$$

Como indicado na Equação 7, o déficit em um determinado tempo  $t$  ( $D_t$ ) é igual a concentração de saturação menos a concentração de OD em  $t$  ( $C_t$ ). Assim, substituindo  $D_t$  por  $C_s - C_t$  e  $D_0$  por  $C_s - C_0$ , obtém-se a curva da concentração de oxigênio dissolvido:

$$C_t = C_s - \left[ \frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * (e^{-K_1 * t} - e^{-K_2 * t}) + (C_s - C_0) * e^{-K_2 * t} \right] \quad (11)$$

De acordo com von Sperling (2014b), é fundamental conhecer o ponto de menor concentração de oxigênio, pois tendo esses valores, sabe-se o tempo crítico e a concentração crítica ( $C_t$  no tempo crítico), parâmetros de grande importância para decisão da necessidade e o nível de tratamento exigido para determinada água

residuária. Dessa forma, pode-se garantir que a concentração crítica de oxigênio dissolvido seja superior ao valor mínimo permitido pela legislação. Conseqüentemente, tem-se menores impactos à comunidade aquática do corpo receptor do efluente.

## 2.6 Nitrogênio

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, esse alterna-se entre várias formas e estados de oxidação, como resultados de diversos processos bioquímicos. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas (PESSOA; JORDÃO, 1982):

- a) nitrogênio molecular ( $N_2$ ) (escapando para a atmosfera);
- b) nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão);
- c) nitrogênio amoniacal (amônia livre –  $NH_3$  e ionizada –  $NH_4^+$ );
- d) nitrogênio nítrico (nitrito ( $NO_2^-$ ); nitrato ( $NO_3^-$ )).

O nitrogênio é um componente de grande importância no controle da poluição das águas, devido principalmente aos seguintes aspectos (ARCEIVALA, 1981; PESSOA; JORDÃO, 1982; VON SPERLING, 2014a):

a) é um elemento indispensável para o crescimento da vegetação aquática. Assim, em alguns casos, o aporte de águas residuárias pode causar o fenômeno da eutrofização (enriquecimento das águas com nutrientes), principalmente em ambientes lênticos, que, por sua vez, pode desencadear em proliferação indesejada de algas e plantas;

b) mesmo em pequenas concentrações, na forma de amônia livre ( $NH_3$ ), o nitrogênio é tóxico aos peixes, havendo maiores preocupações à medida que o pH se torna mais alcalino;

c) no processo de conversão de amônia a nitrito e deste a nitrato (nitrificação), ocorre o consumo de oxigênio dissolvido do ecossistema aquático, além da acidificação do meio.

Nos esgotos domésticos brutos, as formas predominantes de nitrogênio são o nitrogênio orgânico e o amoniacal, formas quantificáveis em laboratório pelo método Kjeldahl, constituindo o Nitrogênio Total Kjeldahl – NTK. Nessa água residuária, em sua maior parte, o NTK tem origem fisiológica, oriundos de excretas, ricas em grupamentos amina e ureia (presente na urina), que rapidamente é hidrolisada à

amônia (BUENO et al., 2019; COLARES et al., 2018; VON SPERLING, 2014b). Em relação às concentrações encontradas, o Nitrogênio Orgânico ( $N_{org}$ ) apresenta-se dentro da faixa de 15 a 30 mgN L<sup>-1</sup>, com valor típico de 20 mgN L<sup>-1</sup>. Já a concentração de amônia (nitrogênio amoniacal –  $N_{amon}$ ) comumente fica no intervalo entre 20 a 40 mgN L<sup>-1</sup>, com valor típico de 30 mgN L<sup>-1</sup>. Em relação às formas nítricas, essas são consideradas desprezíveis na água residuária bruta, em razão da ausência ou da baixíssima concentração de oxigênio (ARCEIVALA, 1981; PESSOA; JORDÃO, 1982; QASIM, 1985; METCALF; EDDY, 1991 apud VON SPERLING, 2014a).

A amônia pode-se apresentar em solução, tanto na forma de íon amônio ou amônia ionizada ( $NH_4^+$ ), quanto na forma livre ou simplesmente amônia ( $NH_3$ ). Em faixas de pH mais baixas e próximo à neutralidade, praticamente toda a amônia está na forma ionizada. Já para valores de pH mais elevados, a forma predominante é a da amônia livre ( $NH_3$ ) (EMERSON et al., 1975), como apresentado a seguir, que é tóxica aos peixes, como discutido anteriormente.

- pH > 11,0            Toda a amônia na forma de  $NH_3$
- pH = 9,5            Aproximadamente 50 % em cada forma
- pH < 8,0            Toda a amônia na forma de  $NH_4^+$

No Estado de Minas Gerais, o padrão de lançamento de efluentes (MINAS GERAIS, 2022) estabelece um limite máximo de 20 mg L<sup>-1</sup> para o nitrogênio amoniacal total, parâmetro que era válido para todas as águas residuárias, com exceção do esgoto sanitário na antiga Deliberação Normativa (DN) (MINAS GERAIS, 2008). Porém, a partir da publicação da DN COPAM 08/2022, essa restrição começou também a valer para o efluente de ETEs. Assim, dependendo da vazão tratada, as unidades de tratamento municipais têm de 5 à 7 anos para adequação, considerando que a legislação começou a valer em dezembro de 2022 (MINAS GERAIS, 2022). Dessa forma, é uma preocupação a mais para as prestadoras de serviços e municípios quanto às condições de lançamento de esgotos em cursos d'água.

Nos esgotos e, eventualmente, no curso d'água, o nitrogênio orgânico é parcialmente convertido a amônia (aqui representando a livre e ionizada), pelo processo de amonificação. Posteriormente o nitrogênio amoniacal pode sofrer o processo de nitrificação, que ocorre em alguns sistemas de tratamento de esgotos, e pode ocorrer também no curso d'água, no qual há conversão à nitrito ( $NO_2^-$ ) e esse a nitrato ( $NO_3^-$ ). Esse processo ocorre pela ação de alguns microorganismos autótrofos quimiossintetizantes, denominados, genericamente, de bactérias nitrificadoras, e na

presença de O<sub>2</sub>. Para estes microorganismos, a principal fonte de carbono é o CO<sub>2</sub>, sendo que a energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia. Essas reações (nitrosação e nitratação) implicam no consumo de oxigênio dissolvido, o qual é geralmente referido como demanda nitrogenada (EMERSON et al., 1975).

Em um curso d'água, a determinação da forma predominante de nitrogênio pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição ocasionada por algum lançamento de esgotos a montante. Se esta poluição é recente, o nitrogênio estará basicamente na forma de nitrogênio orgânico ou amônia e, se antiga, basicamente na de nitrato (DERÍSIO, 1992; VIDAL et al., 2021). Em resumo, podem-se visualizar as distintas situações no Quadro 01 apresentado a seguir:

Quadro 01 - Formas de nitrogênio provenientes de esgoto sanitário.

<b>Condição</b>	<b>Forma predominante de nitrogênio</b>
Esgoto bruto	Nitrogênio orgânico Amônia
Poluição recente em um curso d'água	Nitrogênio orgânico Amônia
Estágio intermediário da poluição em um curso d'água	Nitrogênio orgânico Amônia Nitrito (em menores concentrações) Nitrato
Poluição remota em um curso d'água	Nitrato
Efluente de tratamento sem nitrificação	Nitrogênio orgânico (em menores concentrações) Amônia
Efluente de tratamento com nitrificação	Nitrato
Efluente de tratamento sem nitrificação/desnitrificação	Concentrações mais reduzidas de todas as formas de nitrogênio

Fonte: Von Sperling (2014a).

### 2.6.1 Rotas de conversão da matéria nitrogenada

A seguir, são descritas as rotas de conversão da matéria nitrogenada, conforme apresentado em Von Sperling (2014b).

a) Assimilação do nitrato e da amônia

Esta rota inclui a utilização de nitrogênio inorgânico pelo fitoplâncton. Embora o fitoplâncton utilize tanto a amônia quanto o nitrato, parece haver preferência pelo primeiro para a maioria das espécies de algas (CHAPRA, 2008).

b) Amonificação

Nos esgotos e eventualmente no curso d'água, o nitrogênio orgânico é parcialmente convertido a amônia, através do processo de amonificação. Salienta-se que este processo não reduz a concentração do NTK e nem de Nitrogênio Total (soma do NTK com a fração nítrica do N), também não implicando em consumo de oxigênio no corpo d'água. Porém, nessa etapa de transformação de N, há consumo de  $H^+$ , elevando o pH do meio.

c) Oxidação da matéria nitrogenada (nitrificação)

Como já discutido, neste processo, que ocorre em alguns sistemas de tratamento de esgotos, e também pode ocorrer no curso d'água, o nitrogênio amoniacal é convertido a nitrito ( $NO_2^-$ ), etapa de nitrosação, e este a nitrato ( $NO_3^-$ ), etapa de nitratação, resultando em consumo de OD e de alcalinidade do meio, reduzindo o pH. Como outros resultados da oxidação do N-amoniacal, tem-se a redução da concentração de NTK, porém manutenção dos valores de N-total, ou seja, por essa rota, o nitrogênio permanece em solução, alterando apenas sua especiação química.

d) Redução dos nitratos (desnitrificação)

Em condições anóxicas (ausência de oxigênio mas presença de nitratos), os nitratos são utilizados por microrganismos heterotróficos como aceptores de elétrons nos processos respiratórios, em substituição ao oxigênio. Na etapa denominada desnitrificação, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso ( $N_2$ ), diminuindo efetivamente a concentração de nitrogênio total no curso d'água e no tratamento de águas residuárias. Por esse motivo, questiona-se se a legislação não deveria tratar de N-total ao invés de N-amoniacal na definição do padrão de lançamento.

e) Fixação do nitrogênio

Alguns organismos podem fixar o elemento nitrogênio atmosférico (N<sub>2</sub>), convertendo em uma forma assimilável, que posteriormente passa a fazer parte do organismos (assimilado), constituindo o N-org (orgânico) e recomeçando o ciclo de transformações. Um grupo importante com esta capacidade são as cianobactérias, as quais estão associadas a diversos problemas de qualidade das águas, alguns deles relacionados com a liberação de cianotoxinas (CHAPRA, 2008).

f) Sedimentação do nitrogênio orgânico

A sedimentação do nitrogênio orgânico ocorre quando esse é um constituinte particulado, de maiores dimensões e massa específica, conseqüentemente há sua deposição no fundo do leito do curso d'água. Esse processo pode estar associado aos sólidos suspensos (contendo N) originados do despejo ou após a assimilação de N pelos microrganismos presentes no curso d'água. A rota de sedimentação, assim como de absorção por algas e plantas; redução do N e volatilização do nitrogênio gasoso (N<sub>2</sub> ou NH<sub>3</sub>), causam remoções efetivas de N da massa líquida. Entretanto, posteriormente parte deste nitrogênio pode ser devolvido ao ambiente aquático pela liberação de amônia do sedimento de fundo, no processo de mineralização, graças à hidrólise ou degradação do material orgânico (VON SPERLING, 2014a).

## 2.6.2 Equações do modelo de nitrogênio

A seguir, são apresentadas as equações utilizadas na modelagem da dinâmica do nitrogênio no ambiente aquático. Essas equações baseiam-se na convergência de modelos apresentados por Thomann e Mueller (1987) , EPA (1987) e Chapra (2008), apud Von Sperling (2014b).

- Nitrogênio orgânico

$$\frac{dN_{org}}{dt} = - K_{oa} \cdot N_{org} - K_{so} \cdot N_{org} \quad (12)$$

- Amônia

$$\frac{dN_{\text{amon}}}{dt} = K_{\text{oa}} \cdot N_{\text{org.}} - K_{\text{an}} \cdot N_{\text{amon}} + \frac{S_{\text{Namon}}}{H} \quad (13)$$

- Nitrito

$$\frac{dN_{\text{nitri}}}{dt} = K_{\text{an}} \cdot N_{\text{amon.}} - K_{\text{nn}} \cdot N_{\text{nitri}} \quad (14)$$

- Nitrato

$$\frac{dN_{\text{nitra}}}{dt} = K_{\text{nn}} \cdot N_{\text{nitri.}} \quad (15)$$

- Nitrogênio total

$$N_{\text{tot}} = N_{\text{org}} + N_{\text{amon}} + N_{\text{nitri}} + N_{\text{nitra}} \quad (16)$$

Onde:

$N_{\text{tot}}$  = nitrogênio total ( $\text{mgN L}^{-1}$ );

$N_{\text{org}}$  = nitrogênio orgânico ( $\text{mgN L}^{-1}$ );

$N_{\text{amon}}$  = amônia ( $\text{mgN L}^{-1}$ );

$N_{\text{nitri}}$  = nitrito ( $\text{mgN L}^{-1}$ );

$N_{\text{nitra}}$  = nitrato ( $\text{mgN L}^{-1}$ );

$K_{\text{so}}$  = coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação ( $\text{d}^{-1}$ );

$K_{\text{oa}}$  = coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia ( $\text{d}^{-1}$ );

$K_{\text{an}}$  = coeficiente de conversão de amônia a nitrito (nitrificação) ( $\text{d}^{-1}$ );

$K_{\text{nn}}$  = coeficiente de conversão de nitrito a nitrato (nitrificação) ( $\text{d}^{-1}$ );

$S_{\text{Namon}}$  = coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ( $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ );

$H$  = profundidade do curso d'água (m).

Salienta-se que, no processo de nitrificação, representado pelas Equações 9, 10 e 11, ocorre o consumo de oxigênio (VON SPERLING, 2014c). A quantidade de oxigênio consumida nos processos de conversão de amônia a nitrito e deste a nitrato, é dada pelos coeficientes abaixo:

$O_{2 \text{ Namon}}$  =  $O_2$  consumido na conversão da amônia a nitrito ( $\text{mgO}_2 (\text{mgNamon oxid})^{-1}$ )

$O_{2 \text{ Nnitri}}$  =  $O_2$  consumido na conversão nitrito a nitrato ( $\text{mgO}_2 (\text{mgNitrito oxid})^{-1}$ )

Os coeficientes ainda devem ser corrigidos pela temperatura, sendo sugerido a utilização dos seguintes valores para o coeficiente de temperatura  $\theta$ :

- Correção de  $K_{\text{oa}}$ :  $\theta = 1,047$  (EPA, 1987);

- Correção de  $K_{\text{an}}$ :  $\theta = 1,080$  (THOMANN; MUELLER, 1987)

### 2.6.3 Coeficientes da modelagem de nitrogênio

No Quadro 02, está apresentado o resumo dos valores típicos dos coeficientes de reação (20°C) do ciclo do nitrogênio em cursos d'água (THOMANN; MUELLER, 1987; EPA, 1987; CHAPRA, 2008).

Quadro 02 - Coeficientes utilizados na modelagem de Nitrogênio.

Coef.	Valores usuais (20°C)
$K_{so}$	- Remansos: 0,10 d <sup>-1</sup>
	- Rios lentos: águas naturais a moderadamente poluídas: 0,05 d <sup>-1</sup> Águas fortemente poluídas: 0,10 d <sup>-1</sup>
	- Rios rápidos: águas naturais: 0,02 d <sup>-1</sup> ; águas moderadamente poluídas: 0,05 d <sup>-1</sup> ; águas fortemente poluídas: 0,10 d <sup>-1</sup>
	- Corredeiras: 0,00 d <sup>-1</sup>
$K_{oa}$	0,20 a 0,20 d <sup>-1</sup>
$K_{an}$	0,15 a 0,25 d <sup>-1</sup>
$K_{nn}$	- Cursos d'água profundos: 0,10 a 0,50 d <sup>-1</sup>
	- Cursos d'água rasos: 0,20 a 1,00 d <sup>-1</sup> ou mais
	- Similares aos valores de K <sub>d</sub> (decomposição da DBO) incluindo a distinção entre rios rasos e profundos (THOMANN; MUELLER, 1987)
$S_{Namon}$	0,00 a 0,50 g/m <sup>2</sup> .d (menores valores para rios rápidos e limpos)
$O_2_{Namon}$	3,20 mgO <sub>2</sub> (mgNamon oxid) <sup>-1</sup>
$O_2_{Nnitri}$	3,10 mgO <sub>2</sub> (mgNitrito oxid) <sup>-1</sup>

Fonte: Adaptado de von Sperling (2014b).

## 2.7 Fósforo

O fósforo é muito importante dentro dos processos de tratamento de esgotos e autodepuração dos cursos d'água, tendo em vista que é um macronutriente requerido em grandes quantidades para o crescimento/reprodução/metabolismo dos organismos participantes na depuração de águas residuárias. Entretanto, em certas condições e concentrações, pode também provocar o fenômeno da eutrofização, principalmente em ambientes aquáticos lânticos, o que pode desencadear em crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, justamente por ser um nutriente

essencial para esses grupos de seres vivos (BUENO et al., 2019; COLARES et al., 2018; MOTA, 2003; VIDAL et al., 2021).

Conveniente para os objetivos de modelagem e de maneira simplificada, as formas do fósforo nas águas naturais podem ser divididas como apresentado a seguir (CHAPRA, 2008):

- Fósforo solúvel reativo: Também denominado fósforo solúvel inorgânico ou ortofosfato, sendo a forma diretamente disponível para as plantas e algas. Compreende os compostos  $H_2PO_4^-$ ,  $HPO_4^{2-}$  e  $PO_4^{3-}$ ;

- Fósforo inorgânico particulado: Compreende minerais fosfatados, ortofosfatos adsorvidos e fosfatos complexado em sólidos. Esses precisam sofrer ataques de enzimas ou sofrer lise por hidrólise para estarem assimiláveis pelos organismos;

- Fósforo orgânico particulado: Consiste principalmente de organismos vivos (plantas, animais, algas e bactérias), bem como detritos orgânicos. Essa forma precisa passar para algumas transformações até ser absorvido pelos microrganismos, algas e plantas;

- Fósforo orgânico não particulado: Compreende compostos orgânicos dissolvidos ou coloidais que contêm fósforo. A principal origem é a decomposição do fósforo orgânico particulado. Não é diretamente disponível aos organismos aquáticos, devendo ser mineralizado e, posteriormente convertidos a formas mais simples (fósforo solúvel reativo);

Os esgotos domésticos representam usualmente a principal fonte pontual de fósforo em corpos d'água, e merecem, portanto, uma atenção especial. Esse elemento químico apresenta-se na forma de fosfatos, nas seguintes formas (IAWQ, 1995 apud VON SPERLING, 2014b):

- inorgânica (polifosfatos e ortofosfatos): origem principal nos detergentes e outros produtos químicos domésticos. Os valores normalmente encontrados para esgotos domésticos brutos estão dentro da faixa de 4 a 17 mgP L<sup>-1</sup>, com valor típico de 10 mgN L<sup>-1</sup> (ARCEIVALA, 1981; PESSOA; JORDÃO, 1982; QASIM, 1985; METCALF; EDDY, 1991 apud VON SPERLING, 2014a). Importante ressaltar que houve grande redução da concentração de P na formulação de detergentes, diminuindo a contribuição dessa fonte em cursos d'água (QUEVEDO; PIVELI; PAGANINI, 2018).

- orgânica (ligada a compostos orgânicos): origem fisiológica. Os valores normalmente encontrados para esgotos domésticos brutos estão dentro da faixa de 2

a 8 mgP L<sup>-1</sup>, com valor típico de 4 mgP L<sup>-1</sup> (ARCEIVALA, 1981; PESSOA; JORDÃO, 1982; QASIM, 1985; METCALF; EDDY, 1991 apud VON SPERLING, 2014a).

Para avaliação da dinâmica do P no curso d'água, após o mesmo receber uma carga poluidora, são considerados os seguintes mecanismos na modelagem do macronutriente (EPA, 1987; CHAPRA, 2008):

- sedimentação do fósforo orgânico particulado;
- conversão do fósforo orgânico particulado a fósforo inorgânico dissolvido;
- liberação de fósforo inorgânico dissolvido pelo sedimento de fundo;

A seguir, são apresentadas as equações utilizadas na modelagem de fósforo, de acordo com o modelo QUAL2E (EPA, 1987).

- Fósforo orgânico

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -K_{oi} \cdot P_{org} - K_{spo} \cdot N_{org} \quad (17)$$

- Fósforo inorgânico

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = K_{oi} \cdot P_{org} + \frac{S_{Pinorg}}{H} \quad (18)$$

Onde:

$P_{org}$  = concentração de fósforo orgânico (mg L<sup>-1</sup>);

$P_{inorg}$  = concentração de fósforo inorgânico (mg L);

$K_{spo}$  = coeficiente de remoção de fósforo orgânico por sedimentação (d<sup>-1</sup>);

$K_{oi}$  = coeficiente de conversão de fósforo orgânico a fósforo inorgânico (d<sup>-1</sup>);

$S_{Pinorg}$  = coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo (g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>);

H = profundidade do curso d'água (m).

Na Tabela 07 são apresentados os valores usuais para os coeficientes de reação (20 ° C) do modelo de fósforo em rios (EPA, 1987).

Tabela 07 - Valores dos coeficientes do modelo de fósforo em rios.

<b>Coeficiente</b>	<b>Valores intermediários</b>	<b>Coef. De Temperatura <math>\theta</math></b>
$K_{spo}$	0,02 a 0,05	1,024
$K_{oi}$	0,2 a 0,3	1,047
$S_{Pinorg}$	0,0 a 0,2	1,074

Fonte: Adaptado de EPA (1987).

Já em relação aos padrões de lançamento de efluentes, tanto na esfera estadual (MINAS GERAIS, 2022), quando na federal (BRASIL, 2011), essas não contemplam a variável fósforo, estando este restrito aos padrões de qualidade do corpo receptor. Porém, estão previstas nas referidas legislações, a possível definição de valores específicos de P para lançamento em locais onde é reconhecido o elevado risco de eutrofização e de proliferação de algas e plantas aquáticas.

No que diz respeito a esse risco de enriquecimento das águas com nutrientes, Thomann e Mueller (1987) e Chapra (1998) demonstraram que usualmente são necessárias longas distâncias de percurso (superiores a várias dezenas de quilômetros) para que as concentrações de N e P se reduzam no curso d'água, e que esses nutrientes passem a ser limitantes ao crescimento de algas. Dessa forma, há grande risco de proliferação de algas e plantas aquáticas próximo ao ponto de lançamento, sobretudo em ambiente lênticos, e que esse potencial diminui lentamente, até que seja limitante ao desenvolvimento desses seres vivos. Como consequência, pode ser necessário a definição de parâmetros para aporte de P, ainda que sejam metas definidas a médio a longo, dada a grande relevância do macronutriente para o fenômeno, especialmente em regiões de clima tropical (Bueno et al., 2019; Vidal et al., 2021).

## **2.8 Organismos Indicadores de Contaminação Fecal**

Um dos mais importantes aspectos de poluição das águas, refere-se ao relacionado com o fator sanitário, mais especificamente às doenças de veiculação hídrica. É sabido que um curso d'água pode receber uma ampla gama de agentes transmissores de doenças provenientes de esgotos sanitários. Este fato pode não gerar um impacto à biota do corpo d'água em si, mas afeta alguns dos usos preponderantes a ele destinados, tais como abastecimento de água potável, irrigação

e balneabilidade (ASHOURI; RAFEI, 2018; DERÍSIO, 1992; MOTA, 2003; VON SPERLING, 2014a).

É, portanto, de fundamental importância o conhecimento do comportamento dos agentes transmissores de doenças em um corpo d'água, a partir do seu lançamento até os locais de utilização. Sabe-se que a maioria desses agentes tem no trato intestinal humano as condições ótimas para o seu crescimento e reprodução. Uma vez submetidos às adversas condições prevalentes no corpo d'água, eles tendem a decrescer em número, caracterizando o assim chamado decaimento (VON SPERLING, 2014b). Assim, dependendo do grau de contaminação de um curso d'água, de suas condições hidrodinâmicas e ambientais, a redução da contagem desses organismos patogênicos pode ser maior ou dependente de um longo trecho de recuperação (MADANI et al., 2021).

Como é dispendioso e economicamente inviável quantificar a presença de todos os possíveis causadores de doenças, são utilizados organismos indicadores de contaminação fecal. Ou seja, a identificação da presença desses indicaria se uma água foi contaminada por material intestinal de animais de sangue quente e, em decorrência, apresentaria potencialidade para a transmissão de doenças (BATISTA; HARARI, 2016; SILVA; RAMOS; BERNARDES, 2021).

Inicialmente, avaliou-se a presença dos Coliformes Totais para inferir sobre o risco sanitário. No entanto, dada a presença de grupos de vida livre e com capacidade de crescimento em ambiente não contaminado, passou-se a empregar os testes de detecção de Coliformes Termotolerantes. Antes denominado Coliformes Fecais, o referido grupo também apresenta inconvenientes podendo não representar adequadamente a contaminação de ambientes com organismos patogênicos. Ainda assim, ao lado das metodologias de detecção e quantificação da bactéria *Escherichia coli* (*E. coli*), os Coliformes Termotolerantes continuam sendo muito empregados na avaliação do risco sanitário (BATISTA; HARARI, 2016; SILVA; RAMOS; BERNARDES, 2021).

A seguir serão discutidos os fatores de influência e as relações qualitativas e quantitativas associadas ao decaimento de coliformes em corpos d'água, que representa um indicativo do comportamento de organismos patogênicos no curso d'água, após a contribuição de despejos.

### 2.8.1 Cinética do decaimento bacteriano

Quando expostos a condições ambientais que diferem das preponderantes encontradas dentro do trato intestinal de animais de sangue quente (ideais para seu desenvolvimento e reprodução), os coliformes e outros organismos entéricos apresentam mortalidade natural. Entre os vários fatores que contribuem para o decaimento, citam-se os seguintes (ALMEIDA, 1979; ARCEIVALA, 1981; EPA, 1987; THOMANN; MUELLER, 1987 apud VON SPERLING, 2014b):

- Fatores físicos: luz solar (radiação ultravioleta), temperatura (normalmente inferiores à média do corpo humano), adsorção, floculação e sedimentação.

- Fatores físico-químicos e químicos: efeitos osmóticos, pH, toxicidade química e potencial redox;

- Fatores biológicos e bioquímicos: falta de nutrientes, predação e competição.

Estes fatores podem atuar simultaneamente e com diferentes graus de importância.

Estes fatores podem atuar simultaneamente e com diferentes graus de importância, afetando o decaimento dos microrganismos, que por sua vez é modelado pela lei de Chick (Equação 19). Essa representa a taxa de mortalidade bacteriana como sendo diretamente proporcional à concentração de bactérias (VON SPERLING, 2014a):

$$\frac{dN}{dt} = -K_b \cdot N \quad (19)$$

Onde:

N = número de coliformes (org/100 mL ou NMP/100 mL);

K<sub>b</sub> = coeficiente de decaimento bacteriano (d<sup>-1</sup>);

t = tempo (d).

A integração da Equação 9 conduz à fórmula para o cálculo da concentração de coliformes em rios após um tempo t:

$$N = N_0 \cdot e^{-K_b \cdot t} \quad (20)$$

Onde:

$N_0$  = contagem de coliformes no ponto inicial da mistura ( $t=0$ ) (NMP/100mL);

$N$  = contagem de coliformes após um tempo  $t$  (NMP/100mL);

$K_b$  = coeficiente de decaimento bacteriano ( $d^{-1}$ );

$t$  = tempo (d).

A mortalidade de microorganismos em distintos corpos d'água geralmente está associada a diferentes valores de  $K_b$ , relacionadas à natureza do organismo e das condições no meio aquático (ARCEIVALA, 1981). Em função da dependência de vários fatores, os valores de  $K_b$  obtidos em diversos estudos em água doce variam numa ampla faixa. Valores típicos, no entanto, situam-se na faixa de  $K_b = 0,5$  a  $1,5 d^{-1}$  (base e,  $20\text{ }^\circ\text{C}$ ), sendo comumente adotado  $1,0 d^{-1}$ . (ARCEIVALA, 1981; EPA, 1987; THOMANN; MUELLER, 1987 apud VON SPERLING, 2014b).

O efeito da temperatura no coeficiente de decaimento bacteriano pode ser formulado através de:

$$K_{bT} = K_{b20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (21)$$

Onde:

$\theta$  = coeficiente de temperatura, sendo comumente adotado o valor 1,07 (THOMANN; MUELLER, 1987)

Após apresentado as variáveis quantificadas na avaliação da qualidade de água e a dinâmica (fatores de influência) desses no curso d'água, serão discutidos os modelos de simulação e previsão das condições do rio após o recebimento de despejos.

## 2.9 Modelos de qualidade de água

Existem diversas definições e conceitos importantes sobre “modelos matemáticos” na literatura. Segundo Lee (1973), um modelo pode ser definido como:

a) uma representação da realidade;

b) uma tradução simplificada e generalizada do que se afigura como sendo as características mais importantes de uma situação do mundo real;

c) uma abstração da realidade utilizada para se obter clareza conceitual – reduzindo a variedade e complexidade do mundo real a um nível que se possa entender e representar.

Neste sentido, modelos ambientais objetivam representar a realidade tal como é observada ou medida, e por isso dificilmente podem representar toda a complexidade das múltiplas interações nos sistemas ambientais, já que várias dessas são não mensuráveis ou quantificáveis (BUI et al., 2019; QUIJANO et al., 2017; SOARES; CALIJURI, 2021). No entanto, a partir da utilização desses modelos, é possível ter uma estimativa mais próxima dos distúrbios causados pelo despejo de poluentes no curso d'água, além de outras possibilidades que serão discutidas a seguir (KAUFMAN et al., 2021; WHITE et al., 2021).

Esses modelos são compostos por (a) uma estrutura teórica, representada por equações matemáticas, como as apresentadas nos itens anteriores, (b) valores numéricos dos parâmetros (coeficientes) das equações, apresentados em tabelas ao longo do texto e (c) dados de entrada e saída, frequentemente compreendendo observações/medições de campo ou de laboratório, e relacionando fatores externos como a resposta do sistema (VON SPERLING, 2014a).

Como há a dependência de vários fatores, cada corpo hídrico (e seus trechos) apresenta diferentes graus de resistência (não ser afetado) e resiliência (de retornar às condições iniciais) em resposta a um impacto ambiental de mesma magnitude, torna-se essencial a realização de estudos específicos para avaliação da capacidade de autodepuração de determinado curso d'água (EL-SHEBLI; SHARRAB; AL-FRAIHAT, 2023). Assim, o estudo das relações hídricas (aspectos quantitativos e qualitativos) é de extrema importância, permitindo realizar análises e prognósticos do corpo d'água e da dinâmica de poluentes, a partir dos processos físicos, químicos e biológicos ocorridos no ambiente aquático (MURPHY; MCBEAN; FARAHBAKHS, 2009). De acordo com Oppa (2007), Binoto (2012), Gastaldini e Oppa (2011) e Gomes e Simões (2014), a utilização dos modelos matemáticos auxilia nessa avaliação e na tomada de decisões referentes ao gerenciamento de recursos hídricos, com base na simulação dos processos de autodepuração do rio.

Utilizando os modelos, pode-se, por exemplo, verificar impactos dos lançamentos de cargas poluidoras e analisar medidas de controle ambiental, prever alterações na qualidade da água ao longo do rio com o lançamento de poluentes, podendo garantir condições favoráveis para implantação de empreendimentos sem

causar impactos significativos ao meio. Sempre com o intuito de propor alternativas mais eficazes para diminuir a poluição de recursos hídricos e preservar a qualidade ambiental (SALLA et al., 2013; COSTA; TEIXEIRA, 2010).

De acordo com Fan, Ko e Wang (2009), ao longo dos anos foram desenvolvidos diferentes modelos para analisar as características dos diferentes tipos de cursos d'água (rios, lagos e reservatórios), envolvendo processos hidrológicos, físicos, químicos e biológicos de maneira prática. Alguns modelos são mais simples e tem a avaliação da dinâmica de variáveis básicas como OD e DBO, enquanto outros mais sofisticados incluem a interação de vários fatores, tendo em conta a eutrofização e os impactos da toxicidade (OPPA, 2007; FAN; KO; WANG, 2009). Todos os modelos matemáticos, no entanto, têm como base o modelo proposto por Streeter e Phelps (1925) aplicado em 1925, em um estudo no Rio Ohio. O modelo contribuiu para o surgimento de outros modelos com QUAL I e II, atualizados posteriormente.

Existem diversos modelos computacionais utilizados ao redor do mundo, variando em aplicabilidade e complexidade. A escolha do modelo mais adequado para uma determinada situação depende dos objetivos e necessidades dos usuários, além da disponibilidade de dados e características do corpo receptor (QUIJANO et al., 2017).

Segundo Burigato Costa et al. (2019), dos diferentes modelos existentes para simulações de qualidade de água, sete têm sido amplamente aplicados, nos últimos 20 anos, em todo o mundo: AQUATOX, CE-QUAL-W2, EFDC, QUALs, SWAT, SPARROW e WASP, sendo o SWAT o mais empregado seguido do grupo QUAL e do CE-QUAL-W2. Já dentre os países que mais fazem uso da ferramenta, destaca-se os EUA, seguidos da China e da Coreia do Sul (BURIGATO COSTA et al., 2019).

A aplicação do modelo SWAT na modelagem da qualidade da água é reportada em diversos estudos, podendo-se citar, por exemplo, os trabalhos de Seo et al. (2017) e Tan et al. (2019). Amin et al. (2017) também utilizaram o modelo para estimar a carga de nutrientes e de sedimentos em uma bacia cárstica na Pensilvânia (EUA) e concluíram que o seu uso, além de outros modelos, pode ser uma poderosa ferramenta para a gestão dos recursos hídricos.

Os modelos são geralmente desenvolvidos para uma região específica, sendo ajustados às características intrínsecas da bacia hidrográfica e do curso d'água, tais como clima e características físicas específicas. Portanto, a aplicação desses modelos em regiões diferentes daquelas para as quais foram projetados pode produzir grandes

erros nas simulações. Assim, o primeiro passo para a aplicação da modelagem é a escolha do modelo mais propício, levando em conta as áreas onde os modelos já foram aplicados com sucesso, buscando por trabalhos desenvolvidos em regiões com um contexto semelhante à localidade de interesse (KEUPERS; WILLEMS, 2017).

No caso da modelagem de qualidade de água em rios em que se considera a alocação de cargas poluidoras pontuais e difusas, os QUALs têm sido os modelos mais utilizados por gestores para a tomada de decisões nas bacias hidrográficas (BURIGATO COSTA et al., 2019). Assim, esses modelos unidimensionais, são bastante empregados para planejamento de qualidade de água, para inferência do efeito do lançamento de despejos, determinações de outorgas de lançamento, dentre outros (BROWN; BARNWELL, 1987). Em face dessa grande aplicabilidade, será feito um breve histórico da evolução dos modelos QUAL até chegar à ferramenta QUAL-UFMG.

### **2.9.1 Modelos QUAL**

Como discutido, os EUA se destacam no campo da utilização da modelagem matemática para avaliação da qualidade de água em rios. Dessa forma, muitos dos modelos também foram desenvolvidos no país, tendo sido lançados pelo órgão ambiental americano, a USEPA (United States Environmental Protection Agency – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), como a série de modelos QUAL: QUAL2E, QUAL2E-UNCAS, QUAL2K e QUAL2KW, sendo todos esses implementados no ambiente Microsoft Windows (BURIGATO COSTA et al., 2019; BROWN; BARNWELL, 1987).

O QUAL2E, versão atualizada do modelo QUAL II, é um modelo clássico largamente utilizado para simulação do impacto de cargas de efluentes em cursos de água, bem como para definição de cargas permissíveis e demais considerações associadas à qualidade das águas (BROWN; BARNWELL, 1987; CHAPRA, 2008; CHAUDHURY et al., 1998; NING et al., 2001). Foi desenvolvido em 1985, tendo sido melhorado desde então, com a incorporação de outros modelos USEPA como HSPF e WASP5 em um ambiente GIS. Esse modelo é bastante versátil e possibilita a avaliação de processos que envolvem vários constituintes ao decorrer de um curso de água: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, concentração de

biomassa algal, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo dissolvido e coliformes (BROWN; BARNWELL, 1987).

Em seguida, lançou-se o QUAL2E-UNCAS, um aprimoramento do QUAL2E, permitindo a análise de incertezas junto com a simulação da qualidade da água. Do QUAL2E, também surgiu o modelo QUAL2K, que trouxe como inovação o aprimoramento das equações do modelo para OD, DBO e nitrato, incluindo também simulações de algas de fundo e de zona hiporreica. Por fim, no QUAL2Kw, foram incorporadas as simulações de temperatura, pH, demanda bentônica e respiração algal (BURIGATO COSTA et al., 2019).

Os modelos QUALs foram largamente utilizados ao longo dos anos, e continuam sendo, ao redor do mundo, na modelagem de qualidade das águas de rios, com a alocação de cargas poluidoras e simulação de cenários (BUI et al., 2019). Por exemplo, Paliwal, Sharma e Kansal (2007) utilizaram o QUAL-2E na modelagem da qualidade das águas do rio Yamuna, em um trecho dentro da região metropolitana de Delhi (Índia), sendo modeladas as variáveis OD e DBO, para diversos cenários de intervenção dentro da bacia.

Em âmbito nacional, diversos estudos envolvendo modelagem da qualidade da água em rios têm sido realizados usando o QUAL2E e, mais recentemente, o QUAL2K (GASTALDINI; SEFFRIN; PAZ, 2002; PALMIERI; CARVALHO, 2006; SILVA, 2007; SABIÁ, 2008; SABÓIA, 2011 ;PORTO et al., 2011).

### **2.9.2 QUAL-UFMG**

A análise da evolução dos modelos de qualidade de água, ao longo dos anos, nos mostra que esses vêm, cada vez mais, evoluindo em complexidade, buscando atender aos objetivos mais diversos (BURIGATO COSTA et al., 2019).

O aumento da complexidade dos modelos está relacionado, sobretudo, ao fato de poderem incorporar mais coeficientes e variáveis de qualidade da água, além das tradicionalmente inseridas, oxigênio dissolvido (OD) e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Contudo, de acordo com vários pesquisadores, a quantidade de coeficientes a serem determinados, além do tipo de modelo aplicado, considerando sua aplicabilidade no contexto da bacia avaliada, permanecem sendo as questões principais na modelagem utilizada como ferramenta de tomada de decisão (FAN; WANG; LIU, 2012; SRIKRISHNAN; KELLER, 2021). Assim, não necessariamente um

modelo com mais variáveis abrangidas é o mais indicado para aplicar na avaliação da dinâmica de contaminantes em um curso d'água.

De forma semelhante, um estudo realizado por Lindenschmidt (2006) sugere que modelos complexos não são necessariamente mais úteis, já que eles requerem uma quantidade maior de dados para estimativa, calibração e verificação dos parâmetros. Já Srikrishman e Keller (2021) mostraram que, mesmo pequenos aumentos na complexidade e abrangência do modelo, podem acarretar em grande elevação na necessidade de dados de entrada, além de custos. No Brasil, onde as informações disponíveis em relação aos dados de monitoramento ainda são limitadas, obter tais parâmetros para o uso de modelos mais complexos pode ser um problema, e os resultados das simulações podem não ser tão confiáveis como se espera. Assim, modelos simplificados de qualidade da água, tornam-se uma boa alternativa (KEUPERS; WILLEMS, 2017; VINÍCIUS MATEUS et al., 2015).

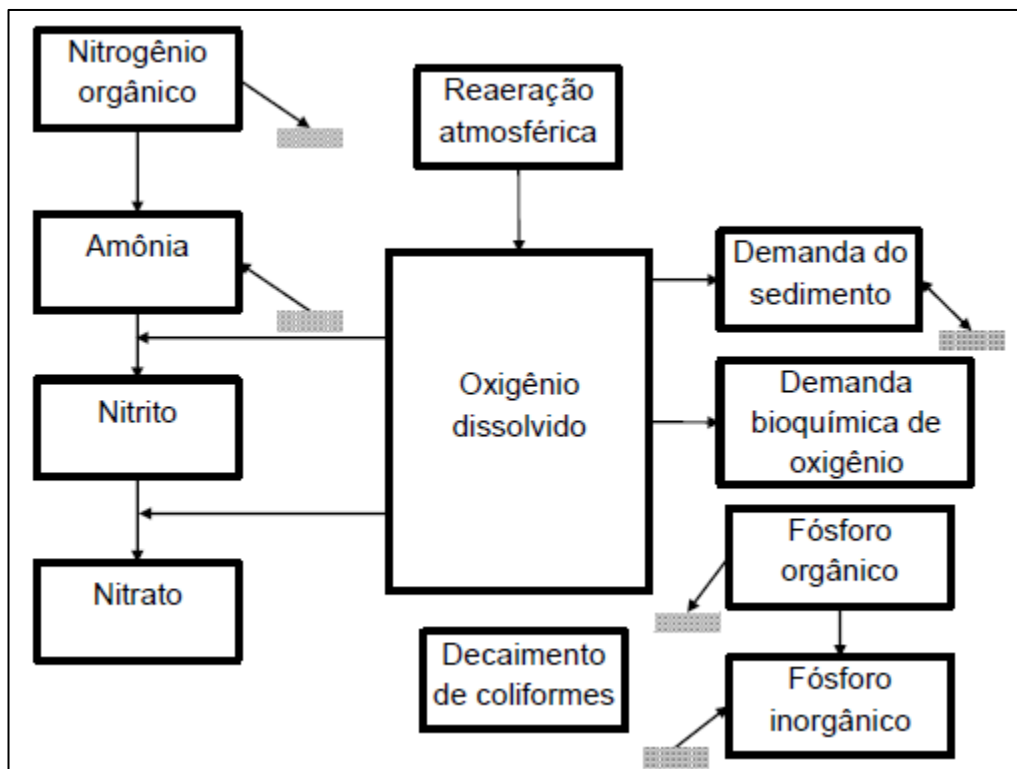
Na maioria dos países em desenvolvimento, como o Brasil, a universalização do atendimento com os serviços de saneamento ainda é uma realidade muito distante. Dessa forma, há impactos negativos diretos no curso d'água, prejudicando a qualidade dos mananciais e reduzindo a capacidade de recuperação dos cursos d'água (VON SPERLING, 2014b). Em razão dessa situação encontrada nos mananciais superficiais, frequentemente não é possível alcançar o atendimento da legislação no que diz respeito a não alteração da condição do curso d'água no qual esse foi enquadrado, pois o mesmo já apresenta qualidade inferior. Torna-se assim necessário, em muitos casos, apresentar um estudo de autodepuração de forma complementar, objetivando obter a permissão da disposição da água residuária produzida. Neste contexto, a utilização de modelos mais simples de simulação e avaliação da qualidade apresenta grande contribuição para essa avaliação e para estudos que visam o gerenciamento de cargas poluidoras (COSTA, 2021).

Um modelo bastante utilizado no Brasil é o QUAL-UFMG, uma plataforma em Excel desenvolvida por von Sperling (2014b), a partir de simplificações do modelo QUAL2E e adaptação de suas equações para planilhas eletrônicas em Excel (DE OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018). É uma planilha versátil, de modelagem unidimensional e fácil utilização, 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. O QUAL-UFMG possui uma estrutura muito parecida com a do QUAL2E, excluindo-se o componente algas

de sua modelagem por motivos de simplificação técnica e também em função de sua pequena importância na simulação de ambientes lóticos. Também desconsidera a dispersão longitudinal, uma vez que a advecção é o principal fenômeno de transporte em rios. Já os cálculos são feitos considerando a integração numérica pelo método de Euler (TEODORO et al., 2013).

Na Figura 03 estão apresentadas as principais inter-relações entre os constituintes modelados no QUAL-UFMG.

Figura 03 - Representação esquemática dos constituintes simulados no modelo QUAL-UFMG e de suas inter-relações.



Fonte: von Sperling (2014).

O QUAL-UFMG tem sido amplamente utilizado na modelagem da qualidade das águas em rios brasileiros, em diversas regiões e com objetivos diversos, podendo ser encontradas várias referências bibliográficas de sua utilização. Algumas delas são citadas a seguir.

### 2.9.3 Alguns estudos utilizando o QUAL-UFMG

Salla et al. (2013) utilizaram o QUAL-UFMG na avaliação da capacidade de autodepuração do Rio Jordão, pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Dourados – UPGRH PN1, localizada a Oeste do Estado de Minas Gerais. Considerou-se a população atendida, a vazão mínima de referência do curso d'água e a modalidade de tratamento dos esgotos sanitários proposta. Verificou-se que o curso d'água não possuía capacidade de autodepuração para atender ao disposto na legislação ambiental (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008).

Teodoro et al. (2013), por sua vez, empregaram o QUAL-UFMG em um estudo de caso do rio Taquarazinho, sub-bacia da Bacia do Rio Taquari, no pantanal Sul-Mato-Grossense. Nesse estudo, foi implementado o conceito de capacidade de diluição de efluentes no modelo, com a implementação de algumas equações adicionais em suas planilhas. O modelo ajustado foi capaz de estimar as vazões de diluição requeridas pelos lançamentos e contabilizar os custos dos mesmos, variando-se as vazões de referência, enquadramento e carga orgânica lançada no rio. Concluiu-se que o Rio Taquarazinho possuía uma elevada capacidade de autodepuração e que suas águas seriam capazes de suportar a instalação de empreendimentos de grande porte, como matadouros e curtumes.

Calmon et al. (2016) aplicaram o modelo QUAL-UFMG para avaliação da capacidade de autodepuração dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo, localizado no sul do estado do Espírito Santo, tendo sido simuladas as dinâmicas das variáveis DBO e oxigênio dissolvido (OD). Foram simulados diversos cenários de contribuições, vazões dos corpos receptores e níveis de tratamento, além de curvas de permanência utilizadas no processo de enquadramento dos recursos hídricos da bacia. Os resultados obtidos mostraram a relevância da incorporação da modelagem da autodepuração na avaliação da qualidade dos corpos d'água superficiais para a implementação do enquadramento.

Com o uso dos modelos permite-se, por exemplo, verificar em que trechos haveria condições para utilização da água para diferentes finalidades, caso não se disponha de estações fluviométricas e dados suficientes, como foi o caso do estudo de von Sperling e von Sperling (2013). Os autores aplicaram o modelo em um trecho de 227 km do rio das Velhas, que corta a região metropolitana de Belo Horizonte – MG, abrangendo 25 áreas urbanas, de forma a verificar as condições de

balneabilidade do curso d'água, tendo como base a variável Coliformes Termotolerantes. Também foram avaliados cenários para diversas situações de intervenções na bacia e vazões do corpo receptor.

Oliveira Filho e Lima Neto (2018) realizaram, utilizando o QUAL-UFMG, a modelagem matemática da qualidade da água em um trecho de 36,8 km de extensão do rio Poti, pertencente à bacia hidrográfica do rio Parnaíba, no estado do Ceará. A modelagem foi feita para as variáveis OD, DBO e coliformes termotolerantes. A calibração do modelo, com o ajuste dos coeficientes de decaimento, foi feita utilizando os coeficientes de eficiência de Nash-Sutcliffe (CNS). O modelo calibrado foi utilizado para diversos cenários e empregado como ferramenta de gestão de recursos hídricos dentro da bacia.

Diferentes condições também foram simuladas no trabalho de De Paula (2011) para modelagem de um trecho do Rio Piabanha, entre os municípios de Petrópolis e Três Rios, no estado do Rio de Janeiro. Como considerações adicionais, o autor concluiu que deve haver preocupação especial com os tributários do rio e não somente com os núcleos urbanos mais populosos, devendo também agir em relação às contribuições difusas e pontuais de cidades à margem desses cursos d'água.

Dessa forma, os modelos também auxiliam na definição das eficiências necessárias em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs). Bringer, dos Reis e Mendonça (2018), utilizaram o QUAL-UFMG para a avaliação dos níveis de remoção requeridos para estações de tratamento de esgotos, de forma a alcançar a qualidade de água requerida em mananciais superficiais da bacia hidrográfica do rio Pardo (ES). Fantini, Reis e Mendonça (2017) utilizaram o QUAL-UFMG na elaboração de diferentes cenários de disposição de efluentes na bacia hidrográfica do rio Pardo, importante afluente do rio Itapemirim, curso d'água da porção sul do estado do Espírito Santo. Foram definidos os índices e níveis de tratamento de esgotos sanitários dentro da bacia.

Além das contribuições de despejos e da qualidade atual do curso d'água, fatores meteorológicos também interferem na capacidade de autodepuração de um curso d'água. Gomes et al. (2018) utilizaram o QUAL-UFMG na modelagem sazonal do Rio dos Sinos, localizado no nordeste do estado do Rio Grande do Sul. Com base na avaliação dos autores, a utilização do referido modelo matemático se mostrou adequada para inferência da qualidade da água do Rio dos Sinos, visto que ocorreu uma similaridade entre os dados observados e a curva simulada no processo de

calibração. A eficiência do modelo foi avaliada pela utilização do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (CNS). Para a variável OD, o modelo apresentou uma eficiência boa ( $CNS > 0,75$ ) e para as variáveis DBO,  $P_{total}$  e  $N_{total}$  (outono/inverno) o modelo foi considerado aceitável ( $0,36 < CNS < 0,75$ ). Além disso, foi possível perceber que a qualidade de água do Rio dos Sinos é alterada em função da sazonalidade, uma vez que houve diferenças nas concentrações das variáveis qualitativas e nos valores dos parâmetros cinéticos das equações utilizadas na simulação no inverno e verão, em razão da diferença do regime pluviométrico.

Outras aplicações do QUAL-UFMG na modelagem matemática da qualidade das águas podem ser verificadas em Guedes (2009), Pereira et al. (2011), da Silva et al. (2011), Amorim Júnior, Lima e Viera (2011) e Lima, Mamede e Lima Neto (2018).

Se é possível simular as eficiências necessárias para a manutenção da qualidade do curso d'água e as condições do mesmo após lançamento do despejo, então a utilização do modelo QUAL-UFMG também permite elaborar propostas preliminares de enquadramento do rio em classes de usos preponderantes, como realizado por Silva, Silva Júnior e Lima (2018). Essa abordagem é de grande importância, face que muitos trechos de cursos d'água do país não são enquadrados ou apresentam condição de qualidade já inferior à classe definida pelo enquadramento.

Conforme pode ser observado, o QUAL-UFMG vem sendo utilizado, com sucesso, como importante ferramenta, nas mais variadas formas de gestão dos recursos hídricos no Brasil.

#### **2.9.4 Calibração do modelo**

A calibração do modelo é uma das partes mais importantes do processo. É neste momento que os coeficientes são ajustados, visando aproximar os dados de qualidade obtidos, dos dados encontrados nas estações de monitoramento. De acordo com Drolc e Koncan (1996), para que se obtenha resultados fidedignos à condição do curso d'água com a utilização dos modelos, é de fundamental importância o emprego de dados confiáveis e recentes, pois a calibração é feita com ajustes de coeficientes que variam dentro de uma faixa determinada.

Segundo Thomann (1987), existem diversas formas de se estimar a adequação da calibração de um modelo, podendo-se citar:

- a) visualização de gráficos: onde são plotados os valores observados e os valores estimados ao longo do tempo ou distância;
- b) Coeficiente de Determinação – CD (ou Nash-Sutcliffe): relação entre a soma dos resíduos ao quadrado e variância total dos dados observados, como na Equação 22;

$$CD = 1 - \frac{\sum (Y_{obs} - Y_{est})^2}{\sum (Y_{obs} - Y_{obsméd})^2} \quad (22)$$

Onde:

$Y_{obs}$  = valor observado;

$Y_{est}$  = valor estimado;

$Y_{obsméd}$  = média dos valores observados.

- c) minimização da soma do quadrado dos erros: Nos modelos mais complexos são criadas rotinas para esta função. Nas planilhas do Excel, pode ser utilizada a ferramenta *so/ve*.

O coeficiente de determinação – CD tem sido muito utilizado na calibração dos modelos, principalmente do QUAL-UFMG, podendo-se citar os trabalhos de Oliveira Filho e Lima Neto (2018) e Gomes et al. (2018). Sendo que o desempenho de um modelo é considerado adequado e bom se o valor de CD supera 0,75, e é considerado aceitável se o valor de CD fica entre 0,36 e 0,75 (COLLISCHONN, 2001). Segundo Thomann (1987), a adequação do modelo será tão boa, quanto o valor de CD se aproxime de 1.

### 2.9.5 Análise de incerteza e sensibilidade

Segundo Costa e Teixeira (2011), os modelos matemáticos de qualidade de águas superficiais constituem-se em importante instrumento para auxiliar a tomada de decisão voltada tanto para a prevenção como para a correção da degradação dos recursos hídricos. No entanto, existem incertezas na determinação de parâmetros e variáveis de entrada dos modelos que podem alterar de forma significativa os resultados esperados. Se essas incertezas forem simplesmente ignoradas, podem ser tomadas decisões equivocadas, apoiadas em resultados de um modelo com pouca confiabilidade. Assim, faz-se necessário identificar as variáveis de entrada que afetam

diretamente na incerteza dos resultados de saída do modelo de simulação (DE MENEZES; DE OLIVEIRA; SALLA, 2016; KOO et al., 2020).

Existem muitas fontes de imprecisão no processo de modelagem, por exemplo, as relacionadas à estimativa dos coeficientes, aos dados de entrada e à estrutura do sistema (KHORASHADI ZADEH et al., 2022; LINDENSCHMIDT; FLEISCHBEIN, 2007). Segundo von Sperling (2004b), a análise da incerteza permite a obtenção dos seguintes elementos, os quais são suportes essenciais na interpretação dos resultados da simulação e no direcionamento das medidas de controle ambiental a serem adotadas:

- a) resultados expressos em termos probabilísticos, e não como simples valores únicos determinísticos;
- b) análise de sensibilidade da resposta do modelo aos dados de entrada, podendo-se inferir sobre a importância de determinado parâmetro ou variável.

A técnica da Simulação Monte Carlo (BECK, 1987; VON SPERLING, 2014c) é bastante aplicada na análise de incerteza de modelos. Baseia-se na execução de um elevado número de simulações (que podem chegar a milhares). Em cada simulação do modelo, é selecionado um conjunto diferente de valores dos dados de entrada sobre os quais existe incerteza. Cada valor é gerado aleatoriamente, segundo uma distribuição e dentro de uma faixa ou critérios pré-especificados. Os resultados obtidos são posteriormente analisados estatisticamente, gerando resultados em termos de probabilidade.

Costa e Teixeira (2011) utilizaram a Simulação de Monte Carlo (SMC) para realizar a análise de incerteza em um modelo de qualidade da água e concluíram que o resultado estocástico é fundamental para o gerenciamento dos recursos hídricos, uma vez que os cenários simulados podem ser apresentados em termos de probabilidade de ocorrência.

A Simulação Monte Carlo pode ser facilmente feita nos modelos mais complexos, tais como o QUAL-2E (BROWN; BARNWELL, 1987). Entretanto, a sua aplicação em modelos mais simples, principalmente baseados em planilhas de cálculo, como o QUAL-UFMG, requer adequações, tal como a implementação de extensões em linguagens de programação apropriadas. Brum et al. (2022) implementaram uma extensão no QUAL-UFMG, em VBA (Visual Basic for

Applications), que permite a realização da simulação Monte Carlo, para análise de incerteza, calibração e análise de sensibilidade.

Junto da análise de incerteza, a análise de sensibilidade é de fundamental importância na utilização de modelos de qualidade da água, sobretudo quando aplicados à gestão de recursos hídricos. A análise de sensibilidade consiste em se avaliar a influência de cada variável de entrada nos dados de saída do modelo. Desta forma, pode-se verificar quais variáveis são mais importantes e merecem maior investimento na obtenção de dados mais precisos (KHORASHADI ZADEH et al., 2022; SALTELLI et al., 2021).

## **2.10 Enquadramento dos cursos d'água segundo os usos preponderantes**

A Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9.433/97 (BRASIL, 1997), define como um de seus instrumentos de gestão, o enquadramento dos corpos de água em classes de qualidade, segundo os seus usos preponderantes. O Enquadramento tem como objetivos assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, e diminuir os custos de combate à poluição, mediante ações preventivas permanentes (MACHADO; KNAPIK; BITENCOURT, 2019; COSTA, 2021).

Dessa forma, o enquadramento é um dispositivo legal com metas de qualidade a ser mantida ou alcançada em determinado trecho de curso d'água, de acordo com o uso que se almeja ter. Difere, portanto, da condição do recurso hídrico, que é a situação atual do mesmo, podendo essa estar em qualidade compatível com a classe definida pelo órgão ambiental, superior (raramente em nossas condições) ou inferior à essa (ANA, 2009). Como consequência, lançamentos de despejos no curso d'água só são permitidos caso estejam em conformidade com o previsto no enquadramento.

No âmbito federal, as diretrizes de enquadramento são definidas pela Resolução CONAMA n.º 357 de 2005 (BRASIL, 2005). Já no estado de Minas Gerais, os critérios e diretrizes de enquadramento estão regulamentados na Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG n.º 8 de 2022 (MINAS GERAIS, 2022).

No Artigo 2º da Resolução CONAMA n.º 357 de 2005 (BRASIL, 2005) o enquadramento é definido como sendo o estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao

longo do tempo. É essa Resolução, que estabelece também o sistema de classes de qualidade, previstos no Artigo 9º da Lei nº 9.433/97 (BRASIL, 1997). Ainda de acordo com o que está presente nessa legislação, a classe de qualidade pode ser definida como o conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros.

No que se refere especificamente às águas doces, existem 5 classes, fundamentalmente estabelecidas em acordo com os usos preponderantes dos recursos hídricos (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022):

I - Classe Especial: águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

II - Classe 1: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA Nº 274, de 2000; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

III - Classe 2: águas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e, à aquicultura e à atividade de pesca.

IV - Classe 3: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e, à dessedentação de animais.

V - Classe 4: águas que podem ser destinadas à navegação e harmonia paisagística.

Na Figura 04 está ilustrada a divisão das águas doces superficiais em classes, de acordo com os usos preponderantes.

Figura 04 - Usos preponderantes de acordo com a classe de enquadramento.

Usos	ESPECIAL	1	2	3	4
PRESERVAÇÃO DO 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 	○	○	○	○	●

Nota: ○ As águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em uso menos exigente, desde que este não prejudique a qualidade da água.

Fonte: ANA (2009).

Para cada uma dessas classes é listada uma série de concentrações mínimas ou máximas para cada variável física, química e biológica. Valores mais restritivos são definidos para classes de uso de água mais nobres, enquanto que maiores valores são permissíveis para classes de qualidade inferior (3 e 4), exceto para o pH e o oxigênio dissolvido (OD). Na Tabela 08, são apresentados os parâmetros de qualidade modelados pelo QUAL-UFMG, com os respectivos limites para cada uma das classes de enquadramento de águas doces.

Tabela 08 - Parâmetros de qualidade modelados pelo QUAL-UFMG com os respectivos limites para cada classe de enquadramento de águas doces.

Parâmetros	Classe de enquadramento			
	1	2	3	4
OD (mg L <sup>-1</sup> )	≥ 6,0	≥ 5,0	≥ 4,0	≥ 2,0
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	≤ 3,0	≤ 5,0	≤ 10,0	-
Coliformes Termotolerantes <sup>(1)</sup> (NMP 100mL <sup>-1</sup> )	≤ 200	≤ 1.000	≤ 4.000	-
Nitrogênio Total <sup>(2)</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	≤ 2,18	≤ 2,18		-
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	≤ 10	-	≤ 10	-
Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	≤ 1,0	-	≤ 1,0	-
Nitrogênio Amoniacal(mg L <sup>-1</sup> )	≤ 3,7 para pH ≤ 7,5 ≤ 2,0 para 7,5 < pH ≤ 8,0 8,0 ≤ 1,0 para 8,0 < pH ≤ 8,5 ≤ 0,5 para pH ≥ 8,5	-	≤ 13,3 para pH ≤ 7,5 ≤ 5,6 para 7,5 < pH ≤ 8,0 8,0 ≤ 2,2 para 8,0 < pH ≤ 8,5 ≤ 1,0 para pH ≥ 8,5	-
Fósforo total <sup>(3)</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	≤ 0,1	-	≤ 0,15	-
Fósforo total <sup>(4)</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	≤ 0,025	≤ 0,050	≤ 0,075	-

Nota: <sup>(1)</sup> em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com periodicidade bimestral

<sup>(2)</sup> quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização

<sup>(3)</sup> ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários

<sup>(4)</sup> ambiente intermediário e tributários diretos de ambiente lêntico

Fonte: Brasil (2005) e Minas Gerais (2022).

A legislação ambiental (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022) prevê ainda que, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces são consideradas Classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, determinando a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), por meio da Resolução Nº 91 de 5 de novembro de 2008 (BRASIL, 2008), no que se refere aos aspectos legais, definiu os procedimentos gerais a serem adotados no estabelecimento do enquadramento. De acordo com o Artigo 3º dessa Resolução, a proposta de enquadramento deverá ser desenvolvida em conformidade com o Plano de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica, preferencialmente durante a sua elaboração, devendo

conter o seguinte: (i) diagnóstico; (ii) prognóstico; (iii) propostas de metas relativas às alternativas de enquadramento; e, (iv) programa para efetivação.

A implementação do enquadramento dos corpos d'água ainda é restrita devido à falta de conhecimento sobre o instrumento, às dificuldades metodológicas para sua aplicação e à falta de ações de gestão e de recursos fundamentais para sua efetivação. Um conjunto de ações deverá ser realizado para a ampliação e efetivação do enquadramento nas bacias hidrográficas, principalmente com relação à capacitação técnica e aperfeiçoamento das legislações. Além disso, torna-se fundamental o desenvolvimento e aprimoramento de métodos e técnicas que possibilitem a utilização racional da água e a redução dos prejuízos ao meio ambiente. Os problemas relacionados à poluição hídrica podem ser resolvidos por meio da aplicação de medidas de redução do lançamento de despejos e de despoluição hídrica, as quais por sua vez apresentam custos econômicos associados. Logo, a análise econômica das medidas de despoluição hídrica é fundamental para o estabelecimento de metas ou objetivos de qualidade em um corpo d'água, uma vez que a disponibilidade de recursos financeiros poderá interferir na escolha e implementação de alternativas. A análise conjunta da disponibilidade de investimento bem como dos custos das medidas de despoluição possibilita avaliar a viabilidade financeira para o alcance da classe de enquadramento desejada (BRITES, 2010).

### **2.10.1 Considerações práticas sobre o enquadramento**

Os múltiplos usos da água possuem diferentes requisitos de qualidade, que, por sua vez, definem a classe de enquadramento. Por exemplo, para se manter as comunidades aquáticas é necessária água com certo nível de oxigênio dissolvido, temperatura, pH, nutrientes, entre outros. Em contraste, para a navegação, os requisitos de qualidade da água são bem menores, devendo estar ausentes os materiais flutuantes e os materiais sedimentáveis que causem assoreamento (ANA, 2009).

Portanto, os usos da água são condicionados pela sua qualidade. As águas com maior qualidade permitem a existência de usos mais exigentes, enquanto águas com pior qualidade permitem apenas os usos menos exigentes.

O enquadramento de rio ou de qualquer outro corpo d'água deve considerar três aspectos principais (Figura 05):

- o rio que temos;
- o rio que queremos;
- o rio que podemos ter.

Figura 05 - Três aspectos do enquadramento.



Fonte: ANA (2009).

O “rio que temos” representa a condição atual do corpo d’água, a qual condiciona seus usos.

O “rio que queremos” representa a vontade da sociedade, expressa pelos usos que ela deseja para o corpo d’água, geralmente sem consideração das limitações tecnológicas e de custos. Em outras palavras, o “rio que queremos” representa “visão de futuro” para a bacia.

Em rios com menor grau de poluição, “o rio que temos” pode já apresentar as condições do “rio que queremos”. Nesse caso, o enquadramento funciona como instrumento de prevenção de futuras degradações da qualidade da água. Em rios com menores níveis de poluição, ações de controle das fontes deverão ser realizadas para fazer que o rio “que temos” se transforme no “rio que queremos”.

Nos rios altamente poluídos, a sociedade pode desejar que o rio esteja limpo o suficiente para permitir a recreação e a pesca, apesar de hoje ele possuir nível de poluição que impede tais usos. No entanto, mesmo ao realizar altos investimentos e ao utilizar a melhor tecnologia disponível, pode não ser possível alcançar os objetivos desejados. Nesses casos, os objetivos devem ser revistos para adequar-se ao “rio que podemos ter”. Esse cenário representa uma visão mais realista, que incorpora as limitações técnicas e econômicas existentes para tentar transformar o “rio que temos” no “rio que queremos”. Além da escassez de recursos ou da impossibilidade técnica

de recuperar corpos d'água altamente impactados, somam-se questões de ordem política e social. Trata-se de visão de futuro que pode ser atingida em horizonte de tempo aceitável, por exemplo, 10/20 anos, à custa de grande esforço técnico-financeiro (ANA, 2009).

Portanto, o enquadramento é influenciado por aspectos técnicos, econômicos, sociais e políticos. O processo de enquadramento deve considerar todos esses aspectos para que sejam estabelecidas metas de qualidade das águas factíveis de serem alcançadas no horizonte de planejamento estabelecido. Se forem estabelecidas metas muito ambiciosas, os custos podem ser excessivamente altos e de difícil realização. Todavia, se as metas forem muito modestas, algumas situações de degradação da qualidade das águas podem se tornar irreversíveis, impedindo os usos múltiplos das águas (BRITES, 2010; CALMON et al., 2016; GASTALDINI; OPPA, 2011b; GOMES; SIMOES, 2014; GUIMARÃES et al., 2016; SILVA; SILVA JUNIOR; LIMA, 2018).

Assim, enquadramento é a condição de qualidade de água que foi definida pelo órgão ambiental, de acordo com os usos de água que se pretende ter no trecho considerado. Devendo, portanto, definir ações para a manutenção ou a melhoria da qualidade de água, com restrições da permissão de lançamento e a definição dos níveis exigidos de tratamento dos despejos. Nesta inferência, deve-se levar em conta, a qualidade de água atual, a vazão de referência do rio, os parâmetros definidos para a classe, além das características da água residuária.

### **2.10.2 A modelagem da qualidade da água aplicada ao enquadramento**

As propostas de enquadramento devem se embasar em análises de ordem técnica, visando garantir que as metas de qualidade dos corpos d'água, além de serem compatíveis com os usos, sejam exequíveis do ponto de vista técnico e econômico (GUIMARÃES et al., 2016; FERREIRA; FERNANDES; KAVISKI, 2016; MACHADO; KNAPIK; BITENCOURT, 2019).

Dentro desse contexto, é que também se insere a utilização de modelos matemáticos de qualidade de água, pela possibilidade de simulação de diversos cenários dentro das bacias. Trabalhos, como os reportados por Binotto (2012), Gastaldini e Oppa (2011) e Gomes e Simões (2014), são alguns dos exemplos da aplicação dos modelos de qualidade da água como ferramentas de apoio à

implantação do enquadramento ou de avaliação de não alteração da qualidade desejada, empregando-os para análise da capacidade de autodepuração dos corpos d'água. Nessa linha de pesquisa, Andrade (2012), Brites (2010) e Brites, Porto e Fernandes (2007) desenvolveram sistemas computacionais para auxílio à implementação do enquadramento, incorporando aos sistemas modelo de simulação da qualidade de água.

Calmon et al. (2016) propuseram uma metodologia para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água superficiais, fundamentada em análise conjunta de curvas de permanência de qualidade e capacidade de autodepuração de rios. Foi utilizado o modelo QUAL-UFMG para simular a capacidade de autodepuração para diferentes cenários.

### **2.10.3 O enquadramento dentro da bacia do GD2 – Vertentes do rio Grande**

A proposta de Enquadramento é uma atividade de ordem técnica, devendo ser realizada pelas agências de água e discutida no Comitê de Bacia, que, por sua vez, deverá submetê-la à aprovação do respectivo Conselho de Recursos Hídricos. A Resolução do CNRH nº 91/2008 (BRASIL, 2008) divide a atividade de Enquadramento em cinco etapas bases: diagnóstico, prognóstico e elaboração de alternativas de Enquadramento, deliberação do Comitê e efetivação do programa de Enquadramento.

No caso específico do GD2 – Vertentes do rio Grande, a proposta de enquadramento foi definida no Plano Diretor de Recursos Hídricos (IGAM, 2013a), aprovada na forma de Deliberação Normativa do Conselho de Bacia (CBH-GD2, 2018) e convertida em Deliberação Normativa pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH (MINAS GERAIS, 2018). Apesar do programa de efetivação do enquadramento, contemplado no Plano Diretor de Recursos Hídricos do GD2 (IGAM, 2013a), prever metas progressivas e intermediárias, estas não estão presentes no enquadramento aprovado e publicado (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018).

Sabe-se que, a definição de metas e avaliação do cumprimento é de grande importância para a bacia, já que pesquisas têm demonstrado que os cursos d'água não apresentam qualidade compatível aos usos que se pretende ter, como observado nos trabalhos de Amâncio et al. (2016, 2018) e Menezes et al. (2015). Os autores avaliaram a qualidade das águas do Rio das Mortes, Rio dos Peixes e Rio dos Tabuões, além do ribeirão Vermelho. No último curso d'água, não houve atendimento

dos parâmetros da Classe 2 para DBO e OD, enquanto para os demais rios, o problema relatado está relacionado à contagem/densidade de coliformes termotolerantes. Com base nessa análise, verifica-se a importância de regulação do lançamento de esgotos sanitários e de avaliação da factibilidade do enquadramento proposto.

#### **2.10.4 Enquadramento, lançamento de efluentes e licenciamento ambiental**

O enquadramento está relacionado com outros instrumentos da gestão de recursos hídricos, tais como a outorga do lançamento de efluentes e o licenciamento ambiental. Devem ser observadas as classes de enquadramento no licenciamento de atividades que lançam efluentes, mesmo que tratados, em cursos d'água superficiais.

O Padrão de Lançamento de efluentes para Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2022) está estabelecido que:

“Art. 23. Os efluentes não poderão conferir ao corpo de água características em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final, do seu enquadramento.

§ 1º As metas obrigatórias serão estabelecidas mediante parâmetros.

§ 2º Para os parâmetros não incluídos nas metas obrigatórias, os padrões de qualidade a serem obedecidos são os que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado.

§ 3º Na ausência de metas intermediárias progressivas obrigatórias, devem ser obedecidos os padrões de qualidade da classe em que o corpo receptor estiver enquadrado.”

Conforme exposto acima, podemos verificar a importância do enquadramento dentro dos processos de licenciamento ambiental. Uma vez que o lançamento de efluentes, mesmo que tratado e cumprindo com o padrão de lançamento (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022), não poderá alterar a classe de qualidade de água no qual o corpo receptor foi enquadrado.

Assim, a definição do enquadramento pelos comitês de bacia e sua aprovação pelo órgão ambiental, deve levar em conta critérios técnicos, de forma a não implicar em prejuízos ao uso de água no rio. Devem ser previstas, obrigatoriamente, metas progressivas, intermediárias e final do seu enquadramento.

Enquadramentos muito otimistas, por outro lado, podem dificultar, ou mesmo inviabilizar o lançamento de efluentes tratados em determinados trechos. Como consequência, podem inviabilizar a implantação de indústrias e obrigar os municípios a implantar longos emissários de esgoto tratado, podendo também tornar inviável técnica e economicamente a implantação de seus sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

A título de exemplo, Menezes et al. (2015) realizaram a modelagem matemática para as variáveis DBO e OD, para o ribeirão Vermelho, até a sua confluência com o rio Grande. Este curso d'água recebe, dentre outros lançamentos, os esgotos parcialmente tratados da área urbana de Lavras-MG. De acordo com o enquadramento da bacia (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018), este trecho deve ser enquadrado com Classe 2 (qualidade a ser mantida ou a ser alcançada). Com a realização do referido estudo, no entanto, foi possível observar que os valores de OD e DBO extrapolam em muito os valores aceitáveis para esta classe. Essa condição implica em impedimento no licenciamento ambiental de quaisquer empreendimentos que necessitem lançar seus efluentes líquidos tratados no ribeirão Vermelho.

Conforme exposto, enquadramentos muito otimistas e principalmente, que não fixem metas de enquadramento a médio e a longo prazo, podem criar padrões de qualidade muito difíceis de serem alcançados nos cursos d'água. Torna-se necessário, portanto, realizar estudos empregando modelos de forma a avaliar diferentes cenários, visando investigar se seria possível o atendimento da legislação com a condição atual; as intervenções necessárias na bacia (quanto aos níveis de tratamento das ETEs); e possíveis critérios plausíveis para serem aplicados na fiscalização e controle da operação das ETEs (CASTILLO et al., 2017).

Com base no apresentado, pretende-se assim, realizar um diagnóstico das condições de saneamento (esgotamento sanitário) nos municípios às margens dos cursos d'água do GD2, avaliar diferentes cenários, e propor metas de gestão da bacia, tendo como base o modelo QUAL-UFMG.

## 2.11 Considerações sobre a revisão de literatura

Baseado na revisão de literatura realizada, verifica-se que:

- a) a insuficiência do tratamento de esgotos sanitários e demais águas residuárias resultam em impactos sociais, ambientais e econômicos, podendo ocasionar em escassez qualitativa e econômica de água para abastecimento da população;
- b) o aumento do consumo de água, ocasionado pelo crescimento da população e da demanda para diversas finalidades, também resulta em diminuição da capacidade de autodepuração dos cursos d'água;
- c) a autodepuração do ambiente aquático depende do grau de contaminação presente, características dos despejos lançados, vazão do curso d'água, temperatura, entre outros fatores;
- d) sendo a característica do despejo, um importante fator para possibilitar a recuperação das condições de um curso d'água, deve-se utilizar de ferramentas para propiciar melhor qualidade ambiental. Cita-se a legislação, presente no novo Marco de Saneamento, a Resolução CONAMA 430/2011 e DN COPAM 08/2022, além do emprego da modelagem;
- e) na Deliberação Normativa COPAM 08/2022, estão regulamentados os padrões para lançamento e o dispositivo do enquadramento, que é a definição, pelo órgão ambiental, da qualidade que trecho do curso d'água deve alcançar ou manter, não sendo permitido o lançamento de novos despejos que venham ultrapassar os limites estabelecidos;
- f) o enquadramento deve levar em conta fatores sociais, econômicos, técnicos e políticos, com metas factíveis de serem alcançadas considerando as peculiaridades dos trechos;
- g) com uso da modelagem, é possível simular lançamentos, avaliar possíveis impactos, estimar eficiências necessários para atendimento do enquadramento e verificar a pertinência do enquadramento realizado e/ou dos padrões de lançamento;
- h) existem vários modelos de simulação da qualidade de água, que consideram muitas variáveis (DBO, OD, Nitrogênio, Fósforo, Coliformes, Algas, entre outros), devendo ser alimentados com valores referentes a

essas e coeficientes adotados (condizentes com as características do ambiente aquático);

- i) na escolha do modelo, deve-se utilizar aqueles que se encaixem às condições da bacia a ser investigada. Assim, não necessariamente modelos muito complexos podem resultar em simulações mais fidedignas da realidade;
- j) neste contexto, o QUAL-UFMG, que apresenta simplificações e é comumente utilizado no Brasil, pode ser uma ferramenta importante para avaliação das condições da bacia do GD-2.

### 3. CONCLUSÕES GERAIS

Com base nos resultados obtidos, observou-se que:

- a) a análise conjunta do modelo determinístico e probabilístico adotado mostrou-se uma interessante ferramenta para a gestão de bacias hidrográficas, sobretudo em razão de sua relativa simplicidade de aplicação, principalmente para o Brasil e demais países em desenvolvimento, onde a universalização da coleta e do tratamento de esgotos sanitários ainda não é uma realidade;
- b) a simulação de diversos cenários de tratamento de esgoto, utilizando a metodologia proposta, permite auxiliar os comitês de bacia e o Estado na tomada de decisão de alocação de recursos na bacia, além de possibilitar verificar a pertinência dos padrões de lançamento e os níveis necessários de tratamento;
- c) no cenário atual de saneamento (C-01) e no cenário tendencial de crescimento da população sem haver melhora no atendimento com tratamento de esgotos para o ano de 2033 (C-02), verificou-se não haver conformidade com o enquadramento para todas as variáveis modeladas;
- d) há maior preocupação em relação às variáveis Coliformes Termotolerantes e Fósforo, que apresentaram valores acima dos limites previstos no enquadramento de forma sistemática ao longo de toda a bacia. Já em relação à DBO, OD e Nitrogênio Amoniacal, os trechos de “não conformidade” basicamente ficaram restritos às cabeceiras dos cursos d’água, onde a razão de diluição dos efluentes sanitários lançados é menor;
- e) o cumprimento das obrigações constantes no Novo Marco Legal do Saneamento (C-03), em conjunto com o Padrão de Lançamento de Efluentes (MINAS GERAIS, 2022), apesar de amenizar a situação, não é suficiente para atendimento do enquadramento, principalmente para a cabeceira dos cursos d’água;
- f) a adoção de tratamento nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) apenas em nível secundário, sem desinfecção e remoção de nutrientes não é suficiente na grande maioria dos municípios, como verificado no cenário C-04. A maior dificuldade para atendimento está nas variáveis Coliformes

Termotolerantes e Fósforo Total, não removidas com grandes eficiências nas configurações das ETEs frequentemente encontradas no país;

- g) o enquadramento deve ser feito de forma criteriosa, levando-se em conta critérios técnicos e principalmente econômicos relacionados ao tratamento dos esgotos sanitários, de forma a não impor pesados fardos aos municípios (principalmente menores) e às companhias de saneamento. Dessa forma, em alguns casos, pode ser necessário rever o atual enquadramento proposto;
- h) com relação ao padrão de lançamento presente na DN COPAM 08/2022, a eficiência média de remoção de 70% para DBO se mostrou suficiente em boa parte dos trechos avaliados (atendendo aos valores de OD e DBO no curso d'água). Nos outros casos, quando a razão de diluição é menor, eficiências inviáveis economicamente se mostraram necessárias, sendo pertinente a adoção de outras medidas na bacia (controle de outros despejos), e/ou a implantação de emissários de esgoto tratado, visando realizar o lançamento em trechos de maior vazão;
- i) com relação a nitrogênio amoniacal, o limite de 20 mg L<sup>-1</sup> fixado no padrão de lançamento, esse se mostrou adequado para boa parte dos municípios, com exceção dos municípios de cabeceira, onde o tratamento terciário com nitrificação e maiores eficiências se mostrou necessário;
- j) ainda sobre a DN COPAM 08/022, dada a preocupação quanto às variáveis Coliformes Termotolerantes e Fósforo, torna-se necessário definir valores limites para lançamento, metas de médio a longo prazo, de forma a mitigar os problemas ambientais observados;

De maneira geral, verificou-se que o atendimento ao enquadramento e, conseqüentemente, aos usos preponderantes na bacia, deve ser verificado e estudado caso a caso. Em alguns municípios, as obrigações previstas na legislação ambiental não se mostraram suficientes, em virtude da baixa razão de diluição do efluente. Já em outros municípios, em posição privilegiada na bacia, estas obrigações não se mostraram necessárias, obrigando aos municípios a realização de pesados investimentos que não iriam refletir na qualidade da água da bacia.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, C. H. M. DE; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 45–56, 13 out. 2017.
- ADEEL-FAROOQ, R. M.; RAJI, J. O.; QAMRI, G. M. Does financial development influence the overall natural environment? An environmental performance index (EPI) based insight from the ASEAN countries. **Environment, Development and Sustainability**, v. 25, n. 6, p. 5123–5139, 18 jun. 2023.
- ALMEIDA, F. A. **Estudo de decaimento bacteriano em lagunas do Estado do Rio de Janeiro**. 10 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária - Manaus. **Anais...Rio de Janeiro: FEEMA**, 1979.
- AMIN, M. G. M. et al. Simulating hydrological and nonpoint source pollution processes in a karst watershed: A variable source area hydrology model evaluation. **Agricultural Water Management**, v. 180, p. 212–223, jan. 2017.
- AMORIM JUNIOR, J. C.; LIMA, L. C. S.; VIEIRA, P. L. C. **Estudo da autodepuração em trecho do rio Jucu, Vila Velha – ES, utilizando os modelos matemáticos QUAL-UFMG e Streeter-Phelps**. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. **Anais...Porto Alegre, RS: 2011**.
- ANA. **Implementação do enquadramento em bacias hidrográficas no Brasil; Sistema nacional de informações sobre recursos hídricos – Snirh no Brasil: arquitetura computacional e sistêmica**. Brasília: Caderno de Recursos Hídricos 6 - Agência Nacional de Águas - ANA, 2009.
- ANDRADE, L. N. **Modelo de otimização multiobjetivo para outorga de diluição de efluentes e enquadramento de corpos d'água**. Vitória: Doutorado (Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, 2012.
- ARABI, M.; GOVINDARAJU, R. S.; HANTUSH, M. M. Cost-effective allocation of watershed management practices using a genetic algorithm. **Water Resources Research**, v. 42, n. 10, out. 2006.
- ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control**. New York: Marcel Dekker, 1981.
- ASHOURI, M. J.; RAFEI, M. Analysis of asymmetries in air pollution with water resources, and energy consumption in Iran. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 18, p. 17590–17601, 2018.
- BATISTA, S. S.; HARARI, J. Modelagem da dispersão de coliformes termotolerantes e enterococos em duas enseadas na região costeira de Ubatuba (SP), Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 403–413, 21 nov. 2016.
- BECK, M. B. Water quality modeling: a review of the analysis of uncertainty. **Water**

**Resources Research**, v. 23, n. 8, p. 1393–1442, 1987.

BELLO, A.-A. D.; HANIFFAH, M. R. M. Modelling the effects of urbanization on nutrients pollution for prospective management of a tropical watershed: A case study of Skudai River watershed. **Ecological Modelling**, v. 459, p. 109721, nov. 2021.

BENEMANN, J. R.; TILLET, D. M. Lipid productivity and species competition in laboratory models of algae mass cultures. **Prepared for the US Department of Energy Solar Energy Research Institute, Golden, Colorado. Report**, v. n.40413606, 1988.

BINOTTO, D. **Proposta de enquadramento para a bacia hidrográfica do Arroio Jacutinga, município de Ivorá-RS**. Santa Maria: Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Maria, 2012.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2a. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRANDELERO, S. M.; DE SIQUEIRA, E. Q.; DE BRITO LIMA, A. C. Desoxigenação em água superficial de ambiente lótico. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 1, p. 163–171, 2010.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 - Política Nacional de Recursos Hídricos**. BRASIL: Diário Oficial da União, 1997.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 - classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento**. BRASIL: Diário Oficial da União, 2005.

BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 430 DE 13/05/2011 - Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes**. Brasília: CONAMA: Diário Oficial da União, 2011.

BRASIL. **Resolução CNRH nº 140 de 2012 - Estabelece critérios gerais para outorga de lançamento de efluentes com fins de diluição em corpos de água superficiais**. BRASIL: Diário Oficial da União, 2012.

BRASIL. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. 1. ed. Brasília: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde - Funasa, 2014.

BRASIL. **Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020 - marco legal do saneamento básico**. Brasília: Diário Oficial da União, 2020.

BRINGER, L. M.; DOS REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Wastewater treatment systems selection inside watersheds by using multiobjective analysis. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, 2018.

BRITES, A. P. Z.; PORTO, M. F. DO A.; FERNANDES, C.; S. **Proposta de uma ferramenta de auxílio para a aplicação do enquadramento dos corpos d'água**.

SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17. **Anais...**Porto Alegre, RS: ABRH, 2007.

BRITES, A. P. Z. **Enquadramento dos corpos de água através de metas progressivas: probabilidade de ocorrência e custos de despoluição hídrica.** São Paulo: Tese (Doutorado) Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2010.

BROWN, L.; BARNWELL, T. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual.** Athens: US Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Environmental Research Laboratory, 1987.

BRUM, M. et al. Analysis of a probabilistic approach for modelling and assessment of the water quality of rivers. **Journal of Hydroinformatics**, v. 24, n. 4, p. 783–797, 2022.

BUENO, R. DE F. et al. Remoção simultânea de material orgânico, nitrogênio e fósforo em um reator em bateladas sequenciais com biofilme de leito móvel operado pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 4, p. 747–760, ago. 2019.

BUI, H. H. et al. Integration of SWAT and QUAL2K for water quality modeling in a data scarce basin of Cau River basin in Vietnam. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 2, p. 210–223, abr. 2019.

BURIGATO COSTA, C. M. DA S. et al. Applicability of water quality models around the world—a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 36, p. 36141–36162, 1 dez. 2019.

CALMON, A. P. A. et al. Uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem da autodepuração como ferramenta para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água superficiais. **RBRH**, v. 21, n. 1, p. 118–133, 2016.

CARPENTER, W. L.; VAMVAKIAS, J. G.; GELLMAN, I. Temperature relationships in aerobic treatment and disposal of pulp and paper wastes. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 733–740, 1968.

CASTILLO, A. et al. Selection of industrial (food, drink and milk sector) wastewater treatment technologies: A multi-criteria assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 143, p. 180–190, fev. 2017.

CBH-GD2. **Deliberação Normativa CBH GD2 N° 22, de 13 de agosto de 2018. Enquadramento dos corpos de água da Bacia Hidrográfica do Rio das Mortes - UPGRH GD2.** São João Del Rei: Comitê da Bacia Hidrográfica do rio das Mortes, 2018.

CETESB. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem.** São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2009.

CHAGAS, R. C. et al. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 11, p. 1186–1192, nov. 2011.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. New York: WCB/McGraw-Hill, Mc, 2008.

CHAUDHURY, R. R. et al. Dissolved oxygen modeling of the blackstone river (Northeastern United States). **Water Research**, v. 32, n. 8, p. 2400–2412, 1998.  
CHURCHILL, M. A.; ELMORE, H. L.; BUCKINGHAM, R. A. **The prediction of stream reaeration rates: Journal Sanitary Engineering Division, American Society of Civil Engineers**, v. 88, no. SA4, , 1962.

COLARES, G. S. et al. Sistema integrado de tratamento de efluentes sanitários com reatores anaeróbios sequenciais em batelada e wetlands construídos de fluxos alternados. **Tecno-Lógica**, v. 22, n. 1, p. 18, 22 jan. 2018.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. [s.l.] Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001.

CONAMA, R. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes. **CONAMA 430/2011**, v. 14, p. 6–14, 2011.

COOLS, J. et al. Coupling a hydrological water quality model and an economic optimization model to set up a cost-effective emission reduction scenario for nitrogen. **Environmental Modelling & Software**, v. 26, n. 1, p. 44–51, jan. 2011.

CORRÊA, L. C. **Controle do processo da transferência de oxigênio em corpos hídricos**. [s.l.] USP, 2006.

COSTA, D. DE A. **O enquadramento de recursos hídricos como estratégia para melhoria da qualidade da água: o caso do rio piabanha/RJ**. [s.l.] Tese (Doutorado em Planejamento Estratégico) - Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), 2021.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Aplicação de Modelo de Autodepuração para Avaliação da Qualidade da Água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, v. 13, n. 1, p. 49, 11 jan. 2010.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, p. 232–245, 31 ago. 2011.

CUNHA, J. P. A. R.; ALVES, G. S.; REIS, E. F. Efeito da temperatura nas características físico-químicas de soluções aquosas com adjuvantes de uso agrícola. **Planta Daninha**, v. 28, n. 3, p. 665–672, 2010.

DA SILVA, T. C. et al. **Avaliação da capacidade de assimilação de compostos de**

**nitrogênio em rios a partir da aplicação de modelo matemático de qualidade de água.** 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. **Anais...**Porto Alegre, RS: 2011.

DE ARAÚJO, J. A. F.; SANTOS, S. H. Aplicação das equações de Streeter-Phelps em rios que recebem fontes de poluentes pontuais e difusas, para avaliar o comportamento das concentrações de OD. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 12, 2014.

DE MENEZES, J. P. C.; DE OLIVEIRA, L. F. C.; SALLA, M. R. Incertezas sobre a modelagem matemática de qualidade da água em curso de água Urbano. **Ciencia y Engenharia/ Science and Engineering Journal**, v. 25, n. 2, p. 1–8, 2016.

DE OLIVEIRA FILHO, A. A.; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio poti em teresina (PI). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 3–14, 6 jul. 2018.

DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 213–222, 2013.

DE PAULA, T. P. **Diagnóstico e modelagem matemática da qualidade da água em um trecho do rio Piabanha/RJ.** [s.l.] Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), 2011.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle da poluição ambiental.** São Paulo: CETESB, 1992.

EL-SHEBLI, M.; SHARRAB, Y.; AL-FRAIHAT, D. Prediction and modeling of water quality using deep neural networks. **Environment, Development and Sustainability**, 16 maio 2023.

EMERSON, K. et al. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. **Journal Fish. Res. Board Can.**, v. 32, n. 12, p. 2379–2383, 1975.  
EPA, U. S. E. P. A. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS.** Athens: EPA, 1987.

FAN, C.; KO, C.-H.; WANG, W.-S. An innovative modeling approach using Qual2K and HEC-RAS integration to assess the impact of tidal effect on River Water quality simulation. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 5, p. 1824–1832, abr. 2009.

FAN, C.; WANG, W.; LIU, K. F. Sensitivity analysis and water quality modeling of a tidal river using a modified Streeter-Phelps equation with HEC-RAS-calculated hydraulic characteristics. **Environ Model Assess**, v. 17, p. 639–651, 2012.

FANTIN, L. L. D.; REIS, J. A. T. DOS; MENDONÇA, A. S. F. Proposal of a methodology for pre-selection of sewage treatment systems within watersheds. **RBRH**, v. 22, 2017.

- FERREIRA, D. M.; FERNANDES, C. V. S.; KAVISKI, E. Frequency curves for water quality as support for the framework of water bodies from mathematical modeling under unsteady regime. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 3, p. 479–492, 2016.
- GASTALDINI, M. C. C.; SEFFRIN, G. F. F.; PAZ, M. F. Diagnóstico atual e previsão futura da qualidade das águas do Rio Ibicuí utilizando o modelo QUAL2E. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 7, n. 3/4, p. 129–138, 2002.
- GASTALDINI, M.; OPPA, L. Análise de Alternativas de Enquadramento do Rio Vacacaí Mirim Utilizando Modelo Matemático de Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 1, p. 17–27, 2011a.
- GIANSANTE, A. E. **Avaliação da aeração de efluentes de lagoas facultativas por escada (estudo de caso)**. Porto Alegre, RS: XXVII CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais....ABES– Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.
- GOMES, F.; SIMOES, S. Simulação de Modelagem Qualitativa para Avaliação Preliminar da Qualidade da Água na Bacia do Ribeirão das Perdizes em Campos do Jordão/SP, como Subsídio ao Enquadramento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 3, p. 309–326, 2014.
- GOMES, S. H. R. et al. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 2, p. 275–285, 1 mar. 2018.
- GUIMARÃES, B. O. et al. Análise probabilística de parâmetros de qualidade da água para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 4, p. 807–815, 2016.
- IAWQ. **Activated sludge motel nº 2**. [s.l.] IAWQ Scientific and Technical Reports, 1995.
- IGAM, I. M. DE G. DAS Á. –. **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio das Mortes**. Belo Horizonte: IGAM, 2013.
- JANZEN, J. G.; SCHULZ, H. E.; LAMON, A. W. Medidas da concentração de oxigênio dissolvido na superfície da água. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 278–283, set. 2008.
- Jl, Y. et al. Enhancement of biological treatment of wastewater by magnetic field. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 22, p. 8535–8540, nov. 2010.
- KAUFMAN, D. E. et al. Supporting cost-effective watershed management strategies for Chesapeake Bay using a modeling and optimization framework. **Environmental Modelling and Software**, v. 144, n. July, p. 105141, 2021.
- KEUPERS, I.; WILLEMS, P. Development and testing of a fast conceptual river water

quality model. **Water Research**, v. 113, p. 62–71, 2017.

KHORASHADI ZADEH, F. et al. A fast and effective parameterization of water quality models. **Environmental Modelling and Software**, v. 149, n. January, p. 105331, 2022.

KOO, H. et al. A global sensitivity analysis approach for identifying critical sources of uncertainty in non-identifiable, spatially distributed environmental models: A holistic analysis applied to SWAT for input datasets and model parameters. **Environmental Modelling & Software**, v. 127, p. 104676, maio 2020.

LAI, C. et al. Alleviating eutrophication by reducing the abundance of Cyanophyta due to dissolved inorganic carbon fertilization: Insights from Erhai Lake, China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 131, p. 68–83, set. 2023.

LEE, C. **Models in planning. An introduction to the use of quantitative models in planning**. 1. ed. Oxford: Pergamon Press, 1973.

LIANG, W.; YANG, M. Urbanization, economic growth and environmental pollution: Evidence from China. **Sustainable Computing: Informatics and Systems**, v. 21, p. 1–9, mar. 2019.

LINDENSCHMIDT, K. E. The effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertain in river water quality modeling. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 72–86, 2006.

LINDENSCHMIDT, K. E.; FLEISCHBEIN, K. Structural uncertainty in a river water quality modelling system. **Ecological Modelling**, v. 204, p. 289–300, 2007.

LIU, L.; ZHANG, X.; LYU, Y. Performance comparison of sewage treatment plants before and after their upgradation using emergy evaluation combined with economic analysis: A case from Southwest China. **Ecological Modelling**, v. 472, p. 110077, out. 2022.

MACHADO, E. S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. DE C. A. Comments on the water quality classification of water bodies. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 261–269, 2019.

MADANI, M. et al. Microbial modelling of Lake St. Clair: Impact of local tributaries on the shoreline water quality. **Ecological Modelling**, v. 458, p. 109709, out. 2021.

MARTINS, G. L. A. et al. Qualidade da água do rio Setúbal em Jenipapo de Minas – MG após construção de barragem. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 12, n. 6, p. 1025, 23 nov. 2017.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. 1. ed. Viçosa: UFV, 2017.

MATOS, M. P. DE et al. Effect of time-temperature binomial in obtaining biochemical oxygen demand of different wastewaters. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 2, p. 332–

340, abr. 2014.

MATOS, M. P. DE et al. Modelagem da progressão da DBO obtida na incubação de esgoto doméstico sob diferentes temperaturas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 821–828, out. 2017.

MATOS, M. P. et al. Nota técnica: demanda bioquímica de oxigênio em diferentes tempos de incubação das amostras. **REVISTA ENGENHARIA NA AGRICULTURA - REVENG**, v. 21, n. 3, p. 280–286, 25 jun. 2013.

MENDES, C. A. B. ; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em recursos hídricos: princípios, integração e aplicação**. Porto Alegre, RS: ABRH, 2013.  
METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. New York: McGraw-Hill, 1991.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. Padrão de Lançamento de efluentes**. Minas Gerais: Diário Oficial de Minas Gerais, Cap. V, Artigo 29, 2008.

MINAS GERAIS. **DELIBERAÇÃO NORMATIVA CERH nº 59, de 13 de dezembro de 2018. Enquadramento dos corpos de água da Bacia Hidrográfica do Rio das Mortes - UPGRH GD2**. Minas Gerais: Diário Oficial de Minas Gerais, 2018.

MOORE, E. W. Long-time biochemical oxygen demands at low temperatures. **Sewage Works Journal**, p. 561–577, 1941.

MOTA, S. **Urbanização e Meio Ambiente**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitaria e Ambiental, 2003.

MURPHY, H. M.; MCBEAN, E. A.; FARAHBAKHS, K. Appropriate technology – A comprehensive approach for water and sanitation in the developing world. **Technology in Society**, v. 31, n. 2, p. 158–167, maio 2009.

NING, S. K. et al. Assessing pollution prevention program by QUAL2E simulation analysis for the Kao-Ping River Basin, Taiwan. **Journal of Environmental Management**, v. 61, p. 61–76, 2001.

NKANSAH, M. A. et al. Characterization of Beauty Salon Wastewater from Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Kumasi, Ghana, and Its Surrounding Communities. **Environmental Health Insights**, v. 10, p. EHI.S40360, 29 jan. 2016.

NUNES, D. G. **Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio Turvo Sujo**. [s.l.] Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa - UFV, 2008.

O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. Mechanism of Reaeration in Natural Streams. **Transactions of the American Society of Civil Engineers**, v. 123, n. 1, 1958.

OPPA, L. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. Santa Maria: Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil - Recursos Hídricos e Saneamento

Ambiental) - Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), 2007.

OWENS, M.; EDWARDS, R. W.; GIBBS, J. W. Some reaeration studies in streams. **Air and water pollution**, v. 8, p. 469, 1964.

PALIWAL, R.; SHARMA, P.; KANSAL, A. Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. **Journal of Environmental Management**, v. 83, n. 2, p. 131–144, abr. 2007.

PALMIERI, V.; CARVALHO, R. J. QUAL2E model for the Corumbatai River. **Ecological Modelling**, v. 198, n. 1, p. 269–275, 2006.

PEREIRA, L. H. et al. **Estudo da capacidade de autodepuração no córrego Lagoa**. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. **Anais...**Porto Alegre, RS: 2011.

PESSOA, C. A.; JORDÃO, E. P. **Tratamento de esgotos domésticos**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1982.

POERSCH, A. C. C. et al. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e possíveis fatores de influência nos processos em águas superficiais do Rio São Francisco Verdadeiro–Paraná. **Acta Iguazu**, v. 8, n. 5, p. 45–51, 2019.

PORTO, M. F. A. et al. Qualidade da água da bacia do Rio Iguaçu: diferenças conceituais entre os modelos QUAL2E e QUAL2K. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 2, p. 75–88, 2011.

PUJOL-VILA, F. et al. Portable and miniaturized optofluidic analysis system with ambient light correction for fast in situ determination of environmental pollution. **Sensors and Actuators B: Chemical**, v. 222, p. 55–62, jan. 2016.

PULZ, O. Photobioreactors: production systems for phototrophic microorganisms. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 57, n. 3, p. 287–293, 2001.

QASIM, S. R. **Wastewater treatment plants: planning, design and operation**. New York: Holt, Rinehart and Wiston, 1985.

QUEIROZ, F. M. DE; MATOS, A. T. DE; SPERLING, M. VON. Estimativa do coeficiente de reaeração da água em canal raso de fundo deslizante. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 79–88, mar. 2015.

QUEVEDO, C. M. G. DE; PIVELI, R. P.; PAGANINI, W. DA S. Influence of the detergent formulation on the concentration of phosphorus in the sewage inflows to the WWTPs: the Brazilian experience. **Environmental Technology**, v. 39, n. 10, p. 1260–1270, 19 maio 2018.

QUIJANO, J. C. et al. Three-dimensional model to capture the fate and transport of combined sewer overflow discharges: A case study in the Chicago Area Waterway System. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 362–373, jan. 2017.

REHMAN, F. et al. Constructed Wetlands: Perspectives of the Oxygen Released in

the Rhizosphere of Macrophytes. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 45, n. 1, jan. 2017.

RIBEIRO, A. L. Sistemas, indicadores e desenvolvimento sustentável. **Revista Saber. Ciências Exatas e Tecnologia**, v. 3, p. 31–48, 2001.

SABIÁ, R. . **Estudo do padrão de emissão de poluentes para o enquadramento de rios intermitentes: estudo de caso do Rio Salgado/ CE**. [s.l.] Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, 2008.

SABÓIA, M. A. M. **Desenvolvimento de modelo de qualidade da água em rios com vistas a avaliação custo-efetividade do enquadramento dos corpos d'água**. [s.l.] Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, 2011.

SALLA, M. R. et al. Estudo da autodepuração do rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do rio Dourados. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105–114, jun. 2013.

SALTELLI, A. et al. Sensitivity analysis: A discipline coming of age. **Environmental Modelling and Software**, v. 146, n. October, p. 105226, 2021.

SEO, M. et al. Evaluating the Impact of Low Impact Development (LID) Practices on Water Quantity and Quality under Different Development Designs Using SWAT. **Water**, v. 9, n. 3, p. 193, 7 mar. 2017.

SILVA, C. A. DA; ALBERGUINI, E. M. Z. **Biologia da Conservação em Ambientes Aquáticos**. 1. ed. Curitiba: INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA – PARANÁ, 2011.

SILVA, S. R. DA; SILVA JUNIOR, M. A. B. DA; LIMA, E. E. S. DE. Analysis and modeling of water quality as a contribution to the preliminary framework proposal for the Una River (Pernambuco/Brazil). **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 13, n. 6, p. 1, 9 nov. 2018.

SILVA, N. G. M. **Modelagem da qualidade de água no trecho de vazão reduzida (TVR) do aproveitamento hidrelétrico de Capim Branco I do Rio Araguari-MG**. [s.l.] Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

SILVA, S. C.; RAMOS, M. L. G.; BERNARDES, R. S. WETLANDS CONSTRUÍDOS COM MEIO SUPORTE DE SOLO NA REMOÇÃO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES DE ESGOTOS DOMÉSTICOS. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 9, n. 1, p. 32, 26 abr. 2021.

SNIS. Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto - Visão Geral Ano de Referência 2021. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS**, p. 1–91, 2022.

SOARES, L. M. V.; CALIJURI, M. C. Sensitivity and identifiability analyses of parameters for water quality modeling of subtropical reservoirs. **Ecological Modelling**, v. 458, p. 109720, out. 2021.

SOEDER, C. J. et al. Temperature dependence of population growth in a green microalga: thermodynamic characteristics of growth intensity and the influence of cell concentration. **Zeitschrift für Naturforschung C**, v. 40, n. 3–4, p. 227–233, 1985.

SRIKRISHNAN, V.; KELLER, K. Small increases in agent-based model complexity can result in large increases in required calibration data. **Environmental Modelling and Software**, v. 138, n. February, p. 104978, 2021.

SRIVASTAVA, P. et al. Watershed optimization of best management practices using AnnAGNPS and a genetic algorithm. **Water Resources Research**, v. 38, n. 3, p. 3-1-3–14, mar. 2002.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. US Public Health Service. **Public Health Bulletin**, v. 146, p. 75, 1925.

TAN, M. L. et al. A review of swat studies in southeast asia: applications, challenges and future directions. **Water**, v. 11, n. 5, p. 914, 2019.

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 Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275–288, set. 2013.

THERIAULT, E. J. **The oxygen demand of polluted waters**. Washington DC: US Government Printing Office - bulletin 173, 1927.

THOMANN, R. V; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & Row Publishers, 1987.

UDEIGWE, T. K.; WANG, J. J. Biochemical oxygen demand relationships in typical agricultural effluents. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 213, n. 1–4, p. 237–249, 2010.

VIDAL, I. C. DE A. et al. Correction to: Degradation of the macro-drainage water quality of an urban basin in Northeastern Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 3, p. 4357–4357, 26 mar. 2021.

VINÍCIUS MATEUS, M. et al. Análise de incerteza e modelagem de qualidade da água do Rio Uberaba, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, n. 37, p. 1–15, set. 2015.

VON SPERLING, M. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014a.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014b.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG,

2016. v. 2

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 Science and Technology**, v. 67, n. 11, 2013.

WANG, Q. et al. Constructed Wetlands: A Review on the Role of Radial Oxygen Loss in the Rhizosphere by Macrophytes. **Water**, v. 10, n. 6, p. 678, 24 maio 2018.

WHITE, J. T. et al. Towards improved environmental modeling outcomes: Enabling low-cost access to high-dimensional, geostatistical-based decision-support analyses. **Environmental Modelling & Software**, v. 139, p. 105022, maio 2021.

WHITTAKER, G. et al. Spatial evaluation of alternative nonpoint nutrient regulatory instruments. **Water Resources Research**, v. 39, n. 4, abr. 2003.

WIESSMAN, W.; WELTY, C. **Water management: technology and institutions**. Chicago - USA: [s.n.].

ZANONI, A. E. Waste water deoxygenation at different temperatures. **Water Research**, v. 1, n. 8–9, p. 543–566, 1967.

## **SEGUNDA PARTE – ARTIGOS**

# **ARTIGO 01 - MODELAGEM DETERMINÍSTICA E PROBABILÍSTICA DA QUALIDADE MICROBIOLÓGICA UTILIZANDO O QUAL-UFMG: UMA FERRAMENTA DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS APLICADA NAS VERTENTES DO RIO GRANDE – BRASIL**

## **RESUMO**

A metodologia proposta consiste em uma eficiente ferramenta na gestão dos recursos hídricos, sobretudo na alocação de investimentos em tratamento de esgotos sanitários, podendo ser aplicada em qualquer bacia hidrográfica, principalmente em países em desenvolvimento. No presente caso, trabalhou-se com uma bacia hidrográfica brasileira, unidade de planejamento GD-2 (vertentes do rio Grande), estimando-se a qualidade de seus cursos d'água, em quatro diferentes cenários de saneamento, utilizando modelagem determinística e probabilística, para coliformes termotolerantes. Considerou-se os lançamentos de esgoto dos 30 municípios e cenários atual (C-01), em 2033 sem melhoria das condições de saneamento (C-02), atendendo ao novo Marco de Saneamento (C-03) ou alcançando a qualidade prevista no enquadramento (C-04). Foram feitas simulações utilizando planilhas do excel, empregando o modelo Qual – UFMG e simulações Monte Carlo. Observou-se uma qualidade sanitária ruim para grande maioria dos cursos d'água modelados, em C-01 e C-02, sobremaneira nos cursos d'água com menor capacidade de diluição. Como principal conclusão, temos que as obrigações previstas na legislação ambiental brasileira (C-03) não são suficientes para garantir a qualidade microbiológica de seus recursos hídricos, de acordo com seus usos preponderantes, o que só será alcançado com a implementação de tratamento terciário na grande maioria dos municípios (C-04).

Palavras-chave: Poluição da água. Tratamento de esgoto. Autodepuração. Modelagem matemática. Coliformes termotolerantes.

## ABSTRACT

The present work presents a methodology for modeling the quality of surface water, aiming at the management of hydrographic basins and the best allocation of resources in the treatment of sanitary sewage, considering the predominant uses of water and microbiological quality. The Qual-UFMG model was used, composed of excel spreadsheets, where VBA routines were implemented, enabling deterministic and probabilistic modeling through Monte Carlo simulations. The proposed methodology was applied to a Brazilian hydrographic basin, called the GD2 Planning Unit (Grande River Slopes), considering the discharges of sanitary sewage from 30 municipal seats and approximately 740 thousand inhabitants. Four scenarios were studied: current situation (C-01), trend for the year 2033 (C-02), compliance with environmental legislation (C-03) and compliance with the main uses of the basin (C-04). The results showed that for C-01 and C-02 the water quality, in terms of thermotolerant coliforms, in most stretches does not meet the defined uses. Even complying with the provisions of environmental legislation (C-03), which does not provide for disinfection, only the largest watercourses would have adequate quality for uses. Complete service would only be achieved in C-04, which provides for universal sewage treatment with disinfection for the vast majority of municipalities.

Key words: Water pollution. Sewage treatment. Self-purification. Mathematical modeling. Thermotolerant coliforms.

## 1. INTRODUÇÃO

O Brasil possui uma população aproximada de 213,3 milhões de habitantes (IBGE, 2022), sendo um país de dimensões similares a de um continente, o que resulta em condições regionais muito discrepantes em alguns aspectos. A maior disponibilidade hídrica é encontrada na região Norte, na qual há a menor densidade populacional. Por outro lado, o Sudeste concentra a maior parcela da população e não tem a mesma disponibilidade hídrica, o que ocasiona em maior demanda, maior quantidade de lançamento de despejos e menor capacidade de diluição dos corpos d'água (ANA, 2009). Sabe-se que a disposição de efluentes sem tratamento ou com tratamento insuficiente nos mananciais pode causar uma série de danos ao ambiente aquático (ASHOURI; RAFEI, 2018; BUI et al., 2019; LIU; ZHANG; LYU, 2022), como, por exemplo, a contaminação por organismos patogênicos, sendo esse um problema principalmente nos países em desenvolvimento (ANDERSSON; OTOO; NOLASCO, 2018; MADANI et al., 2021; PUJOL-VILA et al., 2016).

A presença de agentes etiológicos de doenças de veiculação hídrica afeta alguns dos usos preponderantes a ele destinados, tais como abastecimento de água potável, irrigação e balneabilidade (ALEGBELEYE; OPEOLU; JACKSON, 2016; MADANI et al., 2021; VON SPERLING, 2014b), podendo incidir em aumento de enfermos e/ou implicar em impossibilidade técnica e financeira de uso do recurso hídrico. Como é dispendioso e economicamente inviável quantificar a presença de todos os possíveis causadores de doenças, o monitoramento é feito utilizando grupos de organismos indicadores de contaminação fecal, sendo o grupo dos Coliformes Termotolerantes, ao lado das metodologias de detecção de quantificação da bactéria *Escherichia coli* (*E. coli*), os mais utilizados na avaliação do risco sanitário (BATISTA; HARARI, 2016; SILVA; RAMOS; BERNARDES, 2021).

### 1.1 Cobertura dos serviços de esgotamento sanitário no Brasil

Segundo o Diagnóstico Temático de Serviços de Água e Esgoto (SNIS, 2022), apenas 55,8% do esgoto gerado no Brasil é coletado, sendo que o percentual de tratamento é ainda menor, de 45,1%, com atendimento desigual entre os grandes centros urbanos (maiores porcentagens) e municípios de menor porte (baixo atendimento da população). Mesmo nas localidades que apresentam estações de

tratamento (ETEs), considera-se haver baixa remoção de organismos patogênicos, uma vez que a ocorrência de tratamento terciário, com desinfecção, é muito rara (FERREIRA et al., 2021a; SNIS, 2021).

Visando garantir às águas superficiais qualidade compatível com seus usos, de acordo com a sua classe de enquadramento, a Lei Federal Nº 14.026 (BRASIL, 2020) instituiu o novo marco legal do saneamento no Brasil, determinando, dentre outras coisas, que os contratos de prestação dos serviços públicos de saneamento básico deverão garantir 90% da população com coleta e tratamento de esgotos até 31 de dezembro de 2033. Ressalta-se, no entanto, que esse dispositivo legal não estabelece critérios com relação às eficiências mínimas de remoção dos diversos contaminantes existentes no esgoto, sobretudo os Organismos Indicadores de Contaminação Fecal.

## **1.2 Importância da modelagem da qualidade das águas superficiais**

É de fundamental importância o conhecimento do comportamento dos agentes transmissores de doenças em um corpo d'água, a partir do seu lançamento até os locais de utilização, de forma a inferir sobre formas de controle ou de estimar pontos em que se possa instalar a captação de água para diferentes usos. Sabe-se que a maioria desses agentes tem no trato intestinal humano as condições ótimas para o seu crescimento e reprodução. Uma vez submetidos às adversas condições prevalentes no corpo d'água, eles tendem a decrescer em número, caracterizando o assim chamado decaimento (MADANI et al., 2021; VON SPERLING, 2014a). Assim, dependendo do grau de contaminação de um curso d'água, a redução da contagem desses organismos patogênicos pode ser maior ou dependente de um longo trecho de recuperação.

Os modelos de qualidade da água são ferramentas importantes para a gestão eficaz dos recursos hídricos, auxiliando na tomada de decisão ao fornecer simulações da qualidade da água para uma variedade de ações de gestão (BELLO; HANIFFAH, 2021; KAUFMAN et al., 2021; KOO et al., 2020; WHITE et al., 2021). Além disso, esses modelos diminuem a necessidade de coleta e análise de água, reduzindo os custos em recursos e tempo (BUI et al., 2019; QUIJANO et al., 2017; VON SPERLING, 2014a). Salienta-se que o monitoramento da qualidade da água no Brasil é bastante limitado, com um número reduzido de pontos de amostragem, variáveis monitoradas e curtas séries históricas (ANA, 2009). Como balizamento para avaliação da qualidade

de água utilizando esses modelos, é necessário ter uma legislação pertinente e parâmetros estabelecidos, como as classes de enquadramento dos corpos d'água.

### **1.3 Enquadramento dos cursos d'água e marco legal do saneamento**

O Enquadramento tem como objetivos assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, e diminuir os custos de combate à poluição, mediante ações preventivas permanentes (COSTA, 2021; MACHADO; KNAPIK; BITENCOURT, 2019). No que se refere especificamente às águas doces, existem 5 classes, fundamentalmente estabelecidas em acordo com os usos preponderantes dos recursos hídricos (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022): A Classe Especial que não pode receber despejos de esgoto e serve à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e as Classes de 1 à 4, sendo que a primeira tem parâmetros mais restritivos de qualidade e destinação para usos mais nobres, havendo aumento da permissividade de valores das variáveis nas classes seguintes.

No lançamento de águas residuárias em corpo receptor, deve-se observar as eficiências mínimas e as concentrações máximas definidas na legislação, bem como respeitar a não alteração da classe do curso d'água no qual o trecho foi enquadrado, de acordo com os usos pretendidos (Classes 1 à 4). Porém, devido à ineficiência dos serviços de saneamento em muitas localidades, frequentemente o rio já se apresenta em condições inferiores a que deveria apresentar, dificultando o atendimento dos requisitos legais para lançamento do despejo tratado. Esse é o caso de muitas bacias hidrográficas, como da bacia do Rio Grande e de suas unidades de planejamento, tal como a GD2 (Vertentes do rio Grande), com elevado grau de contaminação (em determinados trechos) como observado em estudos como de Amâncio et al. (2018). Assim, ações devem ser tomadas para melhoria da qualidade do curso d'água, com aumento dos índices de tratamento de esgotos, além de revisão dos enquadramentos realizados.

## 2. OBJETIVOS

O objetivo geral desse trabalho foi implementar um modelo matemático de qualidade das águas superficiais, para coliformes termotolerantes, de utilização simples e gratuita, para a bacia hidrográfica em questão, com resultados determinísticos e probabilísticos, visando:

- a) verificar o panorama atual de qualidade das águas da bacia, com base nos poucos pontos de monitoramento, frente à qualidade requerida para os usos preponderantes;
- b) inferir a situação futura da bacia, caso não sejam adotados novos investimentos em coleta e tratamento de esgoto sanitário;
- c) verificar como ficará a qualidade das águas da bacia caso as obrigações previstas no Marco Legal do Saneamento sejam cumpridas, indicando se a qualidade será compatível com os usos preponderantes previstos. Em caso negativo, propor as intervenções necessárias;
- d) identificar trechos onde o enquadramento proposto não está sendo atendido e avaliar as condições necessárias para o atendimento;
- e) avaliar a adequação do modelo utilizado para a gestão das bacias hidrográficas brasileiras.

### **3. MÉTODO**

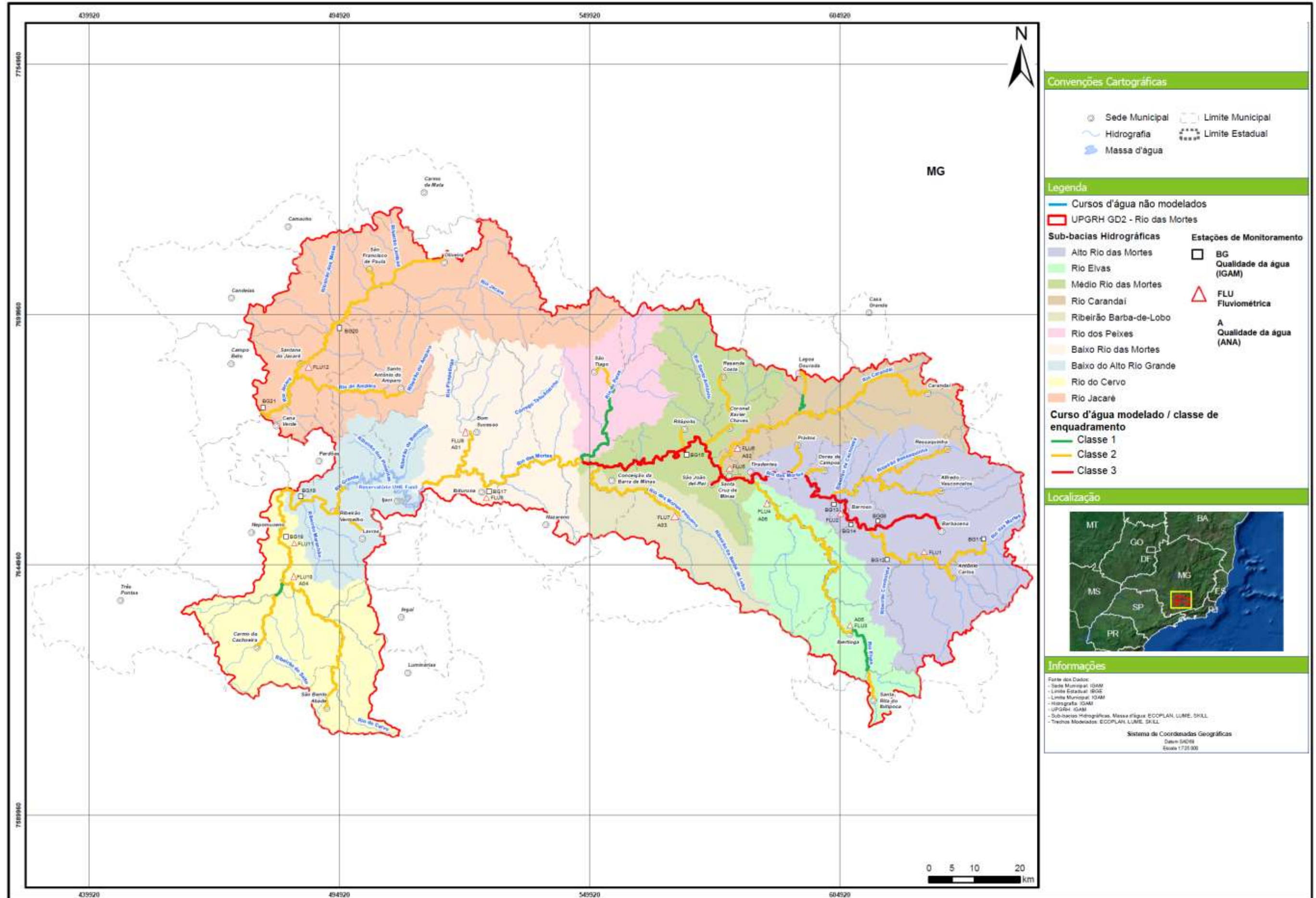
#### **3.1 Bacia Hidrográfica modelada**

O Brasil possui 8 grandes bacias hidrográficas, sendo que a bacia do rio São Francisco, juntamente com a bacia do rio Paraná, cobrem boa parte da região mais populosa do país (ANA, 2009). Uma das principais sub-bacias do rio Paraná é a bacia do rio Grande, que está subdividida em 24 Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos – UPGRH (IGAM, 2013). Para o presente trabalho foi escolhida uma dessas unidades de planejamento, denominada de GD2 (Vertentes do rio Grande), que compreende as áreas drenadas pelo rio das Mortes, Jacaré e Cervo.

O GD2 está localizado na Região do Sul de Minas, entre os paralelos 20° 30' a 22°, latitude sul e 43° 30' a 45°30' longitude oeste, tendo como ponto mais alto, a nascente do Rio das Mortes, na divisa entre os municípios de Barbacena e Senhora dos Remédios, nas encostas da Mantiqueira, a aproximadamente 1.200 m de altitude; e como ponto mais baixo, a foz do Rio Jacaré, na Represa de Furnas, na divisa dos municípios de Campo Belo e Cana Verde, a aproximados 780 m de altitude. Como o clima é tropical de altitude, com uma estação chuvosa e outra seca, há períodos de estiagem com pouca ou nenhuma pluviosidade. A área drenada da Bacia é de 10.533 km<sup>2</sup>, dividida em 10 Sub-bacias (FIGURA 01). Em seu interior estão presentes terras de 42 municípios, sendo que desses, 30 lançam ali seus efluentes sanitários (IGAM, 2013).

Na Tabela 01 é apresentado o resumo dos sistemas de esgotamento sanitário na bacia, no qual observa-se que apenas 13 sedes municipais possuem alguma forma de tratamento de esgoto sanitário. Da população urbana total da bacia (541.576 habitantes), 95% é atendida com coleta de esgotos, entretanto, somente 21,7 % do esgoto coletado é tratado (sem desinfecção) antes de seu lançamento nos corpos receptores, situação que se mostra preocupante. Do total de despejos gerado, 67,7% correspondem aos quatro maiores municípios da bacia (Barbacena, São João-Del-Rei, Lavras e Oliveira).

Figura 01 - Bacia hidrográfica das Vertentes do rio Grande – GD2, trechos modelados, enquadramento, sedes municipais, estações de qualidade e fluviométricas.



Fonte: Adaptado de IGAM (2013).

Tabela 01 - Situação atual de esgotamento sanitário na bacia.

Município/Sub-Bacia	População Urbana 2020	Coleta de esgoto (%)	Q med esgotos (L.s <sup>-1</sup> )		Índice de tratamento (%) *
			Produzido	Coletado	
<b>Bacia do Alto Rio das Mortes</b>					
Alfredo Vasconcelos	4632	100.0	6.29	6.29	0.0
Antônio Carlos	8069	95.0	9.68	9.20	0.0
Barbacena	126477	91.1	122.37	111.48	31.3
Barroso	20236	91.8	39.77	36.51	6.4
Dores de Campos	9297	100.0	17.36	17.36	0.0
Ressaquinha	3091	99.6	3.18	3.17	0.0
Tiradentes	6234	62.8	12.85	8.07	0.0
Prados	6423	97.4	6.01	5.86	100.0
<b>Bacia do Ribeirão Barba-de-Lobo</b>					
Conceição da B. de Minas	2787	61	2.96	1.80	71.8
<b>Bacia do Médio Rio das Mortes</b>					
Coronel Xavier Chaves	1876	100.0	3.52	3.52	0.0
Resende Costa	9280	39.4	11.80	4.65	100.0
Ritópolis	3156	20.0	3.64	0.73	0.0
Santa Cruz de Minas	8664	100.0	28.67	28.67	0.0
São João Del-Rei	85556	99.5	427.98	425.84	3.2
<b>Bacia do Rio Elvas</b>					
Ibertioga	3439	100.0	6.25	6.25	100
Santa Rita do Ibitipoca	2120	90.0	2.48	2.23	0
<b>Baixo do Alto Rio Grande</b>					
Ijaci	6323	100.0	11.10	11.10	85.7
Lavras	99846	90.6	132.32	119.88	100.0
Ribeirão Vermelho	3748	100.0	3.59	3.59	0.0
<b>Bacia do Rio Jacaré</b>					
Oliveira	37301	100.0	50.77	50.77	10.0
Santana do Jacaré	4623	100.0	12.72	12.72	0.0
Santo Antônio do Amparo	16297	100.0	18.18	18.18	33.0
São Francisco de Paula	4678	100.0	26.96	26.96	0.0
<b>Bacia do Rio dos Peixes</b>					
São Tiago	8791	63	11.00	6.96	62.5
<b>Baixo rio das Mortes</b>					
Bom Sucesso	14494	99.8	21.14	21.09	100.0
Ibituruna	2598	100.0	3.01	3.01	0.0
<b>Rio Carandaí</b>					
Carandaí	20016	100.0	41.21	41.21	0.0
Lagoa Dourada	7343	90.0	27.75	24.97	0.0
<b>Rio do Cervo</b>					
Carmo da Cachoeira	9228	84.5	11.23	9.49	0.0
São Bento do Abade	4953	100.0	6.98	6.98	0.0

Nota: \* Com relação ao volume de esgoto coletado

Fonte: SNIS (2021).

Na avaliação, foram modelados os cursos d'água que recebem despejos de áreas urbanas ou possuem pontos de monitoramento de qualidade de água, estando apresentados na Figura 01, bem como a alocação das sedes municipais com seus respectivos pontos de lançamentos de despejos líquidos. Os diagramas unifilares e a descrição detalhada dos trechos modelados são apresentados no Apêndice A.

As cargas poluidoras consideradas nos despejos são aquelas relativas aos lançamentos de esgoto sanitário das áreas urbanas dos 30 municípios localizadas no interior da bacia. As vazões consideradas estão apresentadas na Tabela 01 e os lançamentos indicados na Figura 01. Como não há monitoramento qualitativo sistemático dos esgotos sanitários nos municípios, considerou-se, para a modelagem determinística, o valor de  $10^6$  NMP (100 mL)<sup>-1</sup>, valor este condizente com o reportado na literatura (ARCEIVALA, 1981; METCALF; EDDY, 1991; VON SPERLING, 2014b; VON SPERLING; VON SPERLING, 2013) e com o processo de calibração.

### **3.2 Modelo Adotado**

Optou-se pela utilização do QUAL-UFMG, um modelo bastante utilizado no Brasil, em razão de sua versatilidade e facilidade de utilização, permitindo maior aplicabilidade e boa confiabilidade (FAN; WANG; LIU, 2012; SRIKRISHNAN; KELLER, 2021). Consiste em uma plataforma em Excel desenvolvida por von Sperling (2014b), a partir de simplificações do modelo QUAL2E (BROWN; BARNWELL, 1987) e adaptação de suas equações para planilhas eletrônicas (DE OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018; LIMA; MAMEDE; LIMA NETO, 2018). Para simplificação técnica, é excluído do modelo o componente algas de sua modelagem e a dispersão longitudinal, uma vez que a advecção é o principal fenômeno de transporte em rios. Segundo von Sperling (2014b), para rios (pequenos e grandes), a inclusão do fenômeno da dispersão não é importante, pelo menos numa escala de tempo grande (condições estacionárias), como no caso do presente estudo. Entretanto, para fins de comprovação, no item 3.5 é verificada sua influência.

Os cálculos são feitos considerando a integração numérica pelo método de Euler (TEODORO et al., 2013). No Qual-UFMG, pode-se avaliar a dinâmica de algumas variáveis, no entanto, o estudo irá se restringir apenas aos coliformes termotolerantes.

Na legislação brasileira (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022), não existe padrão de lançamento para organismos indicadores de contaminação fecal. Entretanto, o respectivo lançamento, mesmo que tratado, não poderá conferir ao corpo receptor características adversas daquela classe em que foi enquadrado.

### 3.2.1 Cinética de decaimento bacteriano

Quando expostos a condições ambientais que diferem das preponderantes dentro do trato intestinal de animais de sangue quente, ideais para seu desenvolvimento e reprodução, os coliformes e outros organismos entéricos apresentam mortalidade natural. Entre os vários fatores que contribuem para o decaimento, podemos citar principalmente: luz solar, temperatura, sedimentação, pH, falta de nutrientes e predação (ALMEIDA, 1979; ARCEIVALA, 1981; EPA, 1987; THOMANN; MUELLER, 1987).

A taxa de mortalidade bacteriana é geralmente estimada pela lei de Chick, segundo a qual a taxa de remoção é diretamente proporcional à concentração de bactérias (VON SPERLING, 2014a):

$$\frac{dN}{dt} = -K_b \cdot N \quad (1)$$

Onde:

$N$  = número de coliformes ( $\text{org (100 mL)}^{-1}$  ou  $\text{NMP (100 mL)}^{-1}$ );

$K_b$  = coeficiente de decaimento bacteriano ( $\text{d}^{-1}$ );

$t$  = tempo (d).

A integração da Equação 1 conduz à fórmula para o cálculo da concentração de coliformes em rios após um tempo  $t$ :

$$N = N_0 \cdot e^{-K_b \cdot t} \quad (2)$$

Onde:

$N_0$  = contagem de coliformes no ponto inicial da mistura ( $t=0$ ) (NMP/100mL);

$N$  = contagem de coliformes após um tempo  $t$  (NMP/100mL);

$K_b$  = coeficiente de decaimento bacteriano ( $d^{-1}$ );  
 $t$  = tempo (d).

A mortalidade de microrganismos em distintos corpos d'água geralmente está associada a diferentes valores de  $K_b$ , dependendo da natureza do organismo e das condições no meio aquático (ARCEIVALA, 1981). Em função da dependência de vários fatores, os valores de  $K_b$  obtidos em diversos estudos em água doce variam numa ampla faixa. Valores típicos, no entanto, situam-se na faixa de  $K_b = 0,5$  a  $1,5 d^{-1}$  (base e,  $20\text{ }^\circ\text{C}$ ), sendo comumente adotado  $1,0 d^{-1}$ . (ARCEIVALA, 1981; EPA, 1987; THOMANN; MUELLER, 1987):

O efeito da temperatura no coeficiente de decaimento bacteriano pode ser formulado através de:

$$K_{bT} = K_{b20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (3)$$

Onde:

$\theta$  = coeficiente de temperatura, sendo comumente adotado o valor 1,07 (THOMANN; MUELLER, 1987).

### 3.3 Dados Fluviais

A vazão considerada para diluição de despejos em corpos receptores foi a mínima, média de 7 dias consecutivos, para um tempo de recorrência de 10 anos ( $Q_{7,10}$ ), de acordo com a legislação do Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2022).

Para a obtenção da  $Q_{7,10}$ , em cada ponto dos cursos d'água da bacia, utilizou-se a Equação 4, que relaciona a referida vazão com a área de drenagem a montante. Esta equação foi obtida pela ferramenta Hidrotec (UFV, 2009), disponibilizada pela Universidade Federal de Viçosa – UFV, que fez os estudos hidrológicos para as 12 estações fluviométricas existentes dentro da bacia (Figura 01).

$$Q_{7,10} = 0,00686 \cdot A^{0,9495} \quad (4)$$

Onde:

$Q_{7,10}$  = Vazão mínima, média de 7 dias, para um tempo de recorrência de 10 anos ( $m^3 s^{-1}$ );

$A$  = Área de drenagem a montante do ponto ( $km^2$ );

Desta forma, a vazão dos corpos receptores foi atualizada para cada segmento considerado, de acordo com sua área de drenagem. Na Tabela 02 é apresentada a  $Q_{7,10}$  total para cada uma das 10 sub-bacias.

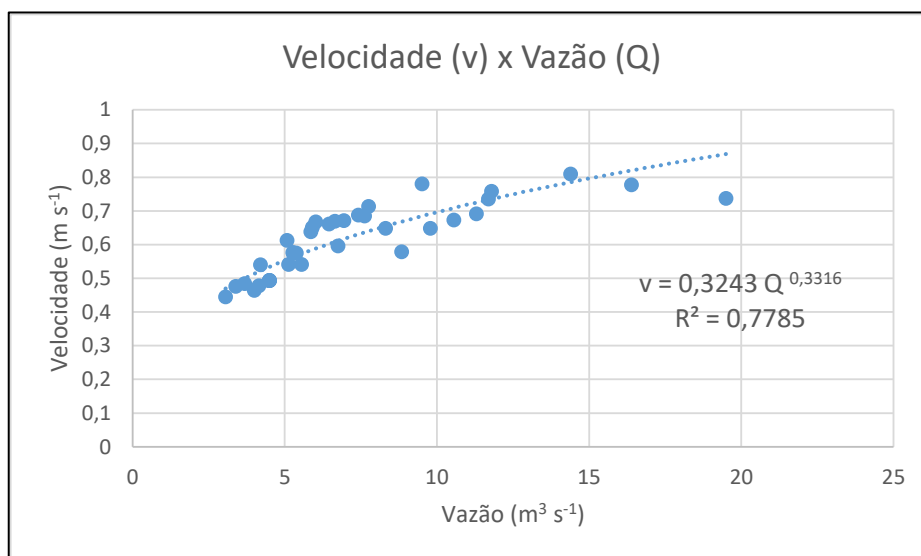
Tabela 02 - Área de drenagem e  $Q_{7,10}$  por sub-bacia.

<b>Sub-Bacia</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b><math>Q_{7,10}</math> (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>)</b>
Rio do Cervo	1105,0	5,32
Rio Elvas	866,6	4,22
Rio das Mortes		
Pequeno	562,9	2,80
Alto rio das Mortes	1816,6	8,53
Baixo do Alto rio		
Grande	712,2	3,51
Carandaí	676,2	3,34
Baixo rio das Mortes	1210,8	5,80
Rio do Peixe	511,6	2,56
Médio rio das Mortes	960,2	4,66
Rio Jacaré	2111,4	9,84

Fonte: UFV (2009).

Já para a definição das velocidades a serem adotadas no trabalho, foi feita a análise de regressão, para as séries históricas das 12 estações fluviométricas existentes dentro da bacia. Foram considerados os dados dos últimos 10 anos de monitoramento, para o período de estiagem (abril a setembro). Assim foram definidas equações que relacionam a vazão escoada com a velocidade do curso d'água, para todas as sub-bacias estudadas. Na Figura 02, estão apresentadas, a título de exemplo, as análises de regressão para a estação fluviométrica FLU1, localizada no Alto rio das Mortes, próximo a sua cabeceira (as análises de regressão, para as demais estações fluviométricas, estão apresentadas no Apêndice B).

Figura 02 - Análises de regressão, estação FLU1, Alto rio das Mortes.



Fonte: Do autor (2023).

Em relação aos dados de qualidade, utilizou-se dados de 11 estações de monitoramento de qualidade das águas superficiais (Figura 01) operadas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM, com análises trimestrais e séries históricas desde 1997 para as variáveis coliformes termotolerantes e temperatura (IGAM, 2022); e de 6 estações operadas pela Agência Nacional das Águas – ANA, com dados somente de temperatura (ANA, 2022), estando os valores médios dos últimos cinco anos, no período de estiagem (abril a outubro), apresentados na Tabela 03.

Tabela 03 - Valores médios para os parâmetros relacionados ao modelo nas estações de monitoramento (dados do período de estiagem dos últimos 5 anos).

Estação de qualidade	Variável	
	Coliformes termotolerantes (NMP (100 mL) <sup>-1</sup> )	Temperatura (° C)
BG – 08	1,68 x 10 <sup>4</sup>	17,1
BG – 11	3,65 x 10 <sup>3</sup>	16,4
BG – 12	5,92 x 10 <sup>2</sup>	17,1
BG – 13	2,76 x 10 <sup>4</sup>	18,3
BG – 14	9,86 x 10 <sup>2</sup>	17,8
BG – 15	1,15 x 10 <sup>4</sup>	18,9
BG – 17	4,74 x 10 <sup>2</sup>	17,7
BG – 18	5,58 x 10 <sup>2</sup>	17,4

BG – 19	2,17 x 10 <sup>3</sup>	20,7
BG – 20	2,44 x 10 <sup>3</sup>	20,5
BG – 21	3,03 x 10 <sup>3</sup>	20,0
A – 01	-	21,2
A – 02	-	18,9
A – 03	-	18,4
A – 04	-	17,9
A – 05	-	16,3
A – 06	-	18,1

---

Nota: BG = Estações de monitoramento do IGAM    A = Estações de monitoramento da ANA

Fonte: Adaptado de ANA (2022) e IGAM (2022).

Os dados apresentados na Tabela 03 foram utilizados na calibração do modelo, para a  $Q_{7,10}$ .

Nenhuma das estações de qualidade, com dados de coliformes termotolerantes, está localizada em trechos de montante dos cursos d'água, em locais com pouca ou nenhuma intervenção humana. Desta forma, na definição dos valores de cabeceira para os cursos d'água modelados, optou-se por assumir o limite superior da classe I (MINAS GERAIS, 2022), ou seja 200 NMP (100 mL)<sup>-1</sup>. Sendo assim, este foi o valor considerado para o rio, imediatamente antes do primeiro lançamento de esgoto sanitário, em todos os cursos d'água modelados.

### 3.4 Calibração do Modelo

A calibração do modelo é uma das partes mais importantes do processo. É neste momento que os coeficientes são ajustados, visando aproximar os dados de qualidade obtidos, dos dados encontrados nas estações de monitoramento (DE OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018; GOMES et al., 2018). No presente trabalho, utilizou-se o Coeficiente de Determinação – CD, que consiste na relação entre a soma dos resíduos ao quadrado e variância total dos dados observados, conforme a Equação 5.

$$CD = 1 - \frac{\sum (Y_{obs} - Y_{est})^2}{\sum (Y_{obs} - Y_{obsméd})^2} \quad (5)$$

Onde:

$Y_{obs}$  = valor observado;

$Y_{est}$  = valor estimado;

$Y_{obsméd}$  = média dos valores observados.

O desempenho de um modelo é considerado adequado e bom se o valor de CD supera 0,75, e é considerado aceitável se o valor de CD fica entre 0,36 e 0,75 (COLLISCHONN, 2001). Segundo Thomann (1987), a adequação do modelo será tão boa, quanto o valor de CD se aproxime de 1.

A calibração foi feita utilizando-se a ferramenta Solver do Excel, buscando maximizar CD, variando os coeficientes do modelo dentro das faixas reportadas pela literatura.

Os valores adotados para  $K_b$ , para os diversos cursos d'água modelados, depois da calibração, estão apresentados na Tabela 04.

Tabela 04 - Coeficientes de decaimento bacteriano –  $k_b$  adotados no modelo após a calibração.

Coeficiente	Sub-bacia *									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$K_b$ ( $d^{-1}$ )	1,0	1,0	1,0	1,5	1,0	1,0	1,5	1,0	1,3	1,1

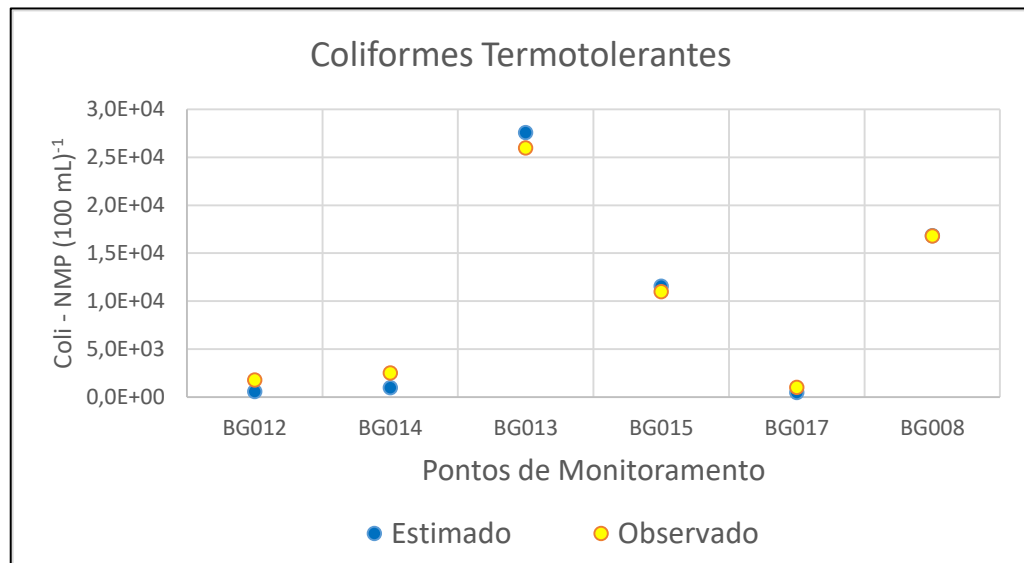
Nota: \* 1 – Alto rio das Mortes; 2 – Rio Elvas; 3 – Rio Carandaí; 4 – Médio rio das Mortes; 5 – Rio dos Peixes; 6 – Rio das Mortes Pequeno (ou Barba de Lobo); 7 – Baixo rio das Mortes; 8 – Baixo do alto rio Grande; 9 – Rio do Cervo; 10 – Rio Jacaré

Fonte: Do autor (2023).

Obteve-se  $CD = 0,989$  (com erro relativo de 1,75 %), o que mostra um desempenho adequado.

Na Figura 03 pode-se verificar a comparação entre os valores observados e estimados, para as estações de monitoramento localizadas na sub-bacia do rio das Mortes, que contempla 7 das 10 sub-bacias estudadas. Podemos verificar a boa adequação do modelo para Coliformes Termotolerantes.

Figura 03 - Comparação ente os valores observados e estimados, bacia do rio das Mortes.



Fonte: Do autor (2023).

### 3.5 Verificação dos efeitos da dispersão longitudinal

Para definir se o efeito da dispersão longitudinal pode realmente ser desprezado na simulação da concentração de um constituinte que decaia segundo uma cinética de primeira ordem, com um coeficiente de decaimento  $K$  (como é o caso do presente modelo), EPA (1985) apresenta a relação expressa na Equação 6.

$$D_L < \frac{0,04 \cdot v^2}{K} \quad (6)$$

Onde:

$D_L$  = Coeficiente de dispersão longitudinal ( $m^2 \cdot d^{-1}$ );

$v$  = velocidade horizontal média ( $m \cdot s^{-1}$ );

$K$  = Coeficiente de decaimento ( $d^{-1}$ ).

Caso a expressão seja verdadeira, significa que o perfil de concentração não será afetado por mais de 10 %, caso a dispersão seja ignorada.

Foram calculados os valores para a parcela da direita da Equação 6 para todas as sub-bacias objeto de estudo. O menor valor encontrado (pior situação) foi de  $1,5 \times 10^6 m^2 h^{-1}$ , na sub-bacia do Rio do Peixe ( $v = 0,31 m s^{-1}$  e  $K_b = 1,0 d^{-1}$ ).

Segundo Arceivala (1981), valores típicos de  $D_L$  para cursos d'água maiores e rios está entre  $10^3$  e  $10^5$   $m^2.h^{-1}$ . Sendo assim, como o valor encontrado (na pior situação) está acima do valor de  $D_L$ , assume-se que a expressão é verdadeira e que a dispersão longitudinal pode ser desprezada.

### **3.6 Modelo probabilístico, análise de incerteza e sensibilidade**

Nos modelos matemáticos de qualidade de águas existem incertezas na determinação de dados de entrada que podem alterar de forma significativa os resultados esperados, podendo levar a decisões equivocadas (COSTA; TEIXEIRA, 2011; WHITE et al., 2021). Assim, faz-se necessário identificar as variáveis de entrada que afetam diretamente na incerteza dos resultados de saída do modelo de simulação (DE MENEZES; DE OLIVEIRA; SALLA, 2016; KOO et al., 2020; SOARES; CALIJURI, 2021). Existem muitas fontes de imprecisão no processo de modelagem, por exemplo, as relacionadas à estimativa dos coeficientes, aos dados de entrada e à estrutura do sistema (KHORASHADI ZADEH et al., 2022; LINDENSCHMIDT; FLEISCHBEIN, 2007). Segundo von Sperling (2004b), a análise da incerteza permite, além de expressar os resultados em termos probabilísticos, a análise de sensibilidade da resposta do modelo aos dados de entrada, podendo-se inferir sobre a importância de determinado parâmetro ou variável.

#### **3.6.1 Análise de incerteza e modelo probabilístico**

No presente trabalho utilizou-se a técnica da Simulação Monte Carlo (BECK, 1987), que vem sendo bastante aplicada na análise de incerteza de modelos matemáticos em geral (BRUM et al., 2022). Baseia-se na execução de um elevado número de simulações (que podem chegar a milhares). Em cada simulação do modelo, é selecionado um conjunto diferente de valores dos dados de entrada sobre os quais existe incerteza. Cada valor é gerado aleatoriamente, segundo uma distribuição e dentro de uma faixa pré-especificada. Os resultados obtidos são posteriormente analisados estatisticamente, gerando resultados em termos de probabilidade (KROESE et al., 2014).

Na obtenção dos dados de entrada aleatórios, foi utilizada a função “aleatório” do excel para cada parâmetro de entrada do modelo que considerou-se haver

variação significativa (Equação 7). Devido a sua simplicidade conceitual, utilizou-se a distribuição uniforme:

$$\text{Valor} = \text{Valor mínimo} + \text{ALEATÓRIO}() * (\text{Valor máximo} - \text{Valor mínimo}) \quad (7)$$

Já os valores mínimo e máximo foram obtidos, respectivamente por meio das Equações 7 e 8.

$$\text{Valor mínimo} = \text{Média} * (1 - \text{Percentual de variação} / 100) \quad (8)$$

$$\text{Valor máximo} = \text{Média} * (1 + \text{Percentual de variação} / 100) \quad (9)$$

Para cada conjunto de dados aleatórios gerados, foi feita uma rodada do modelo e produzidos dados de saída, que foram armazenados em novas planilhas. Foram realizadas 1.000 simulações, com o auxílio de uma extensão, implementada no QUAL-UFMG, em VBA (Visual Basic for Applications), conforme proposto por Brum et al. (2022), gerando resultados que podem ser analisados de forma probabilística.

Na Tabela 05 são apresentados os dados de entrada que sofreram variação, com os respectivos percentuais considerados e justificativas/referência.

Tabela 05 - Dados de entrada do modelo probabilístico com incerteza

Parâmetro	Símbol	Valor Médio	Variação (%)	Referência
Esgoto Sanitário Lançado				
Vazão	Q e	VAR *	10	(SNIS, 2021)
Coliformes Termotolerantes	Coli e	10 <sup>6</sup> NMP (100 m L) <sup>-1</sup>	50	50 % em torno do valor obtido na calibração
Corpo receptor a montante do lançamento				
Vazão	Q r	VAR	10	(UFV, 2009)
Coliformes Termotolerantes	Coli r	2 x 10 <sup>2</sup> NMP (100 m L) <sup>-1</sup>	100	100 % em torno do valor limite da classe 1
Ao longo do corpo receptor				
Velocidade	V r	VAR	20 a 50	De acordo com o R <sup>2</sup> encontrado na regressão
Temperatura	T r	VAR	10	Variação histórica dos dados de monitoramento da estação de qualidade mais próxima (IGAM, 2022)
Coeficiente do modelo				
Decaimento bacteriano	K <sub>b</sub>	1,00 d <sup>-1</sup>	50	(ARCEIVALA, 1981; EPA, 1987; THOMANN; MUELLER, 1987; VON SPERLING; VON SPERLING, 2013)

Nota: VAR = variável      Fonte: Do autor (2023).

### 3.6.2 Análise de sensibilidade

Junto da análise de incerteza, a análise de sensibilidade é de fundamental importância na utilização de modelos de qualidade da água, sobretudo quando aplicados à gestão de recursos hídricos. Essa consiste na avaliação da influência de cada variável de entrada nos dados de saída do modelo (SOARES; CALIJURI, 2021). Desta forma, pode-se verificar quais variáveis são mais importantes e merecem maior investimento na obtenção de dados mais precisos (KHORASHADI ZADEH et al., 2022; SALTELLI et al., 2021).

Foram utilizados os resultados gerados nas 1.000 simulações Monte Carlo, aplicando-se a análise de sensibilidade regionalizada, conforme proposto inicialmente por Spear (1980). Inicialmente, os dados brutos de entrada foram separados em duas amostras. A primeira agregando os valores dos coeficientes (e demais dados de entrada) cujas rodadas geraram os 50% maiores valores de coliformes termotolerantes máximo, e a outra reunindo as outras simulações. Em seguida, as amostras foram comparadas para verificar se seriam significativamente diferentes, através do teste “t” para amostras dependentes, com nível de significância  $\alpha=0,05$ . O teste foi feito para todos os dados de entrada do modelo que apresentaram variação. Aqueles dados que obtiveram valor de  $p \leq 0,05$  (teste de hipótese) foram considerados importantes para o processo, ou seja, o modelo é sensível a eles. O processo de cálculo também foi automatizado com auxílio da extensão em VBA (Visual Basic for Applications), proposta por Brum et al. (2022).

### 3.7 Cenários modelados

Após a calibração, o modelo foi utilizado para fazer simulações determinísticas e probabilísticas para os quatro cenários propostos a seguir, sempre considerando a  $Q_{7,10}$  do corpo receptor. No primeiro cenário (C-01), considerou-se as populações, vazões e níveis de coleta e tratamento de esgoto atuais, conforme apresentado na Tabela 01 (SNIS, 2021). No cenário futuro (C-02), projetou-se as populações urbanas dos municípios para o ano de 2033 (TABELA 06 – APÊNDICE C), mantendo-se os atuais índices de coleta e tratamento de esgoto (TABELA 01). Nos cálculos de projeção populacional, considerou-se os dados dos últimos dois censos demográficos brasileiros, de 2000 e 2020 (IBGE, 2022), aplicando uma progressão geométrica para

obter-se a população do ano de 2033. (Os cálculos populacionais podem ser verificados no Apêndice D).

Tabela 06 - População urbana por município 2020/2033.

Município	Ano		Município	Ano	
	2020	2033		2020	2033
Alfredo Vasconcelos	4632	7118	Oliveira	37301	43103
Antônio Carlos	8069	14808	Prados	6423	8857
Barbacena	126477	148379	Resende Costa	9280	12112
Barroso	20236	22193	Ressaquinha	3091	4666
Bom Sucesso	14494	15505	Ribeirão Vermelho	3748	4137
Carandaí	20016	25288	Ritópolis	3156	3198
Carmo da Cachoeira	9228	13407	Santa Cruz de Minas	8664	10145
Conceição da B.de Minas	2787	3087	Santa Rita do Ibitipoca	2120	2439
Coronel Xavier Chaves	1876	2360	Santana do Jacaré	4623	5103
Dores de Campos	9297	12363	Santo Antônio do Amparo	16297	18158
Ibertioga	3439	4204	São Bento do Abade	4953	6793
Ibituruna	2598	4157	São Francisco de Paula	4678	6038
Ijaci	6323	11642	São João Del-Rei	85556	95787
Lagoa Dourada	7343	9273	São Tiago	8791	11337
Lavras	99846	129189	Tiradentes	6234	9659

Fonte: Do autor (2023).

O terceiro cenário (C-03) consistiu na consideração das populações urbanas projetadas para o ano de 2033 e 90 % de coleta e tratamento de esgotos, conforme determinação do Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020). As vazões e índices de atendimento adotados em C-03 são apresentados no Apêndice D.

O Padrão de Lançamento de Efluentes no Brasil não contempla os organismos indicadores de contaminação fecal (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022), estabelecendo somente que o lançamento de despejos não pode conferir ao corpo receptor características adversas à sua classe de enquadramento. Como não há desinfecção nos sistemas de tratamento já implantados e a legislação ambiental não obriga explicitamente a sua implantação, optou-se por considerar, nos três primeiros cenários, uma remoção de apenas 90 %, compatível com os sistemas naturais de tratamento de esgoto (MAILLER; MÈCHE; ROCHER, 2021; VON SPERLING, 2014b).

Por fim, o quarto cenário (C-04) refere-se ao modelo determinístico para encontrar as eficiências necessárias de remoção de coliformes termotolerantes, para que o enquadramento proposto para a bacia (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018), ilustrado na Figura 01, fosse alcançado, considerando a população de 2033. Os valores limites para que o curso d'água esteja em cada classe, são apresentados na Tabela 07.

Tabela 07 - Limites para Coliformes Termotolerantes em cada classe de enquadramento.

Parâmetro	Classe de enquadramento			
	1	2	3	4
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL) *	≤ 200	≤ 1.000	≤ 4.000	-

Nota: \* em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com periodicidade bimestral

Fonte: (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022)

### 3.8 Análise do impacto do enquadramento no licenciamento ambiental

No Brasil, em especial no estado de Minas Gerais, os Órgãos Ambientais licenciadores têm por regra não permitir novos lançamentos de efluentes (mesmo tratados) em cursos d'água onde a condição atual está fora da classe de enquadramento. Desta forma, no presente trabalho objetiva-se identificar os trechos de rios onde isso ocorre, para os quatro cenários estudados, onde não seria autorizada a implantação de empreendimento geradores de efluentes líquidos, que ali deveriam ser lançados.

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Resultados do modelo determinístico

Nesta abordagem, os dados de entrada do modelo foram fixos, sendo valores médios para as características dos esgotos sanitários e dos rios e os valores encontrados no processo de calibração para os coeficientes do modelo, conforme descrito nos itens 3.1 a 3.7.

Na Figura 4 são apresentadas as condições esperadas para a bacia, para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável Coliformes Termotolerantes, de acordo com as 4 classes de enquadramento.

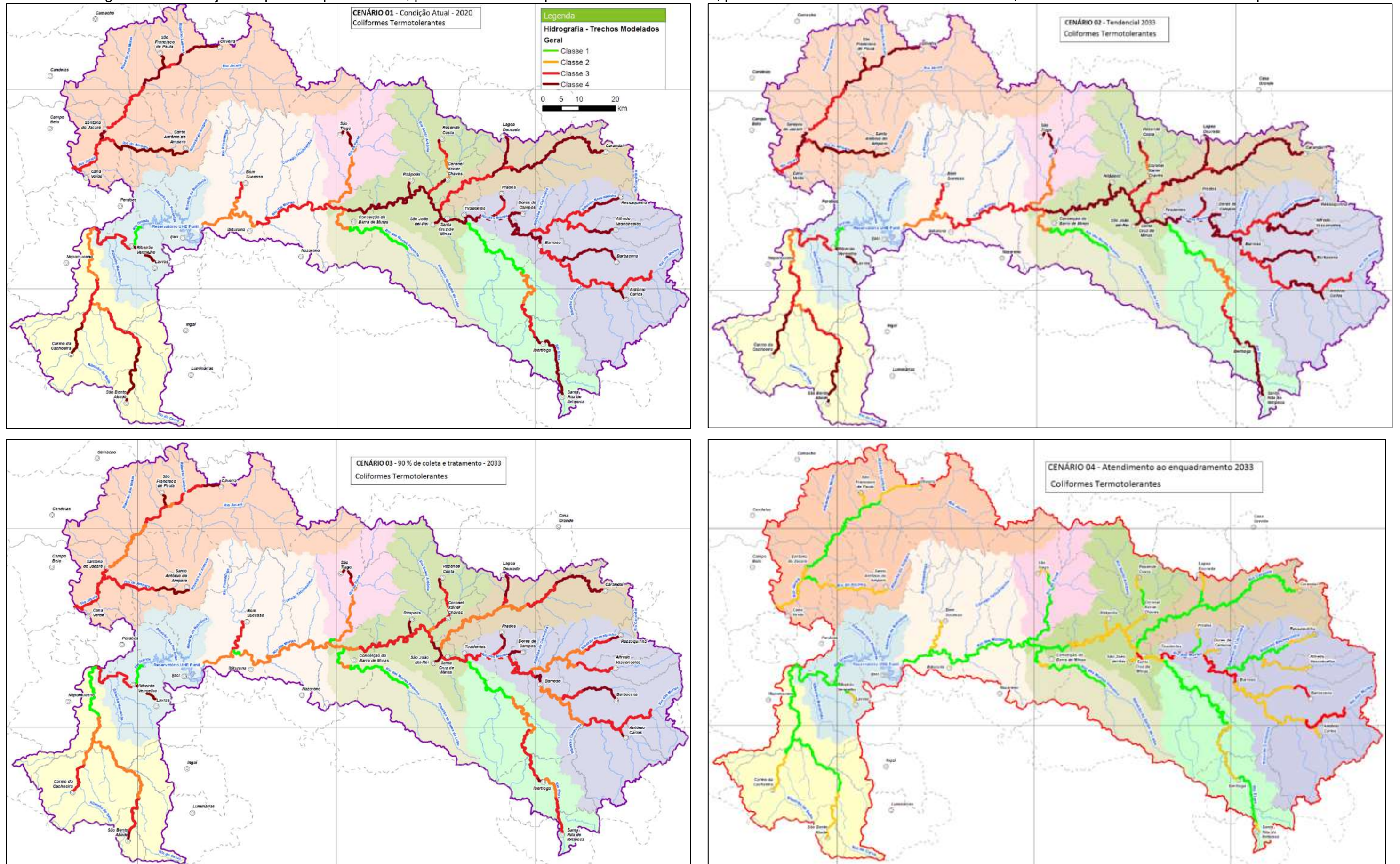
Podemos verificar, para os cenários 1 e 2, uma predominância da condição dos cursos d'água nas classes 3 e 4, sendo observado, quase que exclusivamente classe 4 logo a jusante dos pontos de lançamento de esgoto sanitário. Este fato traz especial preocupação sanitária, uma vez que torna não recomendável a utilização da água para usos mais nobres, tais como recreação de contato primário e irrigação de hortaliças que são consumidas cruas (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022).

Este é um reflexo direto do lançamento dos despejos sanitários municipais sem tratamento, ou com tratamento insuficiente, tornando a água imprópria para a maioria dos usos, do ponto de vista sanitário, por longas extensões.

Situação diferente ocorre somente nos trechos baixos de alguns cursos d'água, tais como Elvas, Pirapetinga, rio do Peixe e do Cervo, onde a grande área de drenagem e a distância do ponto de lançamento favorecem à melhoria da qualidade da água. Este fato mostra a importância da razão de diluição, que vêm com o aumento da vazão do curso d'água, e dos fenômenos de decaimento bacteriano na qualidade da água, devendo serem sempre fatores importantes a serem considerados na gestão dos recursos hídricos.

Uma melhora significativa pode ser observada no cenário 3, com o atendimento do marco legal do saneamento (BRASIL, 2020), sobretudo para o leito principal do rio das Mortes. Entretanto, esta melhora não é suficiente para atender ao enquadramento proposto para a bacia, e conseqüentemente, aos usos atuais e futuros da água (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018).

Figura 04 - Condições esperadas para a bacia, para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável Coliformes Termotolerantes, de acordo com as 4 classes de enquadramento.



Fonte: Do autor (2023).

Este fato comprova que, mesmo a universalização da coleta e tratamento de esgotos, caso não seja previsto tratamento terciário com desinfecção, não é suficiente, na grande maioria dos casos, para resguardar a qualidade dos corpos receptores, do ponto de vista de organismos indicadores de contaminação fecal. O tratamento secundário pode ser suficiente apenas em situações muito específicas, onde o temos baixa vazão de despejos e elevada vazão do corpo receptor, propiciando elevadas razões de diluição. Isto pode ser comprovado, por exemplo, pelo lançamento da sede urbana de Ibituruna no leito principal do rio das Mortes.

Conforme pode ser verificado na Tabela 8 e na Figura 5, o leito principal do rio das Mortes encontra-se, para os dois primeiros cenários, em sua grande parte, dentro das classes 3 e 4. A classe 2 aparece somente a jusante de Ibiturana, no baixo rio das Mortes, já próximo de sua foz junto ao lago do Funil. Estes dados vêm confirmar o que também já foi verificado por Amâncio et al. (2018), da qualidade microbiológica ruim da sub-bacia, afetada pela poluição difusa e, sobretudo, pela pontual (despejos domésticos).

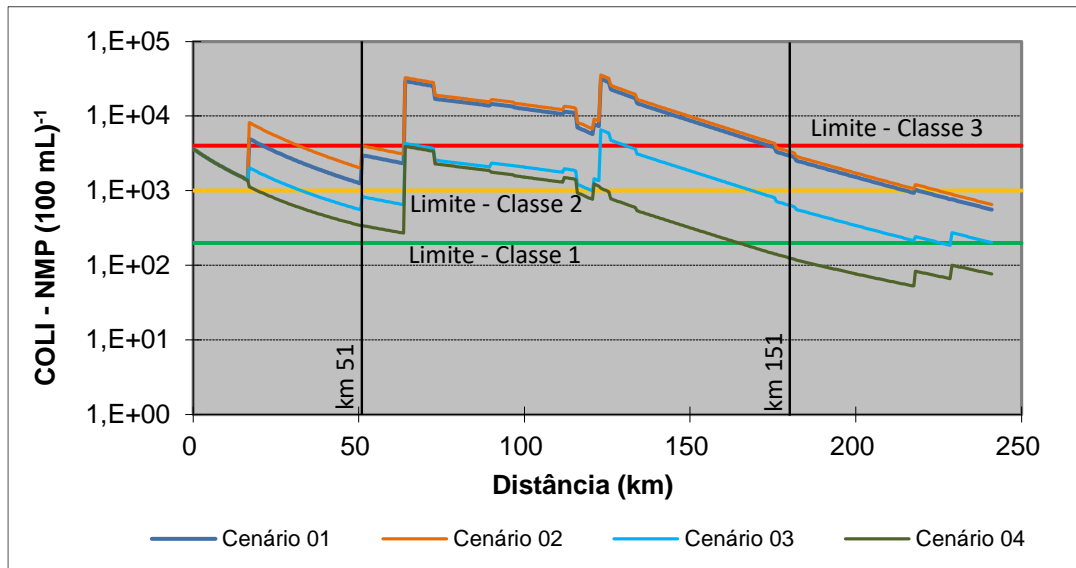
Tabela 08 - Percentual de extensão do leito principal do rio das Mortes dentro das classes de enquadramento para Coliformes Termotolerantes – Cenário 01.

Classe	Cenário			
	C - 01	C - 02	C - 03	C - 04
1	-	-	1,2	31,7
2	10,4	6,8	41,8	37,1
3	42,2	40,6	51,8	31,3
4	47,4	52,6	5,2	-

Fonte: Do autor (2023).

O leito principal do rio das Mortes é enquadrado (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018) entre o km 51 (confluência com o ribeirão Caieiros) e o km 181 (confluência com o rio do Peixe), na classe 3, sendo o restante classe 2.

Figura 05 - Perfis longitudinais, Coliformes Termotolerantes, para os 4 cenários estudados – rio das Mortes.



Fonte: Do autor (2023).

Para o cenário 03, que visa atender ao Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020), podemos verificar uma melhora significativa para o leito principal do rio das Mortes. O não atendimento ao enquadramento ocorreria somente em dois curtos trechos: logo a jusante do ribeirão bandeirinha (com os despejos de Antônio Carlos – km 17) e logo a jusante do ribeirão Água Limpa (com os despejos de São João Del Rei – km 123). Infelizmente, esta situação não se repete nos demais cursos d'água modelados na bacia, onde as ações propostas no Cenário 3 não serão suficientes para a atender ao enquadramento.

Na Tabela 9 são apresentados os trechos com situação em desacordo com o enquadramento proposto, de acordo com os cenários estudados.

Tabela 09 - Trechos com condição adversa do enquadramento proposto

Cidade	Curso d'água	Sub-bacia	Enq *	Condição de qualidade por Cenário			
				C-01	C-02	C-03	C-04
Antônio Carlos	Bandeirinha	ARM	2	4	4	4,3**	2
Barbacena	Caieiros	ARM	3	4	4	4,3	3,2
Ressaquinha	Ressaquinha	ARM	2	4,3	4,3	4,3,2	2,1
Dores de Campos	Patusca	ARM	2	4	4	4	2
Prados	Pinhão	ARM	2	4,3	4,3	4,3	2,1
Carandaí	Carandaí	CAR	2	4,3	4,3	4,3,2	2,1
Lagoa Dourada	Tanque Grande	CAR	2	4	4	4,3	2,1
São João Del Rei	Água Limpa	MRM	3	4	4	4	2
Resende Costa	Quilombo	MRM	2	4,3,2	4,3,2	4,3,2	2,1
Ritápolis	Paíol	MRM	2	4	4	4	2
Lavras	Ribeirão Vermelho	ABRG	2	4	4	4	2,1
São Bento Abade	Algodão / Cervo	CER	2	4,3,2	4,3,2	4,3,2,1	2,1
Carmo Cachoeira	Carmo / Salto	CER	2	4,3	4,3	3,2	2,1
Oliveira	Maracanã/Lambari	JAR	2	4,3	4,3	4,3,2	2,1
S. F. de Paula	Machadinha	JAR	2	4	4	4	2
S. A. do Amparo	Amparo	JAR	2	4,3	4,3	4,3	2,1

Nota: \* Enq = Classe de enquadramento

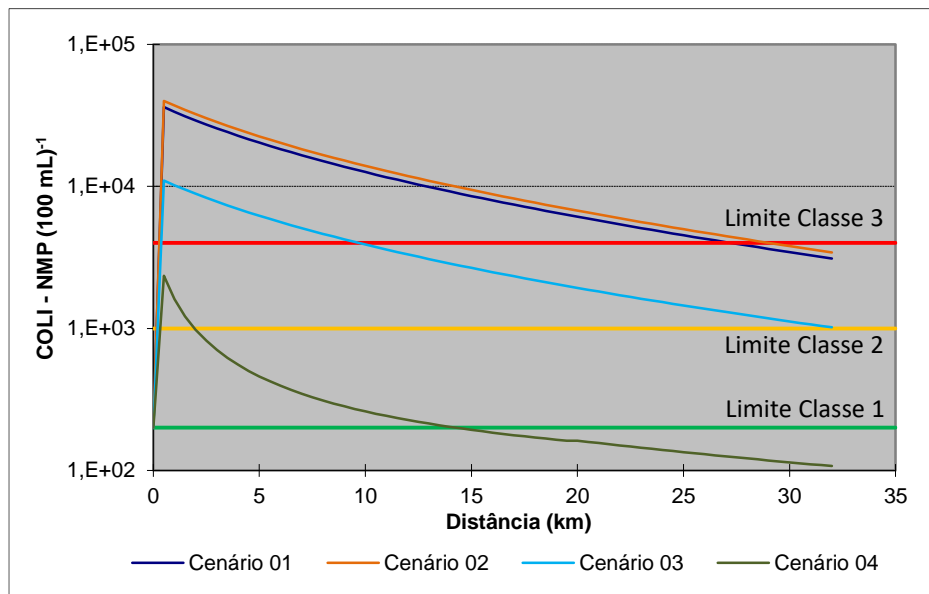
\*\* Um mesmo curso d'água pode ter diferentes classes ao longo de sua extensão

ARM = Alto rio das Mortes      CAR = Carandaí      MRM = Médio rio das Mortes  
 ABRG = Alto do baixo rio Grande      CER = Rio do Cervo      JAR = Rio Jacaré

Fonte: Do autor (2023).

A título de exemplo, na Figura 6 são apresentados os perfis longitudinais para o rio do Amparo, que recebe os esgotos sanitários do município de Santo Antônio do Amparo. Situação similar ocorre em todos os cursos d'água que recebem despejos sanitários próximo as suas cabeceiras, onde a vazão de diluição dos despejos é baixa. (No Apêndice F podem ser verificados os perfis longitudinais para todos os cursos d'água modelados).

Figura 06 - Perfis longitudinais, Coliformes Termotolerantes, para os 4 cenários estudados – rio do Amparo.



Fonte: Do autor (2023).

Podemos verificar que, no rio do Amparo, o atendimento ao enquadramento (classe 2) irá ocorrer somente no cenário 4. Nos cenários 1 e 2, quase toda a extensão do curso d'água estaria na classe 4. No cenário 3 teríamos classe 4 até próximo ao km 10 e classe 3 até a sua foz no rio Jacaré.

Conforme o exposto, a eficiência de 90% na remoção de Coliformes Termotolerantes, não é suficiente para atender ao enquadramento na grande maioria dos municípios. De acordo com os resultados da modelagem determinística, para C-04 (atendimento ao enquadramento), seriam necessárias as eficiências apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10 - Eficiência Mínima de Remoção de Coliformes para atendimento do enquadramento.

Município	Eficiência mínima		Município	Eficiência mínima	
	%	UN log		%	UN log
Alfredo Vasconcelos	99,99	4	Oliveira	99	2
Antônio Carlos	99,99	4	Prados	99,9	3
Barbacena	99,9	3	Resende Costa	99,9	3
Barroso	90	1	Ressaquinha	99,99	4
Bom Sucesso	99,99	4	Ribeirão Vermelho	90	1
Carandaí	99,9	3	Ritópolis	99,9	3
Carmo da Cachoeira	99	2	Santa Cruz de Minas	90	1
Conc. Barra de Minas	90	1	Santa Rita do Ibitipoca	99,9	3
Coronel Xavier Chaves	99	2	Santana do Jacaré	90	1
Dores de Campos	99,9	3	Santo Antônio do Amparo	99	2
Ibertioga	99,99	4	São Bento do Abade	99	2
Ibituruna	90	1	São Francisco de Paula	99,9	3
Ijaci	90	1	São João Del-Rei	99,9	3
Lagoa Dourada	99,9	3	São Tiago	99,9	3
Lavras	99,999	5	Tiradentes	90	1

Fonte: Do autor (2023).

Apenas os municípios de Barroso, Conceição da Barra de Minas, Ibituruna, Ijaci, Ribeirão Vermelho, Santana do Jacaré e Tiradentes não necessitariam de desinfecção para atender ao enquadramento, sendo que uma eficiência de remoção de coliformes termotolerantes, da ordem de 90 %, em um tratamento secundário, seria o suficiente. Alguns municípios, tais como Ibertioga e Ressaquinha necessitam de eficiências da ordem de 99,99 %. Já a sede urbana de Lavras precisaria de uma eficiência de 99,999 % para atender ao enquadramento de classe 2 do ribeirão Vermelho. Isto se deve, principalmente, ao posicionamento dos lançamentos de esgoto dentro da bacia, em regiões com maior ou menor área de drenagem e, conseqüentemente, com maior ou menor razão de diluição.

O enquadramento é feito de acordo com os usos preponderantes encontrados ou previstos na bacia, refletindo a qualidade da água necessária e, principalmente, desejada. Entretanto, ele deve ser feito de forma criteriosa, levando-se em conta critérios técnicos e principalmente econômicos relacionados ao tratamento dos esgotos sanitários, sob pena de impor pesados fardos aos municípios (principalmente menores) e às companhias de saneamento. Um exemplo é o pequeno município de

Ressaquinha, que precisaria de 99,99 % de eficiência de remoção de coliformes, além da universalização da coleta e tratamento dos esgotos, para atender ao enquadramento. Deve-se avaliar caso a caso, tendo em vista os usos reais e necessários de cada trecho, bem como os lançamentos existentes de despejos e as capacidades econômicas de cada município. Caso seja necessário, os usos podem ser revistos ou mesmo criadas metas intermediárias. Isto é de fundamental importância no Brasil e demais países em desenvolvimento, onde os investimentos em saneamento são bastante limitados.

#### **4.2 Resultados do modelo probabilístico / análise de incerteza**

Neste item serão apresentados os resultados da modelagem probabilística. Foram gerados perfis longitudinais para todas as simulações feitas, criando gráficos de bandas de incerteza (BRUM et al., 2022). Por limitações técnicas do excel, para estes gráficos, foram apresentados os perfis somente para as primeiras 250 simulações (de 1000 simulações Monte Carlo).

No cálculo da probabilidade (P) de atendimento ao enquadramento, utilizou-se a Equação 10.

$$P = (\text{número de simulações que atenderam ao padrão} / 1000) * 100 \quad (10)$$

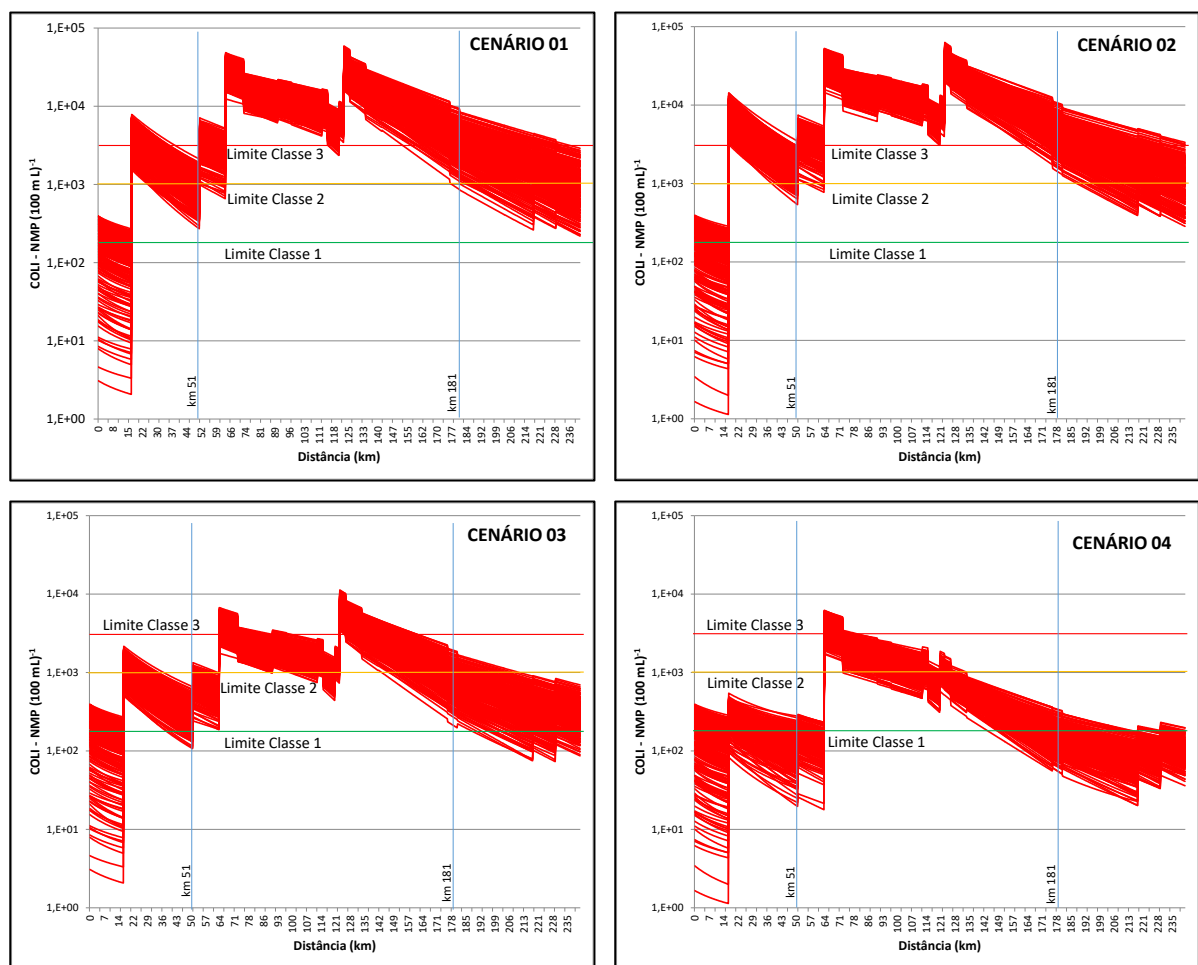
A legislação ambiental brasileira (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS 2008), de maneira geral, não trata o padrão de lançamento e o atendimento ao enquadramento de forma probabilística. As análises são feitas, geralmente, em termos absolutos, como atendimento e não atendimento. Também não foram encontradas referências bibliográficas que orientassem valores aceitáveis para a probabilidade de atendimento ao enquadramento. Desta forma, cabe ao gestor dos recursos hídricos, baseado na sua realidade e nos riscos a que está disposto a assumir, definir a probabilidade de atendimento ao enquadramento em que irá trabalhar. Encontra-se aqui uma interessante lacuna do conhecimento a ser preenchida em estudos futuros.

No caso específico da variável Coliformes Termotolerantes, a legislação (MINAS GERAIS, 2022) determina que o limite da classe não deverá ser excedido em pelo menos 80 % de, no mínimo, 6 amostras anuais, com frequência bimestral. Desta forma, na falta de outras referências, pode-se assumir que a probabilidade de

atendimento ao enquadramento, para este parâmetro em questão, será aceitável se for de pelo menos 80 %.

Nas Figuras 7 e 8, respectivamente, são apresentados os gráficos de bandas de incerteza, para os perfis longitudinais de Coliformes Termotolerantes, ao longo do leito principal do rio das Mortes e rio do Amparo. (Os demais gráficos de bandas de incerteza são apresentados no Apêndice G).

Figura 07 - Gráficos de bandas de incerteza para o rio das Mortes – Coliformes Termotolerantes.



Fonte: Do autor (2023)

Podemos verificar que, até o km 17, onde recebe o ribeirão Bandeirinha, com os esgotos de Antônio Carlos, a probabilidade (P) de atendimento da Classe 2 é de 100 %, para os quatro cenários estudados. Depois deste primeiro lançamento significativo de esgotos sanitários, o atendimento ao enquadramento fica comprometido, para os três primeiros cenários, mas principalmente para os dois

primeiros, onde a probabilidade de atendimento ao enquadramento, logo depois da confluência, é nula. Para o terceiro cenário, essa probabilidade é de cerca de 50 %.

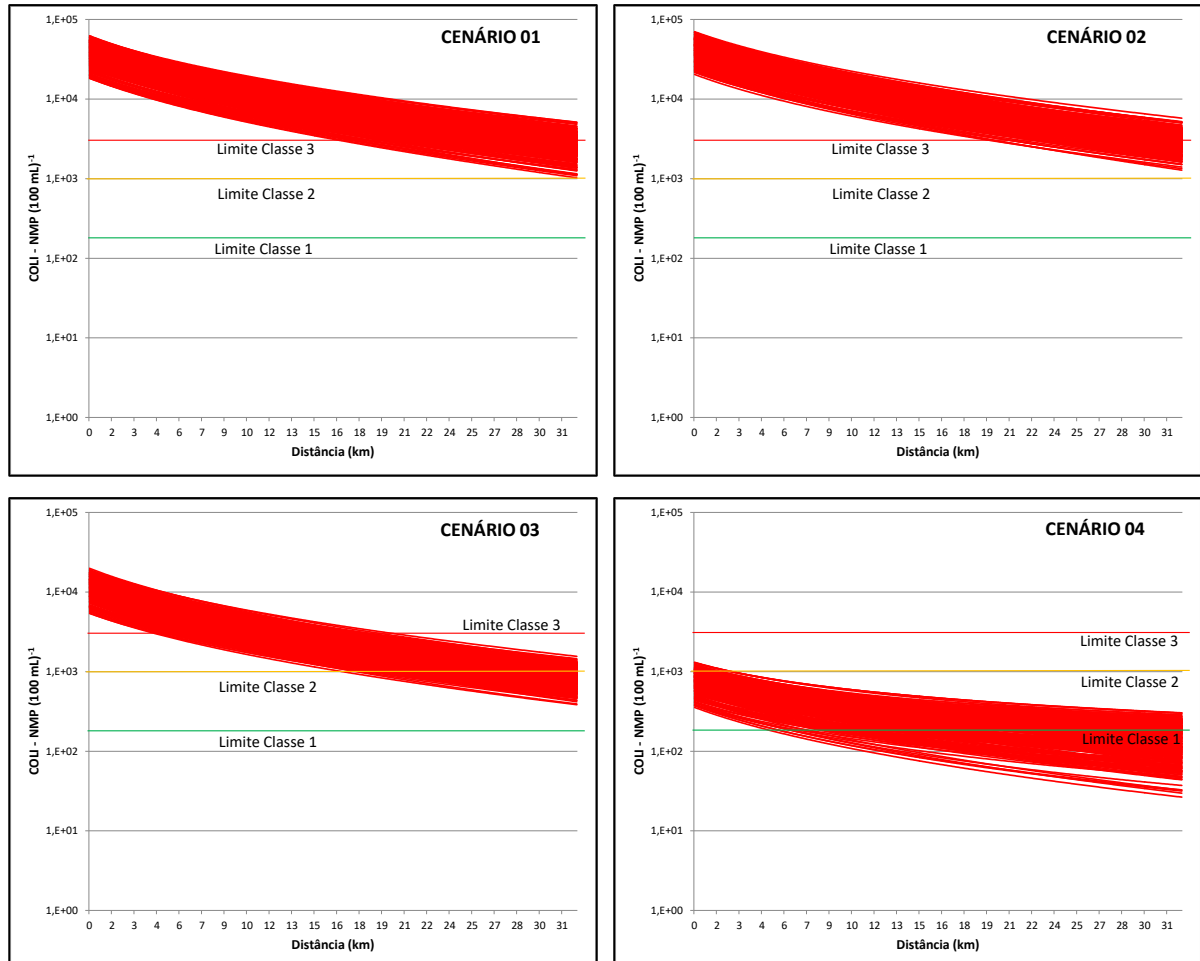
A probabilidade de atendimento ao enquadramento vai variando para jusante, na medida em que os fenômenos relacionados ao decaimento bacteriano vão ocorrendo e novos lançamentos de esgoto sanitário são feitos. Um pouco a jusante, logo depois da confluência com o ribeirão Caieiros, trazendo os esgotos de Barbacena, as probabilidades de atendimento são de aproximadamente 60 % para C-01 e C-02 e de 100 % para C-03.

De maneira geral, as probabilidades de atendimento ao enquadramento para os cenários 01 e 02 são praticamente nulas, com alguns curtos trechos onde existe alguma probabilidade de atendimento.

Com relação a C-03, podemos verificar que não será o suficiente para toda a extensão do rio das Mortes. Logo na confluência com o Bandeirinha (km 17), a probabilidade de atendimento é de somente 32,8 %. Já no km 64, onde recebe o esgoto de Barroso, a probabilidade de atendimento é de somente 44,5 %. Na confluência com o ribeirão Água Limpa, com os despejos de São João Del Rei, a probabilidade de atendimento é de somente 6,7 %. Desta forma, as eficiências de tratamento para os Municípios de Antônio Carlos, Barroso e São João Del Rei deveriam ser maiores. Logo depois da confluência com o rio do Peixe a probabilidade é de 76,1 %.

Já no cenário 04, temos 100 % de probabilidade de atendimento para quase toda a extensão do rio das Mortes. A única exceção está logo a jusante da sede urbana de Barroso, onde a probabilidade de atendimento é de 57,1 %, mas que volta a ser de 100 % apenas 9 km a jusante.

Figura 08 - Gráfico de bandas de incerteza para o rio do Amparo – Coliformes Termotolerantes.



Fonte: Do autor (2023).

Para o rio do Amparo, que recebe os despejos da sede urbana de Santo Antônio do Amparo, a probabilidade de atendimento ao enquadramento (classe 2) é nula, nos dois primeiros cenários, em toda a sua extensão. No cenário 3, começa a existir alguma probabilidade de atendimento a partir do km 15,6, chegando a 50 % no km 28,9 e ao máximo de 70,2 % em sua foz, no km 32.

Já para o cenário 4, temos 89,1 % logo a jusante do ponto de lançamento, atingindo 100 % a 2,65 km a jusante.

Na Tabela 11 é apresentado um resumo dos resultados do modelo probabilístico, para todos os cursos d'água modelados, de acordo com cada cenário.

Tabela 11 - Resumo dos resultados do modelo probabilístico.

Curso d'água	Cenário 01			Cenário 02			Cenário 03			Cenário 04		
	P	km 50%	km 100%	P	km 50%	km 100%	P	km 50%	km 100%	P	km 50%	km 100%
Bacia do Alto Rio das Mortes												
Bandeirinha	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	-	-	80.0	-	-
Caieiros	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	13.0	-	83.3	-	1.4
Loures	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	17.2	-	52.7	-	12.9
Ressaquinha	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	13.2	-	87.0	-	1.4
Patusca	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	-	-	100.0	-	-
Pinhão	0.0	7.7	-	0.0	8.2	-	0.0	8.2	-	100.0	-	-
Bacia do rio das Mortes Pequeno (Barba de Lobo)												
Barba de Lobo	100	-	-	100	-	-	100	-	-	100.0	-	-
Médio rio das Mortes												
Água Limpa	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	-	-	100.0	-	-
Quilombo	0.0	7.7	14.9	0.0	9.2	-	0.0	14.8	-	100.0	-	-
Paíol	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	-	-	100.0	-	-
Bacia do rio Elvas												
Elvas	0.0	27.6	51.5	0.0	29.4	55.5	0.0	7.3	48.7	100.0	-	-
Bacia do Baixo do Alto rio Grande												
Rib.Vermelho	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	-	-	100.0	-	-
Rio Grande	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	-	-	100.0	-	-
Bacia do rio Jacaré												
Jacaré	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	14.5	49.4	10.6	1.5	2.6
Machadinha	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	-	-	100.0	-	-
Amparo	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	28.9	-	89.1	-	2.7
Bacia do rio do Peixe												
Sujo/Peixe	0.0	9.0	34.6	0.0	10.7	-	0.0	9.0	13.4	100.0	-	-
Baixo rio das Mortes												
Pirapetinga	19.6	8.1	-	15.2	9.9	-	15.2	9.9	-	82.7	-	5.6
Bacia do rio Carandaí												
Carandaí	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	43.3	-	100.0	-	-
Tanque Grande	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	-	-	97.9	-	0.8
Bacia do rio do Cervo												
Algodão/Cervo	0.0	27.9	-	0.0	32.3	-	0.0	12.1	23.0	37.2	0.7	2.0
Salto	0.0	-	-	0.0	-	-	0.0	9.0	-	100.0	-	-

P = Probabilidade de atendimento ao enquadramento a jusante do ponto de mistura (50m)

km 50% = Distância necessária para que ocorra 50 % de probabilidade de atendimento

km 100% = Distância necessária para que ocorra 100 % de probabilidade de atendimento

( - ) A distância do curso d'água não é suficiente

Fonte: Do autor (2023).

Podemos verificar que a probabilidade de atendimento ao enquadramento, para C-01 e C-02, com exceção do rio Barba de Lobo, é nula para todos os cursos d'água, o que mostra a péssima qualidade das águas do ponto de vista sanitário. Na medida em que ocorrem os fenômenos relacionados ao decaimento bacteriano, a situação melhora para jusante. Os cursos d'água Pinhão, Quilombo, Elvas, Sujo, Pirapetinga e Algodão chegam a ter 50 % de probabilidade de atendimento alguns quilômetros a jusante. Apenas os cursos d'água Quilombo, Elvas e Sujo, devido à grande extensão, conseguem chegar a 100 % de probabilidade de atendimento. O rio Barba de Lobo apresenta ótima qualidade sanitária, mesmo recebendo os despejos de Conceição da Barra de Minas, que trata somente 71,8 % do esgoto sanitário, sem desinfecção, devido a sua grande capacidade de diluição, o que não ocorre no restante dos cursos d'água. A  $Q_{7,10}$  no ponto de lançamento é de  $2.360 \text{ L s}^{-1}$ , para um lançamento de esgotos atual de  $1,8 \text{ L s}^{-1}$ , o que dá uma razão de diluição de 1.311 vezes. No cenário 2 podemos verificar uma piora na situação, com o aumento das distâncias para ocorrer a depuração dos cursos d'água.

No cenário 3, onde considera-se 90 % do esgoto coletado e tratado, entretanto sem desinfecção, vemos que logo a jusante dos pontos de lançamento a situação de não atendimento ao enquadramento não se altera, com probabilidade nula de atendimento igual aos dois primeiros cenários. A melhora na qualidade das águas pode ser verificada somente a jusante, diminuindo a distância necessária para 50% e 100% de probabilidade de atendimento ao enquadramento. Entretanto, mesmo neste cenário, alguns cursos d'água não possuem distância suficiente.

No cenário 4, onde considerou-se a desinfecção, com as eficiências apresentadas na Tabela 10, temos 100 % de probabilidade de atendimento ao enquadramento, logo a jusante do ponto de lançamento, na grande maioria dos cursos d'água modelados. Alguns cursos d'água, apresentam probabilidade de atendimento superior a 80%, que chega a 100 % um pouco a jusante, como é o caso dos rios Caieiros, Ressaquinha, Amparo, Tanque Grande e Pirapetinga. Mesmo neste cenário, alguns cursos d'água apresentaram baixa probabilidade de atendimento, logo a jusante do ponto de mistura: Loures (esgoto de Alfredo Vasconcelos), Maracanã (esgoto de Oliveira) e Algodão (esgoto de São Bento do Abate), indicando a necessidade de aumento das eficiências propostas na Tabela 10 ou a implantação de emissários de esgoto tratado, visando realizar o lançamento mais a jusante, onde a razão de diluição seria maior.

Situação interessante ocorre com o córrego do Quilombo, que recebe os despejos da sede urbana de Resende Costa. No cenário 3, os resultados para a qualidade da água estão piores do que nos cenários 1 e 2. Vemos que, com 90 % de coleta e tratamento de esgotos, a distância necessária para 50 % de probabilidade de atendimento ao enquadramento é de 14,8 km, contra 7,7 km e 9,2 km nos dois primeiros cenários. Isto se deve ao fato de que, nos dois primeiros cenários, existe somente 39,4 % de coleta de esgotos, sendo que o restante é disposto em sistemas do tipo fossa/sumidouro, não sendo lançados diretamente no córrego. Já no cenário 3, considera-se 90 % de coleta.

De maneira geral, os resultados probabilísticos vieram a confirmar o modelo determinístico, também mostrando a precária qualidade atual da água, em termos de coliformes termotolerantes, bem como a ineficácia do Novo Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020) em atender ao enquadramento dos cursos d'água da bacia, o que só será alcançado com o tratamento terciário, com desinfecção, na grande maioria dos municípios.

#### **4.3 Análise do impacto do enquadramento no licenciamento ambiental**

Constatou-se que a condição atual da bacia (C-01), bem como os cenários 2 e 3, apresentam qualidade das águas, em termos de coliformes termotolerantes, em desacordo com o enquadramento proposto (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018), na grande maioria dos trechos modelados. Esses trechos são problemáticos para o licenciamento ambiental de empreendimentos geradores de efluentes líquidos, não sendo autorizado, por parte do Órgão Ambiental Estadual, o lançamento de novos despejos, até que o atendimento do enquadramento seja estabelecido.

Esta é uma questão bastante delicada, pois a legislação (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022) estabelece que os lançamentos de efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características adversas à classe em que ele foi enquadrado. Entretanto, não há qualquer indicação de como proceder quando a classe já se encontra violada a montante do ponto de lançamento. O entendimento, para a grande maioria dos analistas do Órgão Ambiental, é de que nessas condições, novos lançamentos de efluentes não podem ser autorizados. Este fato traz diversos inconvenientes para empreendimentos geradores de efluentes líquidos localizados próximos a cursos d'água nesta situação.

#### 4.4 Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade foi realizada para todas as simulações do modelo, apresentando resultados ligeiramente diferentes para cada curso d'água estudado. A título de exemplo, na Tabela 12 são apresentados os resultados para o rio Elvas. (Os resultados da análise de sensibilidade para todos os cursos d'água modelados são apresentados no Apêndice H).

Tabela 12 - Análise de sensibilidade para a modelagem do rio do Elvas.

Variável	Símbolo	Valor de "p"	Importante
Esgoto Sanitário			
Vazão	Q e	4,14x10 <sup>-4</sup>	SIM
Coliformes Termotolerantes	Coli e	7,54x10 <sup>-3</sup>	SIM
Corpo receptor a montante do lançamento			
Vazão	Q r	0,105	NÃO
Coliformes Termotolerantes	Coli r	0,122	NÃO
Ao longo do corpo receptor			
Velocidade	V r	3,19x10 <sup>-3</sup>	SIM
Temperatura	T r	3,86x10 <sup>-54</sup>	SIM
Coeficiente do modelo			
Decaimento bacteriano	K <sub>b</sub>	3,09x10 <sup>-7</sup>	SIM

Fonte: Do autor (2023).

Foi feita a análise de sensibilidade para todos os cursos d'água estudados, sendo que, de maneira geral, o modelo foi sensível às variáveis:

- Vazão e Coliformes Termotolerantes no esgoto bruto;
- Velocidade e temperatura do rio;
- Coeficiente de decaimento bacteriano – K<sub>b</sub>.

Devido à alta concentração de coliformes termotolerantes no esgoto bruto, o modelo mostrou-se bastante sensível a esta variável, bem como à vazão dos despejos (VON SPERLING, 2014<sup>a</sup>; VON SPERLING; VON SPERLING, 2013). A velocidade de escoamento do corpo receptor também desempenha importante papel, pois condicionada a distância em que a decomposição necessária dos microrganismos irá ocorrer. Já a temperatura, conjuntamente com o coeficiente de decomposição bacteriana – K<sub>b</sub>, condiciona a velocidade com que a cinética de decaimento irá ocorrer

(BATISTA; HARARI, 2016; SILVA; RAMOS; BERNARDES, 2021). Pela análise de sensibilidade, conclui-se pela extrema importância de um monitoramento sistemático na bacia, principalmente para a caracterização quantitativa e qualitativa do esgoto bruto. Também são importantes pesquisas no sentido de se diminuir a incerteza na definição do coeficiente  $K_b$ .

## 5. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- a) a análise conjunta do modelo determinístico e probabilístico adotado mostrou-se uma ferramenta aplicável para a gestão de bacias hidrográficas, principalmente para o Brasil e demais países em desenvolvimento, onde a universalização da coleta e do tratamento de esgotos sanitários ainda não é uma realidade, em razão da relativa simplicidade de aplicação;
- b) a situação atual da bacia, em termos de coliformes termotolerantes, é preocupante, pois a quase totalidade dos cursos d'água modelados, na maior parte de sua extensão, encontra-se fora da classe de enquadramento. Isto traz implicações sanitárias muito sérias, uma vez que os usos atuais e futuros das águas da bacia ficam comprometidos, em virtude dos riscos de doenças de veiculação hídrica. A projeção para o ano de 2033, sem a previsão de intervenções na bacia, agrava ainda mais o panorama, devido ao crescimento populacional;
- c) as ações propostas no Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020), que, apesar de prever a obrigatoriedade de 90% de coleta e tratamento de esgotos, para todos os municípios, não são suficientes para garantir o atendimento do enquadramento. Este estudo mostrou que o atendimento ao enquadramento, para a variável coliformes termotolerantes, só será alcançado com a implantação do tratamento terciário, com desinfecção, na maioria esmagadora dos municípios, o que não está previsto explicitamente na legislação.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. **Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos - SNIRH**. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>>. Acesso em: 3 jan. 2022.
- ALEGBELEYE, O. O.; OPEOLU, B. O.; JACKSON, V. A. Investigation into the bacterial pollution levels at various sites along the Diep and Plankenburg river systems, 3 Western Cape, South Africa. **Water Science and Technology**, v. 73, n. 11, p. 2590–2599, 27 maio 2016.
- ALMEIDA, F. A. **Estudo de decaimento bacteriano em lagoas do Estado do Rio de Janeiro**. 10 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária - Manaus. **Anais...Rio de Janeiro**: FEEMA, 1979.
- AMÂNCIO, D. V. et al. Qualidade da água nas sub-bacias hidrográficas dos rios Capivari e Mortes, Minas Gerais. **Scientia Agraria**, v. 19, n. 1, p. 75, 10 abr. 2018.
- ANA. **Implementação do enquadramento em bacias hidrográficas no Brasil; Sistema nacional de informações sobre recursos hídricos – Snirh no Brasil: arquitetura computacional e sistêmica**. Brasília: Caderno de Recursos Hídricos 6 - Agência Nacional de Águas - ANA, 2009.
- ANDERSSON, K.; OTOO, M.; NOLASCO, M. Innovative sanitation approaches could address multiple development challenges. **Water Science and Technology**, v. 77, n. 4, p. 855–858, 28 fev. 2018.
- ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control**. New York: Marcel Dekker, 1981.
- ASHOURI, M. J.; RAFEI, M. Analysis of asymmetries in air pollution with water resources, and energy consumption in Iran. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 18, p. 17590–17601, 2018.
- BATISTA, S. S.; HARARI, J. Modelagem da dispersão de coliformes termotolerantes e enterococos em duas enseadas na região costeira de Ubatuba (SP), Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 403–413, 21 nov. 2016.
- BECK, M. B. Water quality modeling: a review of the analysis of uncertainty. **Water Resources Research**, v. 23, n. 8, p. 1393–1442, 1987.
- BELLO, A.-A. D.; HANIFFAH, M. R. M. Modelling the effects of urbanization on nutrients pollution for prospective management of a tropical watershed: A case study of Skudai River watershed. **Ecological Modelling**, v. 459, p. 109721, nov. 2021.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 - classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento**. BRASIL: Diário Oficial da União, 2005.

BRASIL. **Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020 - marco legal do saneamento básico**. Brasília: Diário Oficial da União, 2020.

BROWN, L.; BARNWELL, T. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual**. Athens: US Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Environmental Research Laboratory, 1987.

BRUM, M. et al. Analysis of a probabilistic approach for modelling and assessment of the water quality of rivers. **Journal of Hydroinformatics**, v. 24, n. 4, p. 783–797, 2022.

BUI, H. H. et al. Integration of SWAT and QUAL2K for water quality modeling in a data scarce basin of Cau River basin in Vietnam. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 2, p. 210–223, abr. 2019.

CBH-GD2. **Deliberação Normativa CBH GD2 Nº 22, de 13 de agosto de 2018. Enquadramento dos corpos de água da Bacia Hidrográfica do Rio das Mortes - UPGRH GD2**. São João Del Rei: Comitê da Bacia Hidrográfica do rio das Mortes, 2018.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. [s.l.] Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001.

COSTA, D. DE A. **O enquadramento de recursos hídricos como estratégia para melhoria da qualidade da água: o caso do rio piabanha/RJ**. [s.l.] Tese (Doutorado em Planejamento Estratégico) - Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), 2021.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, p. 232–245, 31 ago. 2011.

DE MENEZES, J. P. C.; DE OLIVEIRA, L. F. C.; SALLA, M. R. Incertezas sobre a modelagem matemática de qualidade da água em curso de água Urbano. **Ciencia y Engenharia/ Science and Engineering Journal**, v. 25, n. 2, p. 1–8, 2016.

DE OLIVEIRA FILHO, A. A.; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio poti em teresina (PI). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 3–14, 6 jul. 2018.

EPA, U. S. E. P. A. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS**. Athens: EPA, 1987.

FAN, C.; WANG, W.; LIU, K. F. Sensitivity analysis and water quality modeling of a tidal river using a modified Streeter-Phelps equation with HEC-RAS-calculated hydraulic characteristics. **Environ Model Assess**, v. 17, p. 639–651, 2012.

FERREIRA, M. M. et al. Systematic review of the last 20 years of research on decentralized domestic wastewater treatment in Brazil: State of the art and potentials. **Water Science and Technology**, v. 84, n. 12, p. 3469–3488, 2021.

GOMES, S. H. R. et al. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 2, p. 275–285, 1 mar. 2018.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censos demográficos dos anos de 2000 e 2010**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 3 jan. 2022.

IGAM, I. M. DE G. DAS Á.-. **Monitoramento de Qualidade das Águas Superficiais**. Disponível em: <<http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/416>>. Acesso em: 3 jan. 2022.

IGAM, I. M. DE G. DAS Á. –. **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio das Mortes**. Belo Horizonte: IGAM, 2013.

KAUFMAN, D. E. et al. Supporting cost-effective watershed management strategies for Chesapeake Bay using a modeling and optimization framework. **Environmental Modelling and Software**, v. 144, n. July, p. 105141, 2021.

KHORASHADI ZADEH, F. et al. A fast and effective parameterization of water quality models. **Environmental Modelling and Software**, v. 149, n. January, p. 105331, 2022.

KOO, H. et al. A global sensitivity analysis approach for identifying critical sources of uncertainty in non-identifiable, spatially distributed environmental models: A holistic analysis applied to SWAT for input datasets and model parameters. **Environmental Modelling & Software**, v. 127, p. 104676, maio 2020.

KROESE, D. P. et al. Why the Monte Carlo method is so important today. **WIREs Computational Statistics**, v. 6, n. 6, p. 386–392, 20 nov. 2014.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoring and modeling of water quality in a semiarid watershed. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 125–135, 1 jan. 2018.

LIU, L.; ZHANG, X.; LYU, Y. Performance comparison of sewage treatment plants before and after their upgradation using emergy evaluation combined with economic analysis: A case from Southwest China. **Ecological Modelling**, v. 472, p. 110077, out. 2022.

MACHADO, E. S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. DE C. A. Comments on the water quality classification of water bodies. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 261–269, 2019.

MADANI, M. et al. Microbial modelling of Lake St. Clair: Impact of local tributaries on

the shoreline water quality. **Ecological Modelling**, v. 458, p. 109709, out. 2021.

MAILLER, R.; MÈCHE, P.; ROCHER, V. What removals of pathogen indicators can be expected within large-scale wastewater treatment facilities in the context of wastewater reuse in Paris conurbation? **Water Science and Technology**, v. 83, n. 4, p. 781–791, 15 fev. 2021.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. New York: McGraw-Hill, 1991.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. Padrão de Lançamento de efluentes**. Minas Gerais: Diário Oficial de Minas Gerais, Cap. V, Artigo 29, 2008.

MINAS GERAIS. **DELIBERAÇÃO NORMATIVA CERH nº 59, de 13 de dezembro de 2018. Enquadramento dos corpos de água da Bacia Hidrográfica do Rio das Mortes - UPRH GD2**. Minas Gerais: Diário Oficial de Minas Gerais, 2018.

MINAS GERAIS. **DELIBERAÇÃO NORMATIVA CONJUNTA COPAM-CERH/MG Nº 8, DE 21 DE NOVEMBRO DE 2022. Enquadramento e Padrão de lançamento de efluentes**. Minas Gerais: Diário Oficial de Minas Gerais, 2022.

PUJOL-VILA, F. et al. Portable and miniaturized optofluidic analysis system with ambient light correction for fast in situ determination of environmental pollution. **Sensors and Actuators B: Chemical**, v. 222, p. 55–62, jan. 2016.

QUIJANO, J. C. et al. Three-dimensional model to capture the fate and transport of combined sewer overflow discharges: A case study in the Chicago Area Waterway System. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 362–373, jan. 2017.

SALTELLI, A. et al. Sensitivity analysis: A discipline coming of age. **Environmental Modelling and Software**, v. 146, n. October, p. 105226, 2021.

SILVA, S. C.; RAMOS, M. L. G.; BERNARDES, R. S. WETLANDS CONSTRUÍDOS COM MEIO SUPORTE DE SOLO NA REMOÇÃO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES DE ESGOTOS DOMÉSTICOS. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 9, n. 1, p. 32, 26 abr. 2021.

SNIS. Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto - Visão Geral Ano de Referência 2021. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS**, p. 1–91, 2022.

SOARES, L. M. V.; CALIJURI, M. C. Sensitivity and identifiability analyses of parameters for water quality modeling of subtropical reservoirs. **Ecological Modelling**, v. 458, p. 109720, out. 2021.

SPEAR, R. Eutrophication in peel inlet—II. Identification of critical uncertainties via generalized sensitivity analysis. **Water Research**, v. 14, n. 1, p. 43–49, 1980.

SRIKRISHNAN, V.; KELLER, K. Small increases in agent-based model complexity

can result in large increases in required calibration data. **Environmental Modelling and Software**, v. 138, n. February, p. 104978, 2021.

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 Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275–288, set. 2013.

THOMANN, R. V; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & Row Publishers, 1987.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA - UFV. **Hidrotec**. Disponível em: <<http://www.hidrotec.ufv.br/>>. Acesso em: 9 maio. 2022.

VON SPERLING, M. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014a.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014b.

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 Science and Technology**, v. 67, n. 11, 2013.

WHITE, J. T. et al. Towards improved environmental modeling outcomes: Enabling low-cost access to high-dimensional, geostatistical-based decision-support analyses. **Environmental Modelling & Software**, v. 139, p. 105022, maio 2021.

## **ARTIGO 02 - ESTIMATIVA DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DAS VERTENTES DO RIO GRANDE – BRASIL EM DIFERENTES CENÁRIOS: MODELAGEM DETERMINÍSTICA E PROBABILÍSTICA DAS VARIÁVEIS DBO E OD UTILIZANDO O QUAL-UFMG**

### **RESUMO**

Objetivou-se estimar a qualidade de cursos d'água da unidade de planejamento GD-2 (vertentes do rio Grande), em quatro diferentes cenários de saneamento, utilizando modelagem determinística e probabilística. Considerando os lançamentos de esgoto dos 30 municípios, variáveis DBO e OD e cenários atual (C-01), e em 2033 sem melhoria das condições de saneamento (C-02), com atendimento do novo Marco de Saneamento (C-03) ou alcançando a qualidade prevista no enquadramento (C-04), fez-se as simulações utilizando planilhas do excel, empregando o modelo Qual – UFMG e as simulações Monte Carlo. Observou-se que em trechos de rio de maior vazão, ocorreu o atendimento das condições previstas no enquadramento. Por outro lado, em rios menos caudalosos, nem com 90% de coleta e tratamento previsto no novo Marco de Saneamento, essa condição seria alcançada. Para o quarto cenário, verificou-se a necessidade de alcançar eficiências pouco factíveis, requerendo a adoção de outras medidas discutidas no trabalho.

Palavras-chave: Poluição da água. Tratamento de esgoto. Autodepuração. Modelagem matemática.

### **ABSTRACT**

The objective of this study was to estimate the quality of watercourses in the planning unit GD-2 (Rio Grande slopes) in four different sanitation scenarios using deterministic and probabilistic modelling. This research considered the discharge of sewage from the 30 municipalities, the variables BOD and OD, the current scenario (C-01), future trend scenario (C-02), compliance with the Legal Framework for Sanitation (C-03), and achieving the quality predicted in the framework (C-04). The simulations were performed using the Qual-UFMG model and Monte Carlo simulations. In stretches of river with higher flow, the conditions foreseen in the framework were met. However, in rivers with a lower flow, not even with 90% of sewage collection and treatment, provided for in the Legal Framework for Sanitation, this condition would be reached. In C-04 there was a need to achieve efficiencies that were not feasible, requiring the adoption of other measures discussed in the study.

Key words: Water pollution. Sewage treatment. Self-purification. Mathematical modeling.

## 1. INTRODUÇÃO

O Brasil é um país com dimensões continentais, possuindo uma população aproximada de 213,3 milhões de habitantes (IBGE, 2022). Possui também a maior disponibilidade de recursos superficiais de água doce do mundo, podendo-se citar como a sua principal bacia hidrográfica a bacia amazônica (ANA, 2009). No entanto, apesar dessa riqueza, também já são observados conflitos de uso, seja por questões quantitativas, como demanda versus distribuição desigual no território, além das alterações do regime hidrológico em função das mudanças climáticas; quanto por escassez qualitativa, que é agravada pelo lançamento de efluentes líquidos sem tratamento ou em nível insuficiente, que implica em alterações na sua qualidade, podendo tornar pouco viável financeiramente o aproveitamento do recurso para usos mais nobres (ASHOURI; RAFEI, 2018; SALLA et al., 2013). Esse um é problema mundial, porém é principalmente observado nos países em desenvolvimento, com importantes consequências socioeconômicas e ambientais (PUJOL-VILA et al., 2016).

### 1.1 Cobertura dos serviços de esgotamento sanitário no Brasil

Segundo o Diagnóstico Temático de Serviços de Água e Esgoto (SNIS, 2021), apenas 63,2% do esgoto gerado no Brasil é coletado, sendo que o percentual de tratamento é ainda menor, de 50,8%, com atendimento desigual entre os grandes centros urbanos (maiores porcentagens) e municípios de menor porte (baixo atendimento da população) (SNIS, 2021). Como principais consequências do tratamento insuficiente, pode-se citar a depleção dos níveis de oxigênio dissolvido (OD), elevação da turbidez e liberação de odores, afetando a comunidade aquática e que estão relacionados com o despejo de matéria orgânica, representada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (MATOS et al., 2017; VON SPERLING, 2014b). Deve-se então utilizar de meios para fiscalização e controle do lançamento de esgotos, como a modelagem, discutida a seguir, além de contar com metas definidas pelos órgãos competentes.

Visando garantir às águas superficiais qualidade compatível com seus usos, de acordo com a sua classe de enquadramento, a Lei Federal Nº 14.026 (BRASIL, 2020) vem instituir o novo marco legal do saneamento no Brasil, determinando, dentre outras

coisas, que os contratos de prestação dos serviços públicos de saneamento básico deverão garantir 90% da população com coleta e tratamento de esgotos até 31 de dezembro de 2033.

## **1.2 Importância da modelagem da qualidade das águas superficiais**

Os modelos de qualidade da água são ferramentas importantes para a gestão eficaz dos recursos hídricos, auxiliando na tomada de decisão ao fornecer simulações da qualidade da água para uma variedade de ações de gestão (KAUFMAN et al., 2021; KOO et al., 2020; WHITE et al., 2021). Além disso, esses modelos diminuem a necessidade de coleta e análise de água, reduzindo os custos em recursos e tempo (BUI et al., 2019; QUIJANO et al., 2017; VON SPERLING, 2014a). Salienta-se que o monitoramento da qualidade da água no Brasil é bastante limitado, com um número reduzido de pontos de amostragem, variáveis monitoradas e curtas séries históricas (ANA, 2009). Como balizamento para avaliação da qualidade de água utilizando esses modelos, é necessário ter uma legislação pertinente e parâmetros estabelecidos, como as classes de enquadramento dos corpos d'água.

## **1.3 Enquadramento dos cursos d'água e marco legal do saneamento**

O enquadramento tem como objetivos assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, e diminuir os custos de combate à poluição, mediante ações preventivas permanentes (COSTA, 2021; MACHADO; KNAPIK; BITENCOURT, 2019). No que se refere especificamente às águas doces, existem 5 classes, fundamentalmente estabelecidas em acordo com os usos preponderantes dos recursos hídricos (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022): a Classe Especial, que não pode receber despejos de esgoto e serve à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e as Classes de 1 à 4, sendo que a primeira tem parâmetros mais restritivos de qualidade e destinação para usos mais nobres, havendo aumento da permissividade de valores das variáveis nas classes seguintes.

No lançamento de águas residuárias em corpo receptor, deve-se observar as eficiências mínimas e as concentrações máximas definidas na legislação, bem como respeitar a não alteração da classe do curso d'água no qual o trecho foi enquadrado,

de acordo com os usos pretendidos (Classes 1 a 4). Porém, devido à ineficiência dos serviços de saneamento em muitas localidades, frequentemente o rio apresenta condições inferiores a que deveria apresentar, dificultando o atendimento dos requisitos legais para lançamento do despejo tratado. Esse é o caso de muitas bacias hidrográficas, como da bacia do Rio Grande e de suas unidades de planejamento, tal como a GD2 (Vertentes do rio Grande), com elevado grau de contaminação (em determinados trechos) como observado em estudos como de Amâncio et al. (2018) e Menezes et al. (2015). Assim, ações devem ser tomadas para melhoria da qualidade do curso d'água, com aumento dos índices de tratamento de esgotos, além de revisão dos enquadramentos realizados.

#### **1.4 Objetivos do trabalho**

Com a realização do presente trabalho, objetivou-se avaliar quatro diferentes panoramas de qualidade das águas superficiais da unidade de planejamento GD2, para as variáveis DBO e OD, no cenário atual e futuro, considerando os índices do novo marco de saneamento e as condições necessárias para atendimento da não alteração do enquadramento, também inferindo sobre a adequação do uso do Qual-UFMG, em conjunto com as simulações Monte Carlo, para gestão das bacias hidrográficas brasileiras.

## 2. MÉTODO

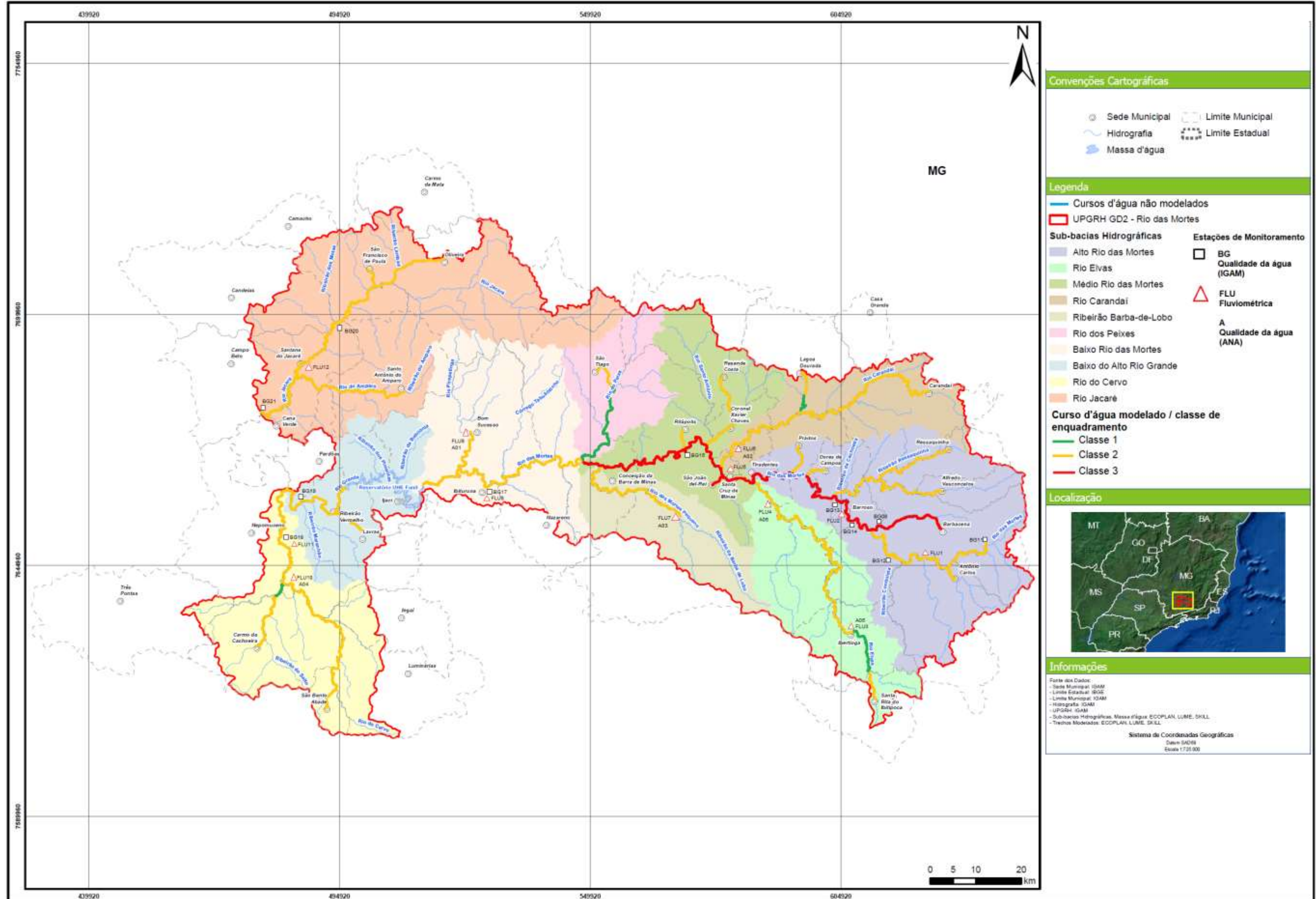
### 2.1 Bacia Hidrográfica modelada

O Brasil possui 8 grandes bacias hidrográficas, sendo que a bacia do rio São Francisco, juntamente com a bacia do rio Paraná, cobrem boa parte da região mais populosa do país (ANA, 2009). Uma das principais sub-bacias do rio Paraná é a bacia do rio Grande, que está subdividida em 24 Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos – UPGRH (IGAM, 2013b). Para o presente trabalho foi escolhida uma dessas unidades de planejamento, denominada de GD2 (Vertentes do rio Grande), que compreende as áreas drenadas pelo rio das Mortes, Jacaré e Cervo.

O GD2 está localizado na Região do Sul de Minas, entre os paralelos 20° 30' a 22°, latitude sul e 43° 30' a 45°30' longitude oeste, tendo como ponto mais alto, a nascente do Rio das Mortes, na divisa entre os municípios de Barbacena e Senhora dos Remédios, nas encostas da Mantiqueira, a aproximadamente 1.200 m de altitude; e como ponto mais baixo, a foz do Rio Jacaré, na Represa de Furnas, na divisa dos municípios de Campo Belo e Cana Verde, a aproximados 780 m de altitude. Como o clima é tropical de altitude, com uma estação chuvosa e outra seca, há períodos de estiagem com pouca ou nenhuma pluviosidade. A área drenada da Bacia é de 10.533 km<sup>2</sup>, dividida em 10 Sub-bacias (FIGURA 01). Em seu interior estão presentes terras de 42 municípios, sendo que desses, 30 lançam ali seus efluentes sanitários (IGAM, 2013b).

Na Tabela 01 é apresentado o resumo dos sistemas de esgotamento sanitário na bacia, no qual observa-se que apenas 13 sedes municipais possuem alguma forma de tratamento de esgoto sanitário. Da população urbana total da bacia (541.576 habitantes), 95% é atendida com coleta de esgotos, entretanto, somente 21,7 % do esgoto coletado é tratado antes de seu lançamento nos corpos receptores, situação que se mostra preocupante. Do total de despejos gerado, 67,7% correspondem aos quatro maiores municípios da bacia (Barbacena, São João-Del-Rei, Lavras e Oliveira).

Figura 01 - Bacia hidrográfica – Vertentes do rio Grande (GD2), trechos modelados, enquadramento, sedes municipais, estações de qualidade e fluviométricas.



Fonte: Adaptado de IGAM (2013).

Tabela 01 - Situação atual de esgotamento sanitário na bacia.

Município/Sub-Bacia	População Urbana 2020	Coleta de esgoto (%)	Q med esgotos (L.s <sup>-1</sup> )		Índice de tratamento (%) *
			Produzido	Coletado	
<b>Bacia do Alto Rio das Mortes</b>					
Alfredo Vasconcelos	4632	100.0	6.29	6.29	0.0
Antônio Carlos	8069	95.0	9.68	9.20	0.0
Barbacena	126477	91.1	122.37	111.48	31.3
Barroso	20236	91.8	39.77	36.51	6.4
Dores de Campos	9297	100.0	17.36	17.36	0.0
Ressaquinha	3091	99.6	3.18	3.17	0.0
Tiradentes	6234	62.8	12.85	8.07	0.0
Prados	6423	97.4	6.01	5.86	100.0
<b>Bacia do Ribeirão Barba-de-Lobo</b>					
Conceição da B. de Minas	2787	61	2.96	1.80	71.8
<b>Bacia do Médio Rio das Mortes</b>					
Coronel Xavier Chaves	1876	100.0	3.52	3.52	0.0
Resende Costa	9280	39.4	11.80	4.65	100.0
Ritópolis	3156	20.0	3.64	0.73	0.0
Santa Cruz de Minas	8664	100.0	28.67	28.67	0.0
São João Del-Rei	85556	99.5	427.98	425.84	3.2
<b>Bacia do Rio Elvas</b>					
Ibertioga	3439	100.0	6.25	6.25	100
Santa Rita do Ibitipoca	2120	90.0	2.48	2.23	0
<b>Baixo do Alto Rio Grande</b>					
Ijaci	6323	100.0	11.10	11.10	85.7
Lavras	99846	90.6	132.32	119.88	100.0
Ribeirão Vermelho	3748	100.0	3.59	3.59	0.0
<b>Bacia do Rio Jacaré</b>					
Oliveira	37301	100.0	50.77	50.77	10.0
Santana do Jacaré	4623	100.0	12.72	12.72	0.0
Santo Antônio do Amparo	16297	100.0	18.18	18.18	33.0
São Francisco de Paula	4678	100.0	26.96	26.96	0.0
<b>Bacia do Rio dos Peixes</b>					
São Tiago	8791	63	11.00	6.96	62.5
<b>Baixo rio das Mortes</b>					
Bom Sucesso	14494	99.8	21.14	21.09	100.0
Ibituruna	2598	100.0	3.01	3.01	0.0
<b>Rio Carandaí</b>					
Carandaí	20016	100.0	41.21	41.21	0.0
Lagoa Dourada	7343	90.0	27.75	24.97	0.0
<b>Rio do Cervo</b>					
Carmo da Cachoeira	9228	84.5	11.23	9.49	0.0
São Bento do Abade	4953	100.0	6.98	6.98	0.0

Nota: \* Com relação ao volume de esgoto coletado Fonte: SNIS (2021).

Na avaliação, foram modelados os cursos d'água que recebem despejos de áreas urbanas ou possuem pontos de monitoramento de qualidade de água, estando apresentados na Figura 01, bem como a alocação das sedes municipais com seus respectivos pontos de lançamentos de despejos líquidos. No Apêndice A são apresentados os diagramas unifilares do modelo, bem como a descrição detalhada dos trechos modelados.

As cargas poluidoras consideradas são aquelas relativas aos lançamentos de esgoto sanitário das áreas urbanas dos 30 municípios localizadas no interior da bacia. As vazões consideradas estão apresentadas na Tabela 01. A alocação dos lançamentos está representada na Figura 01. Como não há monitoramento qualitativo sistemático dos esgotos sanitários nos municípios, considerou-se, para a modelagem determinística, os valores típicos reportados na literatura, conforme a Tabela 02.

Tabela 02 - Caracterização qualitativa média dos esgotos sanitários brutos.

<b>Variável</b>	<b>Valor considerado (mg L<sup>-1</sup>)</b>
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO	350
Nitrogênio Orgânico	20
Nitrogênio Amoniacal	30
Oxigênio Dissolvido – OD	0

Fonte: Matos et al. (2017) e Von Sperling (2014b).

## 2.2 Modelo Adotado

Optou-se pela utilização do QUAL-UFMG, um modelo bastante utilizado no Brasil, em razão de sua versatilidade e facilidade de utilização, permitindo maior aplicabilidade e boa confiabilidade (FAN; WANG; LIU, 2012; SRIKRISHNAN; KELLER, 2021). Consiste em uma plataforma em Excel desenvolvida por von Sperling (2014b), a partir de simplificações do modelo QUAL2E (BROWN; BARNWELL, 1987) e adaptação de suas equações para planilhas eletrônicas (DE OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018; LIMA; MAMEDE; LIMA NETO, 2018). Para simplificação técnica, é excluído do modelo o componente algas de sua modelagem e a dispersão longitudinal, uma vez que a advecção é o principal fenômeno de transporte em rios.

Os cálculos são feitos considerando a integração numérica pelo método de Euler (TEODORO et al., 2013).

No Qual-UFMG, pode-se avaliar a dinâmica de algumas variáveis, no entanto, o estudo irá se restringir a apenas duas, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e do oxigênio dissolvido (OD). A variável coliformes termotolerantes já foi discutida em outro trabalho (GOMIDES et al., 2023). A DBO é uma das variáveis mais utilizadas para avaliação da qualidade de água e os impactos causados pelo lançamento de despejos, principalmente em virtude de sua relação direta com o decréscimo do OD. Já OD é de fundamental importância para a manutenção do equilíbrio no ambiente aquático, sendo indispensável para a manutenção de todas as formas de vida aeróbias (ABREU; CUNHA, 2017; BRAGA et al., 2005; MATOS et al., 2017; PALIWAL; SHARMA; KANSAL, 2007);

Na legislação do estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2022), a eficiência de remoção de DBO média anual, em estações que tratam esgoto doméstico, deve ser de no mínimo 70%, enquanto as concentrações de DBO e OD a serem mantidas (ou alcançadas) no curso d'água dependerão da Classe na qual o trecho foi enquadrado.

O processo de decomposição da matéria orgânica na água segue uma reação de cinética de primeira ordem, onde a taxa de redução da matéria orgânica (DBO) é proporcional à concentração do substrato presente no meio (BRAGA et al., 2005; VON SPERLING, 2014b). Segundo Streeter e Phelps (1925), o processo envolve duas equações, relacionadas à dinâmica da concentração de DBO e de OD, que, por sua vez, envolvem os processos físicos, químicos e biológicos no corpo hídrico, como na desoxigenação e reaeração. O modelo também considera o consumo de OD devido à conversão da amônia a nitrito e deste a nitrato, no chamado processo de nitrificação, consistindo na demanda nitrogenada.

Todos os processos, equações e coeficientes adotados na dinâmica de decaimento de DBO, reoxigenação e demanda nitrogenada são apresentados no Apêndice I.

## 2.3 Dados Fluviais

A vazão considerada para diluição de despejos em corpos receptores foi a mínima, média de 7 dias consecutivos, para um tempo de recorrência de 10 anos ( $Q_{7,10}$ ), de acordo com a legislação do Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2022).

Para a obtenção da  $Q_{7,10}$ , em cada ponto dos cursos d'água da bacia, utilizou-se a Equação 1, que relacionada a referida vazão com a área de drenagem a montante. Esta equação foi obtida pela ferramenta Hidrotec (UFV, 2009), disponibilizada pela Universidade Federal de Viçosa – UFV, que fez os estudos hidrológicos para as 12 estações fluviométricas existentes dentro da bacia (Figura 01).

$$Q_{7,10} = 0,00686 * A^{0,9495} \quad (1)$$

Em que:

$Q_{7,10}$  = Vazão mínima, média de 7 dias, para um tempo de recorrência de 10 anos ( $m^3 s^{-1}$ );

A = Área de drenagem a montante do ponto ( $km^2$ ).

Desta forma, a vazão dos corpos receptores foi atualizada para cada segmento considerado, de acordo com sua área de drenagem.

Na Tabela 03 é apresentada a  $Q_{7,10}$  total para cada uma das 10 sub-bacias.

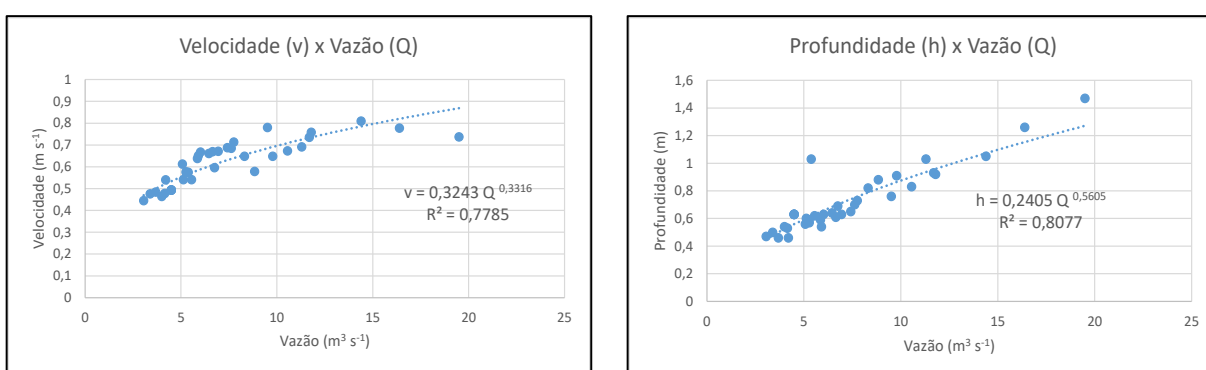
Tabela 03 - Área de drenagem e  $Q_{7,10}$  por sub-bacia.

<b>Sub-Bacia</b>	<b>Área (<math>km^2</math>)</b>	<b><math>Q_{7,10}</math> (<math>m^3 s^{-1}</math>)</b>
Rio do Cervo	1105,0	5,32
Rio Elvas	866,6	4,22
Rio das Mortes		
Pequeno	562,9	2,80
Alto rio das Mortes	1816,6	8,53
Baixo do Alto rio		
Grande	712,2	3,51
Carandaí	676,2	3,34
Baixo rio das Mortes	1210,8	5,80
Rio do Peixe	511,6	2,56
Médio rio das Mortes	960,2	4,66
Rio Jacaré	2111,4	9,84

Fonte: UFV (2009).

Para a definição das velocidades e profundidades a serem adotadas no trabalho, variáveis que irão condicionar os valores dos coeficientes de reaeração ( $K_2$ ) a serem adotados, foi feita a análise de regressão, para as séries históricas das 12 estações fluviométricas existentes dentro da bacia. Foram considerados os dados dos últimos 10 anos de monitoramento, para o período de estiagem (abril a setembro). Assim, foram definidas equações que relacionam a vazão escoada com a velocidade e a profundidade do curso d'água, para todas as sub-bacias estudadas. Na Figura 02, estão apresentadas, a título de exemplo, as análises de regressão para a estação fluviométrica FLU1, localizada no Alto rio das Mortes, próximo a sua cabeceira.

Figura 02 - Análises de regressão, estação FLU1, Alto rio das Mortes.



Fonte: Do autor (2023).

As análises de regressão, para as 12 estações fluviométricas do GD2, podem ser verificadas no Apêndice B.

Em relação aos dados de qualidade, utilizou-se dados de 11 estações de monitoramento de qualidade das águas superficiais (Figura 01) operadas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM, com análises trimestrais e séries históricas desde 1997 (IGAM, 2022); e de 6 estações operadas pela Agência Nacional das Águas – ANA, de menor número de dados e de variáveis analisadas (ANA, 2022), estando os valores médios dos últimos cinco anos, no período de estiagem (abril a outubro), apresentados na Tabela 04.

Tabela 04 - Valores médios para os parâmetros relacionados ao modelo nas estações de monitoramento (dados do período de estiagem dos últimos 5 anos).

Estação	Variáveis (mg L <sup>-1</sup> )						Temperatura (° C)
	DBO	OD	N org	N amo	Nitrito	Nitrato	
<b>BG – 08</b>	10,2	6,0	0,87	9,04	0,077	1,87	17,1
<b>BG – 11</b>	2,0	8,1	0,23	0,19	0,008	0,74	16,4
<b>BG – 12</b>	2,0	8,3	0,30	0,25	0,022	1,22	17,1
<b>BG – 13</b>	2,7	7,6	0,45	0,68	0,077	1,81	18,3
<b>BG – 14</b>	2,4	8,4	0,46	0,69	0,086	1,59	17,8
<b>BG – 15</b>	2,1	7,6	0,32	0,38	0,036	0,70	18,9
<b>BG – 17</b>	2,2	8,2	0,24	0,18	0,006	1,10	17,7
<b>BG – 18</b>	2,0	8,8	0,11	0,12	0,002	0,48	17,4
<b>BG – 19</b>	2,0	7,4	0,28	0,20	0,003	0,51	20,7
<b>BG – 20</b>	2,0	7,4	0,31	0,32	0,011	1,02	20,5
<b>BG – 21</b>	2,0	7,9	0,25	0,15	0,002	0,77	20,0
<b>A – 01</b>	-	9,5	-	-	-	-	21,2
<b>A – 02</b>	-	9,9	-	-	-	-	18,9
<b>A – 03</b>	-	9,9	-	-	-	-	18,4
<b>A – 04</b>	-	8,3	-	-	-	-	17,9
<b>A – 05</b>	-	8,5	-	-	-	-	16,3
<b>A – 06</b>	-	9,3	-	-	-	-	18,1

Nota: BG = Estações de Monitoramento do IGAM A = Estações de Monitoramento da ANA  
 Fonte: ANA (2022) e IGAM (2022).

Os dados apresentados na Tabela 04 foram utilizados na calibração do modelo, para a Q<sub>7,10</sub>.

Das estações de monitoramento, a única que se encontra a montante das ocupações urbanas, e por isso, com pouco ou quase nenhum lançamento de despejos, é a BG – 011. Por esse motivo, seus resultados médios de monitoramento foram utilizados como dados de cabeceira, sendo assumidos como valores iniciais, para as variáveis modeladas, nos trechos iniciais dos cursos d'água. A única exceção está para a variável OD, para qual foi considerada 90% da concentração de saturação – Cs, em virtude da variação de altitude e temperatura para os diversos trechos modelados (VON SPERLING, 2014a).

## 2.4 Calibração do Modelo

A calibração do modelo é uma das partes mais importantes do processo. É neste momento que os coeficientes são ajustados, visando aproximar os dados de qualidade obtidos, dos dados encontrados nas estações de monitoramento (DE OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018; GOMES et al., 2018). No presente trabalho, utilizou-se o Coeficiente de Determinação – CD, que consiste na relação entre a soma dos resíduos ao quadrado e variância total dos dados observados, conforme a Equação 2;

$$CD = 1 - \frac{\sum (Y_{obs} - Y_{est})^2}{\sum (Y_{obs} - Y_{obsméd})^2} \quad (2)$$

Onde:

$Y_{obs}$  = valor observado

$Y_{est}$  = valor estimado

$Y_{obsméd}$  = média dos valores observados

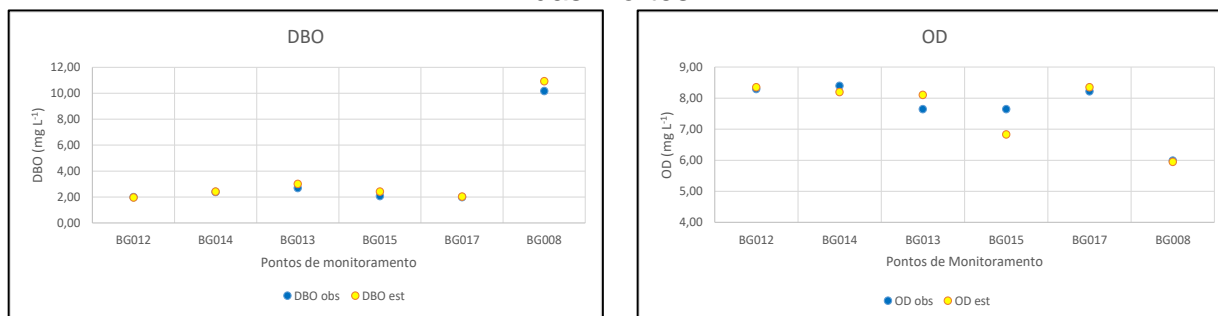
O desempenho de um modelo é considerado adequado e bom se o valor de CD supera 0,75, e é considerado aceitável se o valor de CD fica entre 0,36 e 0,75 (COLLISCHONN, 2001). Segundo Thomann (1987) a adequação do modelo será tão boa, quanto o valor de CD se aproxime de 1.

A calibração foi feita utilizando-se a ferramenta Solver do Excel, buscando maximizar CD, variando os coeficientes do modelo dentro das faixas reportadas pela literatura.

Para a variável DBO, obteve-se  $CD = 0,98$  (com erro relativo de 6,91%). Já para OD, o CD encontrado foi de 0,77 (com erro relativo de 0,87%). Nos dois casos, o desempenho do modelo foi considerado adequado.

Na Figura 03 pode-se verificar a comparação entre os valores observados e estimados do modelo, para as estações de monitoramento localizadas na sub-bacia do rio das Mortes, que contempla 7 das 10 sub-bacias estudadas. Podemos verificar a boa adequação do modelo para os parâmetros DBO e OD.

Figura 03 - Comparação ente os valores observados e estimados, bacia do rio das Mortes.



Fonte: Do autor (2023)

## 2.5 Modelo probabilístico, análise de incerteza e sensibilidade

Nos modelos matemáticos de qualidade de águas existem incertezas na determinação de dados de entrada que podem alterar de forma significativa os resultados esperados, podendo levar a decisões equivocadas (COSTA; TEIXEIRA, 2011; WHITE et al., 2021). Assim, faz-se necessário identificar as variáveis de entrada que afetam diretamente na incerteza dos resultados de saída do modelo de simulação (DE MENEZES; DE OLIVEIRA; SALLA, 2016; KOO et al., 2020). Existem muitas fontes de imprecisão no processo de modelagem, por exemplo, as relacionadas à estimativa dos coeficientes, aos dados de entrada e à estrutura do sistema (KHORASHADI ZADEH et al., 2022; LINDENSCHMIDT; FLEISCHBEIN, 2007). Segundo von Sperling (2004b), a análise da incerteza permite, além de expressar os resultados em termos probabilísticos, a análise de sensibilidade da resposta do modelo aos dados de entrada, podendo-se inferir sobre a importância de determinado parâmetro ou variável.

### 2.5.1 Análise de incerteza e modelo probabilístico

No presente trabalho utilizou-se a técnica da Simulação Monte Carlo (BECK, 1987), que vem sendo bastante aplicada na análise de incerteza de modelos matemáticos em geral. Baseia-se na execução de um elevado número de simulações (que podem chegar a milhares). Em cada simulação do modelo, é selecionado um conjunto diferente de valores dos dados de entrada sobre os quais existe incerteza. Cada valor é gerado aleatoriamente, segundo uma distribuição e dentro de uma faixa

pré-especificada. Os resultados obtidos são posteriormente analisados estatisticamente, gerando resultados em termos de probabilidade (KROESE et al., 2014).

Na obtenção dos dados de entrada aleatórios, foi utilizada a função “aleatório” do excel para cada parâmetro de entrada do modelo que considerou-se haver variação significativa, conforme a Equação 3. Devido a sua simplicidade conceitual, utilizou-se a distribuição uniforme:

$$\text{Valor} = \text{Valor mínimo} + \text{ALEATÓRIO}() * (\text{Valor máximo} - \text{Valor mínimo}) \quad (3)$$

Já os valores mínimo e máximo foram obtidos, respectivamente por meio das Equações 4 e 5.

$$\text{Valor mínimo} = \text{Média} * (1 - \text{Percentual de variação} / 100) \quad (4)$$

$$\text{Valor máximo} = \text{Média} * (1 + \text{Percentual de variação} / 100) \quad (5)$$

Para cada conjunto de dados aleatórios gerados, foi feita uma rodada do modelo e produzidos dados de saída, que foram armazenados em novas planilhas. Foram realizadas 1.000 simulações, com o auxílio de uma extensão, implementada no QUAL-UFMG, em VBA (Visual Basic for Applications), conforme proposto por Brum et al. (2022), gerando resultados que podem ser analisados de forma probabilística.

Na Tabela 05 são apresentados os dados de entrada que sofreram variação, com os respectivos percentuais considerados e justificativas/referência.

Tabela 05 - Dados de entrada do modelo probabilístico com incerteza

Parâmetro	Símbolo	Valor Médio	Variação	Referência
<b>Esgoto Sanitário Lançado</b>				
Vazão	Q e	VAR *	10	(SNIS, 2021)
DBO do esgoto bruto	DBO e	350 mg L <sup>-1</sup>	43	(VON SPERLING,
Nitrogênio Orgânico	N org e	20 mg L <sup>-1</sup>	50	2014a)
Nitrogênio Amoniacal	N amo e	30 mg L <sup>-1</sup>	34	
<b>Corpo receptor a montante do lançamento</b>				
Vazão	Q r	VAR	10	(UFV, 2009)
Oxigênio Dissolvido	OD r	90 % Saturação	10	(VON SPERLING,
DBO	DBO r	2 mg L <sup>-1</sup>	10	Dados médios e
Nitrogênio Orgânico	N org r	0,232 mg L <sup>-1</sup>	90	variação histórica do
Nitrogênio Amoniacal	N amo r	0,189 mg L <sup>-1</sup>	65	monitoramento da
Nitrito	N nitrito r	0,008 mg L <sup>-1</sup>	83	estação BG11 (IGAM,
Nitrato	N nitrato r	0,736 mg L <sup>-1</sup>	96	2022)
<b>Ao longo do corpo receptor</b>				
Velocidade	V r	VAR	20 a 50	De acordo com o R <sup>2</sup> da
Profundidade	H r	VAR	20 a 50	regressão
Temperatura	T r	VAR	10	Variação histórica dos
Potencial hidrogeniônico	pH r	VAR	10	dados de monitoramento da
				estação de qualidade
				mais próxima (IGAM,
<b>Coefficientes do modelo – DBO e OD</b>				
Desoxigenação	K <sub>1</sub>	0,40 d <sup>-1</sup>	12	
Decomposição	K <sub>D</sub>	0,75 d <sup>-1</sup>	35	(ARCEIVALA, 1981;
Sedimentação DBO	K <sub>S</sub>	0,225 d <sup>-1</sup>	55	EPA, 1987; THOMANN;
K <sub>2</sub> máximo aceito	K <sub>2 max</sub>	VAR	10	MUELLER, 1987)
<b>Coefficientes do modelo - Nitrogênio</b>				
Sedimentação N org	K so	0,05 d <sup>-1</sup>	100	
Conversão Norg-Namo	K oa	0,225 d <sup>-1</sup>	12	
Conversão Namo-Nnitrito	K an	0,20 d <sup>-1</sup>	25	(CHAPRA, 2008; EPA,
Conversão Nnitrito-Nnitrato	K nn	0,60 d <sup>-1</sup>	65	1987; THOMANN;
O <sub>2</sub> equiv. conversão Namon-Nnitrito	O <sub>2</sub> Namon	3,2 mgO <sub>2</sub> (mgNamon) <sup>-1</sup>	10	MUELLER, 1987; VON
O <sub>2</sub> equiv. conversão Nnitrito-Nnitrato	O <sub>2</sub> Nnitri	1,1 mgO <sub>2</sub> (mgNnitrito) <sup>-1</sup>	10	SPERLING, 2014a)

Nota: VAR = variável

Fonte: Do autor (2023).

### 2.5.2 Análise de sensibilidade

Junto da análise de incerteza, a análise de sensibilidade é de fundamental importância na utilização de modelos de qualidade da água, sobretudo quando

aplicados à gestão de recursos hídricos. Essa consiste na avaliação da influência de cada variável de entrada nos dados de saída do modelo. Desta forma, pode-se verificar quais variáveis são mais importantes e merecem maior investimento na obtenção de dados mais precisos (KHORASHADI ZADEH et al., 2022; SALTELLI et al., 2021).

Foram utilizados os resultados gerados nas 1.000 simulações Monte Carlo, aplicando-se a análise de sensibilidade regionalizada, conforme proposto inicialmente por Spear (1980). Inicialmente, os dados brutos de entrada foram separados em duas amostras. A primeira agregando os valores dos coeficientes (e demais dados de entrada) cujas rodadas geraram os 50% maiores valores de OD mínimo, e a outra reunindo as outras simulações. Em seguida, as amostras foram comparadas para verificar se seriam significativamente diferentes, através do teste “t” para amostras dependentes, com nível de significância  $\alpha=0,05$ . O teste foi feito para todos os dados de entrada do modelo que apresentaram variação. Aqueles dados que obtiveram valor de  $p \leq 0,05$  (teste de hipótese) foram considerados importantes para o processo, ou seja, o modelo é sensível a eles.

O processo de cálculo também foi automatizado com auxílio da extensão em VBA (Visual Basic for Applications), proposta por Brum et al. (2022).

## **2.6 Cenários modelados**

Após a sua calibração, o modelo foi utilizado para fazer simulações determinísticas e probabilísticas para os quatro cenários propostos a seguir, sempre considerando a  $Q_{7,10}$  do corpo receptor. No primeiro cenário (C-01), considerou-se as populações, vazões e níveis de coleta e tratamento de esgoto atuais, conforme apresentado na Tabela 01 (SNIS, 2021). No cenário futuro (C-02), projetou-se as populações urbanas dos municípios para o ano de 2033 (TABELA 06), mantendo-se os atuais índices de coleta e tratamento de esgoto (TABELA 01). Nos cálculos de projeção populacional, considerou-se os dados dos últimos dois censos demográficos brasileiros, de 2000 e 2020 (IBGE, 2022), aplicando uma progressão geométrica (APÊNDICE D) para obter-se a população do ano de 2033. As vazões de esgoto consideradas neste cenário podem ser consultadas no Apêndice C.

Tabela 06 - População urbana por município 2020/2033.

Município	Ano		Município	Ano	
	2020	2033		2020	2033
Alfredo Vasconcelos	4632	7118	Oliveira	37301	43103
Antônio Carlos	8069	14808	Prados	6423	8857
Barbacena	126477	148379	Resende Costa	9280	12112
Barroso	20236	22193	Ressaquinha	3091	4666
Bom Sucesso	14494	15505	Ribeirão Vermelho	3748	4137
Carandaí	20016	25288	Ritópolis	3156	3198
Carmo da Cachoeira	9228	13407	Santa Cruz de Minas	8664	10145
Conceição da B.de Minas	2787	3087	Santa Rita do Ibitipoca	2120	2439
Coronel Xavier Chaves	1876	2360	Santana do Jacaré	4623	5103
Dores de Campos	9297	12363	Santo Antônio do Amparo	16297	18158
Ibertioga	3439	4204	São Bento do Abade	4953	6793
Ibituruna	2598	4157	São Francisco de Paula	4678	6038
Ijaci	6323	11642	São João Del-Rei	85556	95787
Lagoa Dourada	7343	9273	São Tiago	8791	11337
Lavras	99846	129189	Tiradentes	6234	9659

Fonte: Do autor (2023).

O terceiro cenário (C-03) consistiu na consideração das populações urbanas projetadas para o ano de 2033 e 90 % de coleta e tratamento de esgotos, conforme determinação do Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020). Considerou-se uma eficiência, na remoção de DBO, de 70%, visando o atendimento do padrão de lançamento de efluentes (MINAS GERAIS, 2022). Já no que diz respeito a nitrogênio, como não há limites para esgoto sanitário, considerou-se uma remoção de 30%, compatível com o nível de tratamento secundário. O oxigênio dissolvido – OD, no efluente tratado, foi considerado como zero (VON SPERLING, 2014a). As vazões de esgoto consideradas podem ser consultadas no Apêndice E.

Por fim, o quarto cenário (C-04) refere-se ao modelo determinístico para encontrar as eficiências necessárias de remoção de matéria orgânica, para que o enquadramento proposto para a bacia (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018), ilustrado na Figura 01, fosse alcançado, considerando a população de 2033. Os valores máximos para DBO e mínimos para OD, para que o curso d'água esteja em cada classe, são apresentados na Tabela 07.

Tabela 07 - Limites para OD e DBO em cada classe de enquadramento.

Variáveis	Classe de enquadramento			
	1	2	3	4
OD (mg L <sup>-1</sup> )	≥ 6,0	≥ 5,0	≥ 4,0	≥ 2,0
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	≤ 3,0	≤ 5,0	≤ 10,0	-

Fonte: Brasil (2005) e Minas Gerais (2022).

## 2.7 Análise do impacto do enquadramento no licenciamento ambiental

No Brasil, em especial no estado de Minas Gerais, os Órgãos Ambientais licenciadores têm por regra não permitir novos lançamentos de efluentes (mesmo tratados) e cursos d'água onde a condição atual está fora da classe de enquadramento. Desta forma, no presente trabalho objetiva-se identificar os trechos de rios onde isso ocorre, para os quatro cenários estudados, onde não seria autorizada a implantação de empreendimento geradores de efluentes líquidos, que ali deveriam ser lançados.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Resultados do modelo determinístico

Nesta abordagem, os dados de entrada do modelo foram fixos, sendo valores médios para as características dos esgotos sanitários e dos rios e os valores encontrados no processo de calibração para os coeficientes do modelo, conforme descrito nos itens 2.1 a 2.6.

##### 3.1.1 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Na Figura 04 são apresentadas as condições esperadas para a bacia, para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável DBO, de acordo com as 4 classes de enquadramento.

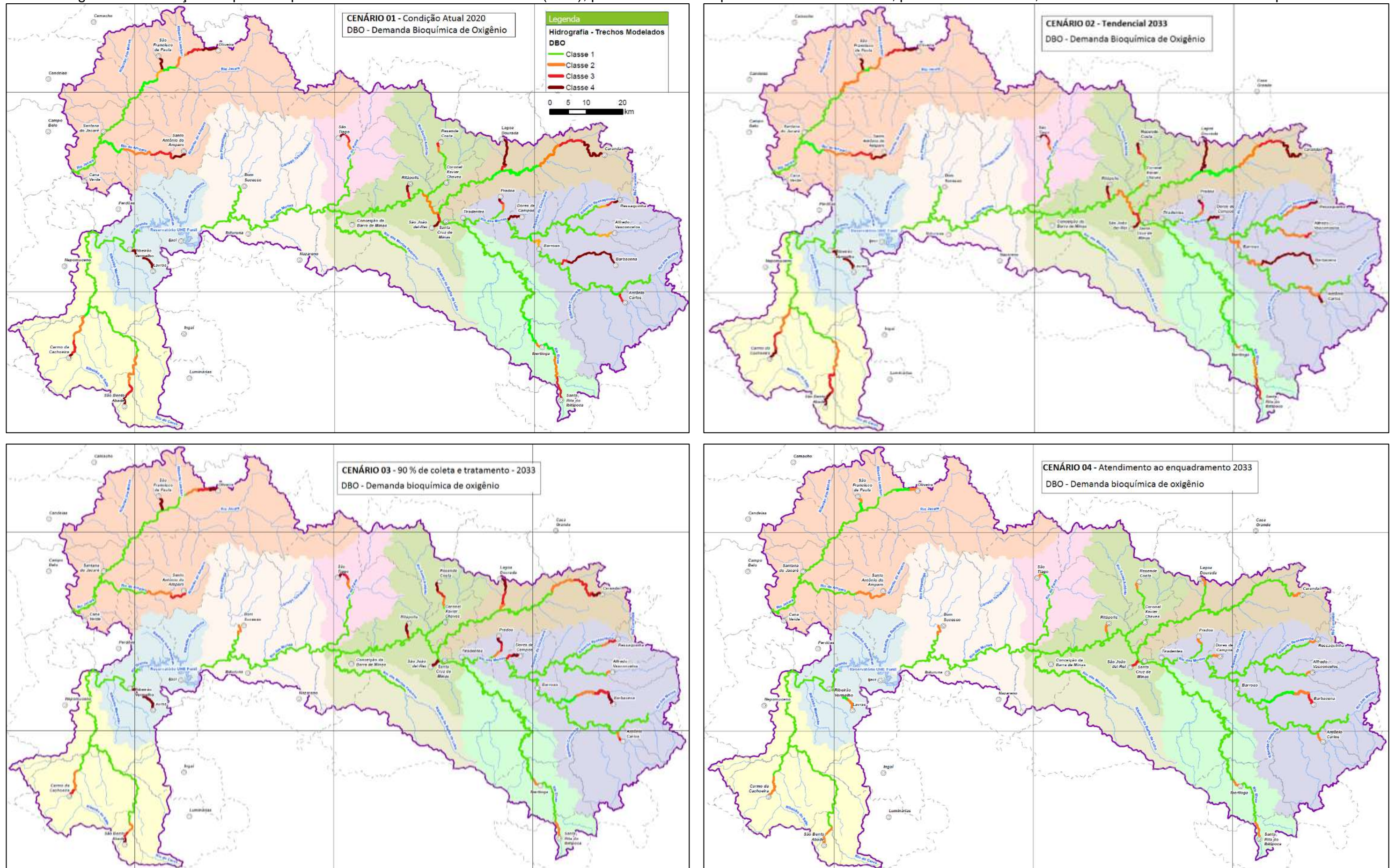
Em C-01, podemos verificar que a maior parte do leito principal do Rio das Mortes, mesmo com as condições atuais precárias de esgotamento sanitário, apresenta boa qualidade de água, com 91,3% (TABELA 08) de sua extensão dentro dos limites da Classe 1. Este fato também já foi verificado, em parte da bacia, por Amâncio et al. (2018). Isto se justifica pela sua grande área de drenagem e, conseqüentemente, grande vazão de diluição. O mesmo acontecendo com o Rio das Mortes Pequeno, Rio Elvas, Pirapetinga e maior parte do leito principal dos rios do Cervo e Jacaré.

Tabela 08 - Percentual de extensão do leito principal do rio das Mortes dentro das classes de enquadramento para a variável DBO por cenário.

Classe	Cenário			
	C - 01	C - 02	C - 03	C - 04
1	91,3	81,8	100	100
2	7,5	16,6	-	-
3	1,2	1,9	-	-
4	-	-	-	-

Fonte: Do autor (2023).

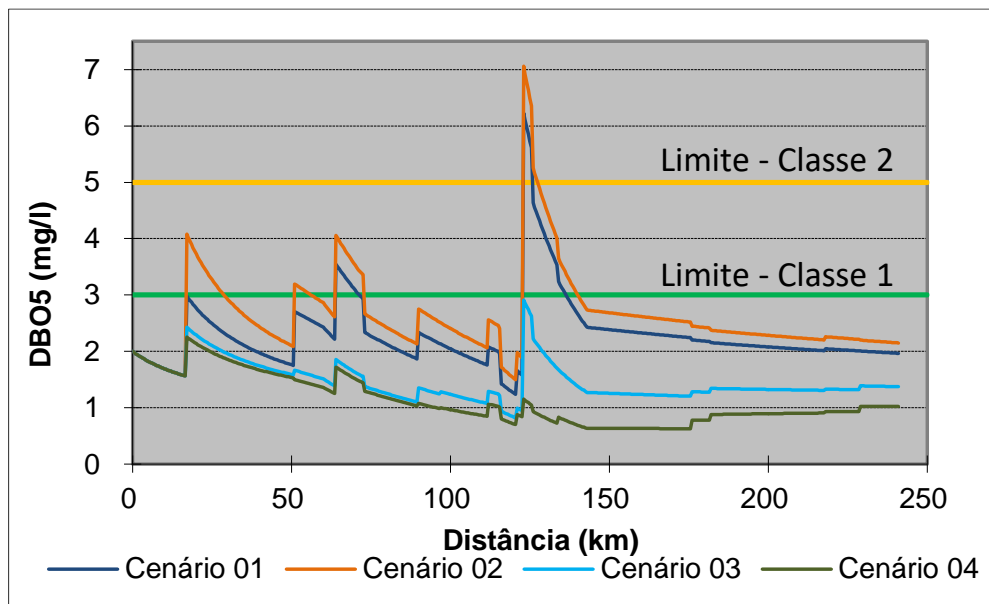
Figura 04 - Condições esperadas para a bacia Vertentes do rio Grande (GD2), para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável DBO, de acordo com as 4 classes de enquadramento.



Fonte: Do autor (2023).

Em C-02, com o aumento da população e a manutenção dos atuais níveis de coleta e tratamento de esgoto, verificou-se uma redução da Classe 1 e aumento das Classes 2 e 3, entretanto, ainda dentro do proposto no enquadramento para a bacia (Figura 01), sendo que a maior parte do leito principal do rio das Mortes está enquadrado como Classe 3. Quando se analisa os Cenário 3 e 4, vemos que toda a extensão do leito principal ficaria dentro dos limites da Classe 1. Na Figura 05 são apresentados os perfis longitudinais para os 4 Cenários estudados.

Figura 05 - Perfis longitudinais, DBO, para os 4 cenários estudados – rio das Mortes.



Fonte: Do autor (2023).

Para os demais trechos modelados, que não apresentam vazão de diluição tão elevada, pelo seu posicionamento de cabeceira, com pouca área de drenagem, a situação não é tão confortável, apresentando trechos dentro das classes 4 e 3 (Cenários 01, 02 e 03), mesmo com o enquadramento (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018) determinando classe 2 para a maioria dos trechos (Figura 01). Na Tabela 09 são apresentados os trechos com situação em desacordo com o enquadramento proposto, de acordo com os cenários estudados.

Tabela 09 - Trechos com condição adversa do enquadramento proposto.

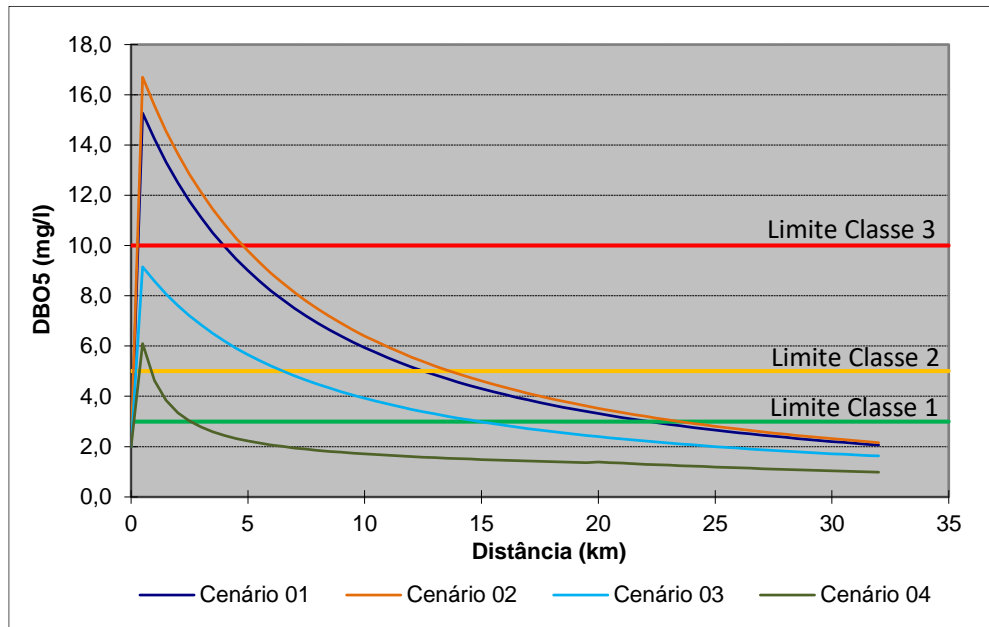
Cidade	Curso d'água	Sub-bacia	Enq	Condição de qualidade por			
				Cenário			
				C-01	C-02	C-03	C-04
Antônio Carlos	Bandeirinha	ARM	2	3	3,4*	3,2	2
Barbacena	Caieiros	ARM	3	4,3	4,3	4,3,2,1	3,2,1
Ressaquinha	Ressaquinha	ARM	2	4,3,2,1	4,3,2,1	3,2,1	2,1
Dores de Campos	Patusca	ARM	2	4	4	4,3	2,1
Prados	Pinhão	ARM	2	4,3,2,1	4,3,2,1	4,3,2,1	2,1
Carandaí	Carandaí	CAR	2	4,3,2,1	4,3,2,1	4,3,2,1	2,1
Lagoa Dourada	Tanque Grande	CAR	2	4,3	4	4,3,2	2,1
São João Del Rei	Água Limpa	MRM	3	4	4	4	3
Resende Costa	Quilombo	MRM	2	3,2,1	4,3,2,1	4,3,2,1	2,1
Ritópolis	Paiol	MRM	2	4,3	4,3	4,3	2,1
Lavras	Rib. Vermelho	ABRG	2	4	4	4	2,1
São Bento Abade	Algodão / Cervo	CER	2	4,3,2,1	4,3,2,1	4,3,2,1	2,1
Carmo Cachoeira	Carmo / Salto	CER	2	4,3,2,1	4,3,2,1	3,2,1	2,1
Oliveira	Maracanã	JAR	2	4,3,2	4,3,2	4,3,2,1	2,1
S. F. de Paula	Machadinha	JAR	2	4	4	4	2,1
S. A. do Amparo	Amparo	JAR	2	4,3,2,1	4,3,2,1	3,2,1	2,1

Nota: Enq = classe de enquadramento \*Um mesmo curso d'água pode se encontrar em diferentes classes ao longo de sua extensão ARM = Alto rio das Mortes CAR = Carandaí MRM = Médio rio das Mortes BARG = Baixo do alto rio Grande CER = Rio do Cervo JAR = Rio Jacaré  
Fonte: Do autor (2023).

Verifica-se que, mesmo para o C-03, que considera o Marco Legal do Saneamento, o enquadramento proposto pela legislação (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018) não é integralmente atendido, indicando que outras medidas precisam ser tomadas em conjunto, como lançamento de esgoto em cursos d'água mais caudalosos, elevar as eficiências de remoção, realizar maior controle de lançamentos não domésticos e de contaminações por fontes difusas (uso e ocupação do solo) (IGAM, 2013b). A título de exemplo, na Figura 06 são apresentados os perfis longitudinais para o rio do Amparo, que recebe os esgotos sanitários do município de

Santo Antônio do Amparo. (Os perfis longitudinais, para todos os cursos d'água modelados, para a variável DBO, podem ser consultados no Apêndice J).

Figura 06 - Perfis longitudinais, DBO, para os 4 cenários estudados – rio do Amparo.



Fonte: Do autor (2023).

Para atender ao enquadramento proposto, a eficiência mínima de 70% na remoção de DBO, prevista na legislação, nem sempre é suficiente. De acordo com os resultados da modelagem, para o C-04 (atendimento ao enquadramento), seriam necessárias as eficiências apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10 - Eficiência Mínima de Remoção de DBO para atendimento do enquadramento.

Município	Eficiência mínima de remoção (%) DBO	Município	Eficiência mínima de remoção (%) DBO
Alfredo Vasconcelos	70	Oliveira	94
Antônio Carlos	75	Prados	94
Barbacena	97 *	Resende Costa	96
Barroso	70	Ressaquinha	81
Bom Sucesso	70	Ribeirão Vermelho	70
Carandaí	90	Ritópolis	96
Carmo da Cachoeira	77	Santa Cruz de Minas	70
Conc. da Barra de Minas	70	Santa Rita do Ibitipoca	70
Coronel Xavier Chaves	70	Santana do Jacaré	75
Dores de Campos	96	Santo Ant. do Amparo	84
Ibertioga	70	São Bento do Abade	89
Ibituruna	70	São Franc. de Paula	98 **
Ijaci	70	São João Del-Rei	94 **
Lagoa Dourada	98	São Tiago	97
Lavras	98	Tiradentes	70

Nota: \* O esgoto tratado deverá ter ainda OD  $\geq 1 \text{ g L}^{-1}$

\*\* O esgoto tratado deverá ter ainda OD  $\geq 3 \text{ mg L}^{-1}$

Fonte: Do autor (2023)

Verifica-se que, em municípios onde a área de drenagem do ponto de lançamento dos efluentes tratados é grande, e conseqüentemente a vazão de diluição do corpo receptor também é grande, a eficiência necessária para o tratamento é pequena (LIANG; YANG, 2019; SEO et al., 2017; TEODORO et al., 2013). Municípios tais como Barroso e Santa Cruz de Minas, que se encontram nas margens do rio das Mortes, podem ter eficiência de tratamento mínima, que ainda atenderão ao enquadramento. Outros municípios tais como Oliveira e Prados, por estarem próximos à cabeceira, necessitam de eficiências de tratamento elevadas.

Conforme citado anteriormente, os quatro maiores municípios da bacia, em conjunto, geram 67,7% do esgoto. Devido à localização destes municípios, com corpos receptores com reduzida área de drenagem, eles também possuem dificuldades em atender ao enquadramento. O município de Barbacena lança  $111 \text{ L s}^{-1}$  de esgotos no ribeirão Caieiros que, imediatamente a jusante da área urbana da cidade, possui vazão mínima de referência ( $Q_{7,10}$ ) de somente  $6,2 \text{ L s}^{-1}$ , o que resulta em uma razão de diluição de 0,056. Desta forma, mesmo tratando 100% do esgoto coletado, a eficiência mínima de remoção de DBO deveria ser de 97 %. Caso o

lançamento fosse feito 3 km a jusante (com a implantação de um emissário), depois que o corpo receptor se encontra com um outro tributário e a área de drenagem é bem maior, a razão de diluição passaria para 2,1, o que acarretaria em uma eficiência necessária ao tratamento bem menor.

Situação semelhante ocorre com o município de São João del Rei, caso tivesse 100 % do esgoto coletado, ainda assim teria que ter eficiência de remoção de DBO de 94 %. Neste caso, a implantação de um emissário de 3 km, para lançamento no rio das Mortes, possibilitaria a ETE trabalhar com a eficiência média de 70%. Outro caso é o município de Lavras que lança  $120 \text{ L s}^{-1}$  de esgotos no ribeirão Vermelho, e precisaria remover 98% da DBO. Neste caso, a implantação de um emissário de 8 km, para lançamento no rio Grande, possibilitaria a ETE trabalhar com a eficiência média de 70%. Analisando-se os resultados para o ribeirão Vermelho, a jusante da área urbana de Lavras, vemos que ele se encontra na classe 4, para os três primeiros cenários estudados. Isto vêm corroborar os resultados já encontrados por Menezes et al. (2015), que também fizeram a modelagem matemática para o trecho em questão.

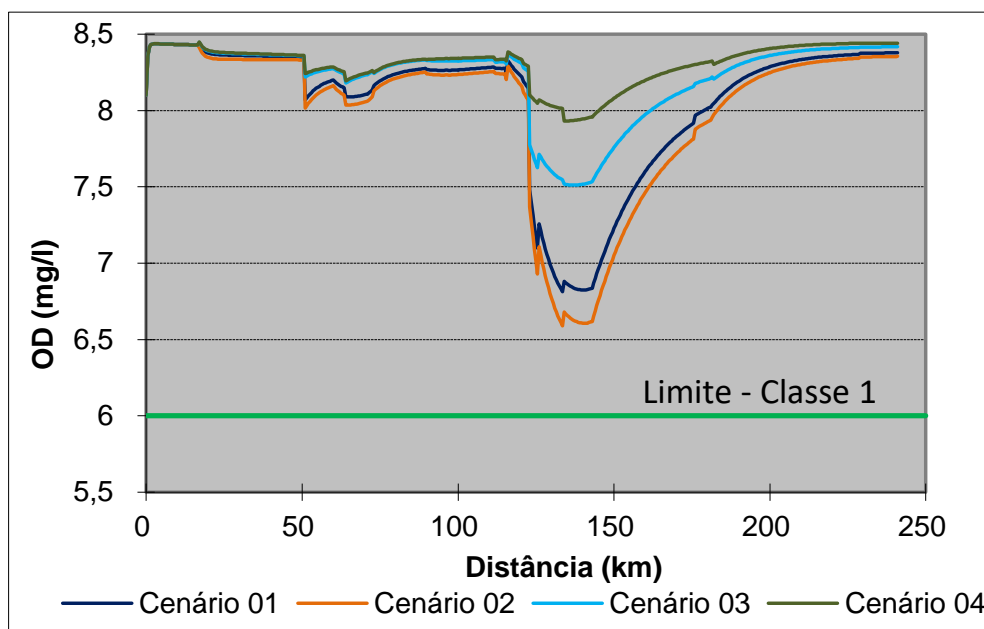
A elevada eficiência (94%) necessária para o tratamento de esgotos de Oliveira, também se deve à sua localização na cabeceira da bacia, com um corpo receptor (ribeirão Maracanã) que propicia uma razão de diluição de somente 1,62. O surgimento e crescimento das cidades no Brasil é um processo espontâneo, na grande maioria das vezes sem planejamento, por isso a localização dentro da bacia hidrográfica e conseqüentemente a razão de diluição para os despejos líquidos, não é considerada, trazendo problemas como os relatados acima (MOTA, 2003). Outros municípios, que também se encontram na cabeceira, com corpo receptor de reduzida área de drenagem, poderiam diminuir as eficiências de remoção de DBO necessárias às ETEs com a construção de emissários de esgoto tratado, caso de Dolores de Campos, Prados, Resende Costa, Ritópolis, São Francisco de Paula, São Tiago e Lagoa Dourada.

### 3.1.2 Oxigênio dissolvido (OD)

Na Figura 08 são apresentadas as condições esperadas para a bacia, para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável OD. Pode-se verificar que, mesmo para os Cenários 01 e 02, sem intervenções na bacia, há uma predominância absoluta para Classe 1 nos trechos modelados, evidenciando, de maneira geral a boa qualidade da água. Segundo Teodoro et al.(2013) e von Sperling (2014b), elevadas vazões favorecem maior diluição de despejos e também maiores condições para reoxigenação, permitindo encontrar maiores valores de OD.

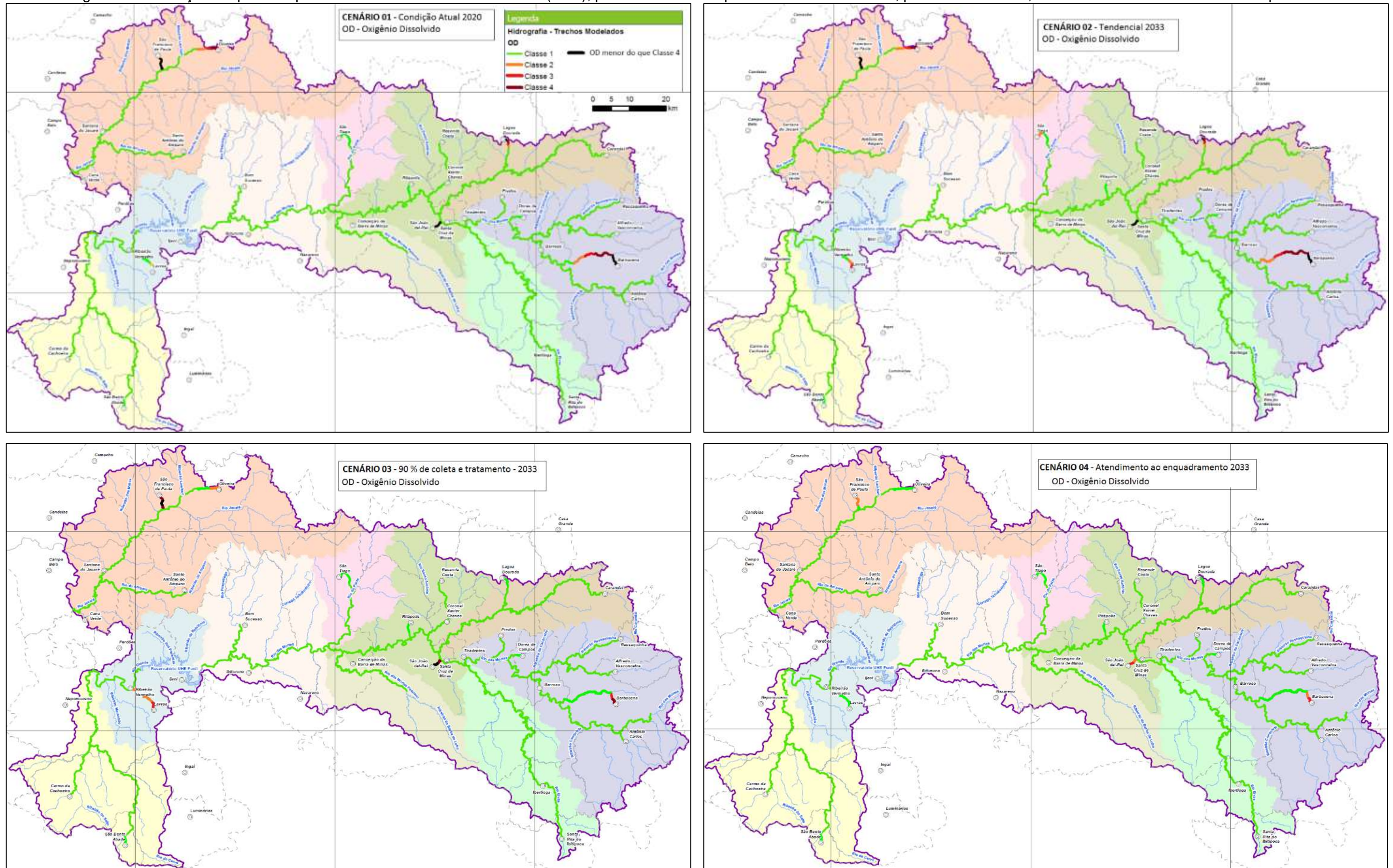
Nos perfis longitudinais para o rio das Mortes (Figura 07), podemos verificar que o OD sempre está acima de  $6,5 \text{ mg L}^{-1}$ , mesmo a jusante do município de São João Del Rei, onde ocorre o OD crítico. As exceções aos excelentes valores para OD ocorrem em 6 trechos específicos, localizados em cabeceiras e com lançamentos de esgotos significativos, conforme descrito na Tabela 11.

Figura 07 - Perfis longitudinais, OD, para os 4 cenários estudados – rio das Mortes.



Fonte: Do autor (2023).

Figura 08 - Condições esperadas para a bacia Vertentes do rio Grande (GD2), para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável OD, de acordo com as 4 classes de enquadramento.



Fonte: Do autor (2023).

Tabela 11 - Trechos com condição adversa do enquadramento proposto.

Cidade	Curso d'água	Sub-bacia	Enq	Condição por Cenário			
				C-01	C-02	C-03	C-04
Barbacena	Caieiros	ARM	3	(a)	(a)	4,3,1	3,2,1
Lagoa Dourada	Tanque Grande	CAR	2	(b)	(b)	1	1
São João Del Rei	Água Limpa	MRM	3	(c)	(c)	(d)	4,3
Lavras	Rib. Vermelho	ABRG	2	2,1	3,2,1	3,2	1
Oliveira	Maracanã	JAR	2	4,3,2,1	4,3,2,	2,1	1
S. F. de Paula	Machadinha	JAR	2	(e)	<sup>1</sup> (e)	(d)	2,1

Nota: Enq = Classe de enquadramento ARM = Alto rio das Mortes CAR = Carandaí  
 MRM = Médio rio das Mortes ABRG = Alto do baixo rio Grande JAR = Rio Jacaré  
 (a) Apresenta as 4 classes, um trecho abaixo da classe 4 ( $OD < 2,0 \text{ mg L}^{-1}$ ) e anaerobiose  
 (b) Apresenta as 4 classes e um trecho abaixo da classe 4  
 (c) Parte do trecho abaixo da classe 4 e anaerobiose  
 (d) Parte do trecho na classe 4 e parte abaixo dela  
 (e) Anaerobiose

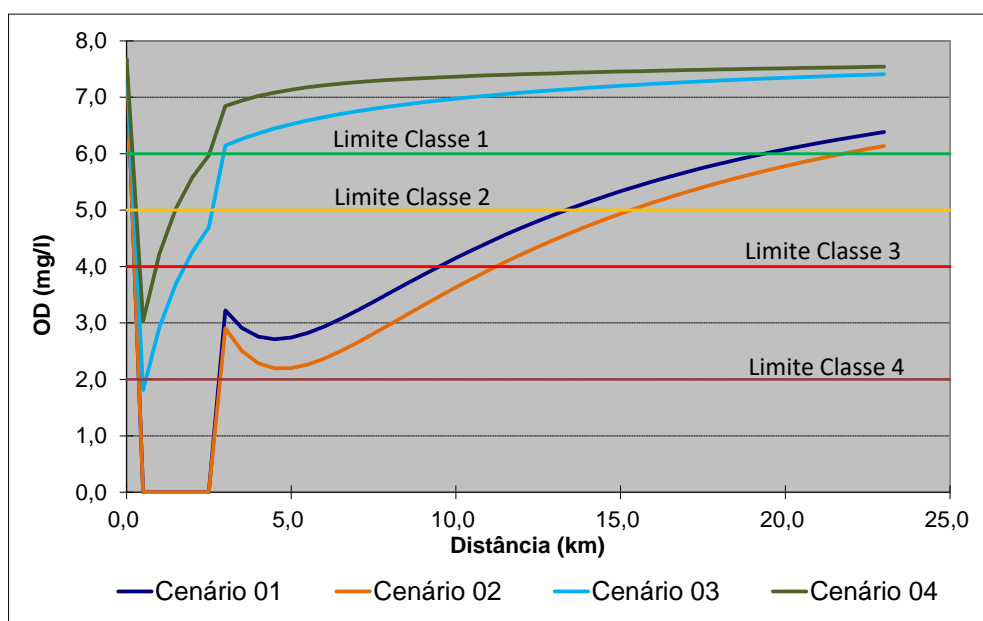
Fonte: Do autor (2023).

O ribeirão Caieiros, para os dois primeiros cenários, apresenta trechos abaixo da classe 4 e até mesmo de anaerobiose. As intervenções propostas no C-3 não se mostraram suficientes, ocorrendo ainda um trecho na classe 4 (Figura 09). Para alcançar a Classe 3, mantendo o ponto de lançamento logo a jusante da área urbana do município, além de uma eficiência de remoção de DBO de 97%, o OD do esgoto tratado deveria ficar acima de  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  (TABELA 10). Na Figura 09 são apresentados os perfis longitudinais para o ribeirão Caieiros. (Os perfis longitudinais, para todos os cursos d'água modelados, para a variável OD, podem ser consultados no Apêndice K).

Situação semelhante ocorre no ribeirão Água Limpa (São João Del Rei) e no Machadinha (São Francisco de Paula), em que eficiências superiores a 93% na remoção de DBO e esgoto tratado com  $OD \geq 3,0 \text{ mg L}^{-1}$  são necessários para o atendimento do enquadramento. No ribeirão Vermelho (Lavras), a partir do ano de 2033, eficiências superiores a 97% seriam necessárias. Dos seis trechos, apenas para o Tanque Grande (Lagoa Dourada) e Maracanã/Buriti (Oliveira), as exigências previstas no Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020) seriam suficientes para manter OD dentro dos limites do enquadramento.

De maneira geral verificou-se que as obrigações previstas no Marco Legal do Saneamento não serão suficientes para manter os cursos d'água dentro do enquadramento proposto. A implantação de ETEs com elevada eficiência na remoção de DBO e/ou implantação de emissários de esgoto tratado, sobretudo para municípios de cabeceira, se fará necessário.

Figura 09 - Perfis longitudinais, OD, para os 4 cenários estudados – ribeirão Caieiros (Barbacena).



Fonte: Do autor (2023).

### 3.2 Resultados do modelo probabilístico / análise de incerteza

Neste item serão apresentados os resultados da modelagem, com a geração dos perfis longitudinais, para as variáveis DBO e OD, para todas as simulações feitas, criando gráficos de bandas de incerteza (BRUM et al., 2022). Por limitações técnicas do excel, para estes gráficos, foram apresentados os perfis somente para as primeiras 250 simulações (das 1.000 realizadas).

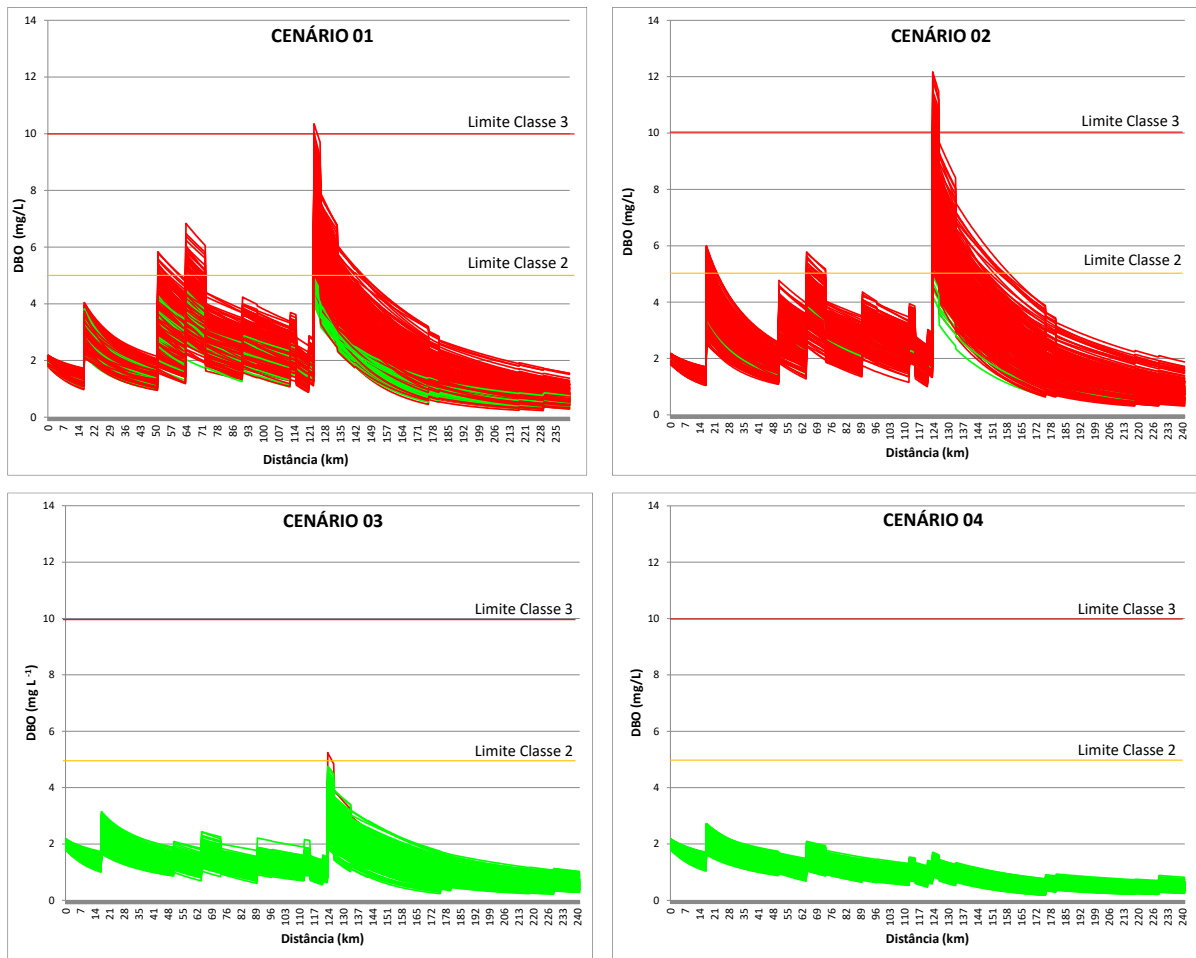
Nos cenários avaliados, se as simulações gerassem resultados dentro da Classe 2, os pontos eram plotados na cor verde e as demais na cor vermelha. No cálculo da probabilidade (P) de atendimento ao enquadramento, utilizou-se a Equação 6.

$$P = (\text{número de simulações que atenderam ao padrão} / 1000) * 100 \quad (6)$$

### 3.2.1 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Nas Figura 10 e 11, respectivamente, são apresentados os gráficos de bandas de incerteza, para os perfis longitudinais de DBO, ao longo do leito principal do rio das Mortes e rio do Amparo (os gráficos para os demais cursos d'água modelados são apresentados no Apêndice L).

Figura 10 - Gráficos de bandas de incerteza para o rio das Mortes – DBO.



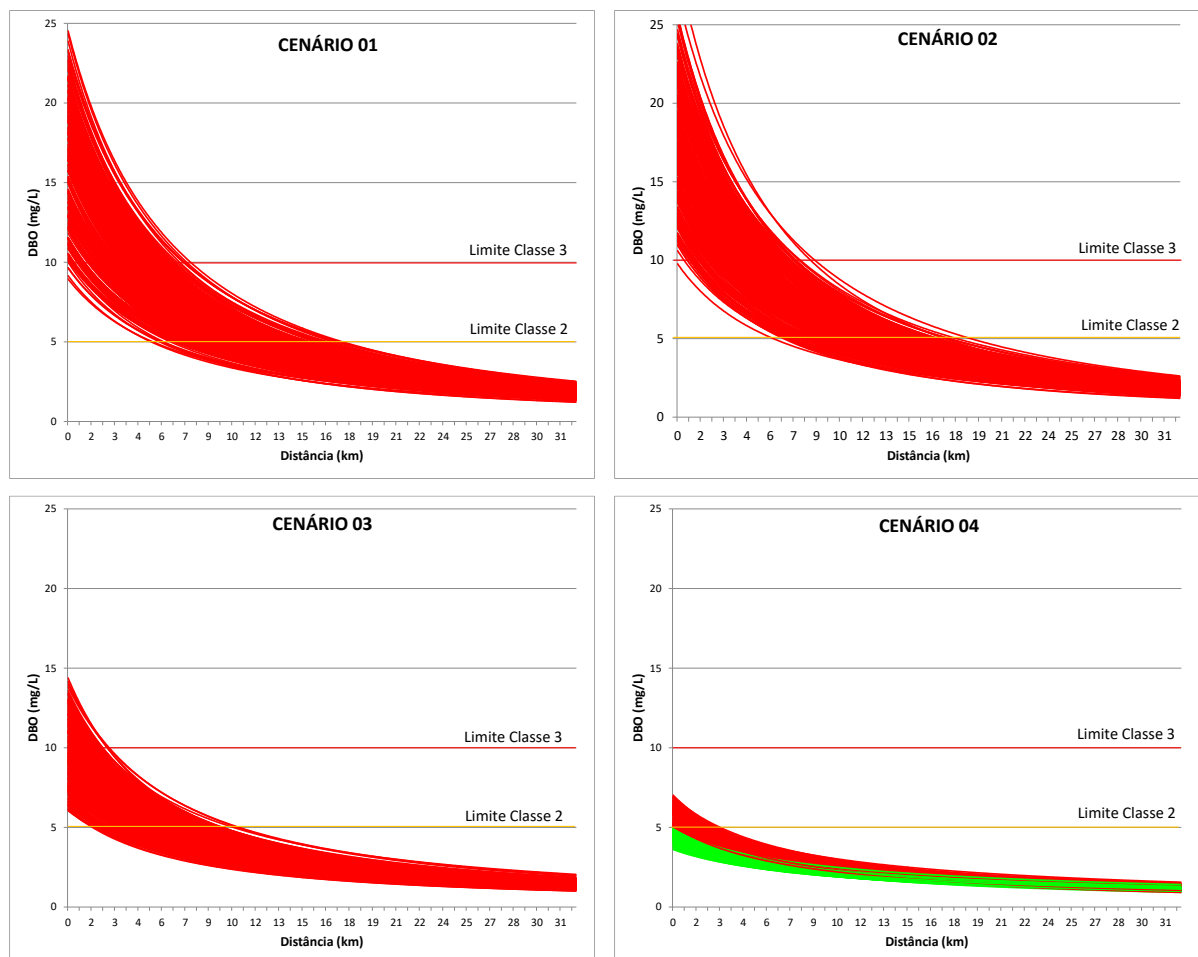
Fonte: Do autor (2023).

Para o C-01, considerando-se somente o leito principal do rio das Mortes, a probabilidade de atendimento da Classe 2, foi de 12,9% (curvas verdes do gráfico). No C-02, a probabilidade caiu para 3,6%, enquanto que em C-03 e C04, as probabilidades sobem para 99,9 e 100 %, respectivamente.

Considerando o enquadramento como classe 3, a probabilidade de atendimento é de 97,6 e 83,4 % nos C-01 e 02 respectivamente. Verifica-se que há somente possibilidade de ultrapassar os limites da Classe 3 nos pontos próximos ao km 123, onde ocorre a confluência com o ribeirão Água Limpa, trazendo os despejos de São João Del Rei. Isto vem ao encontro dos resultados encontrados com o modelo determinístico. Nos outros dois cenários, a probabilidade é de 100%.

Da mesma forma que o modelo determinístico, o modelo probabilístico apresentou melhores resultados para os trechos da bacia com maior área de drenagem e, conseqüentemente, maior vazão de diluição dos despejos, sendo o rio do Amparo, o contraponto do encontrado para o rio das Mortes.

Figura 11 - Gráfico de bandas de incerteza para o rio do Amparo – DBO.



Fonte: Do autor (2023).

Podemos verificar que, para os três primeiros cenários, em todas as simulações realizadas, o limite para a classe 2 é ultrapassado. Até mesmo para o C-04, a probabilidade de toda a extensão do curso d'água atender à classe 2 é de apenas 43,0 %. Para este cenário, a probabilidade de 100% de atendimento começa após o 3 km, o mesmo ocorrendo, respectivamente, no 11, 19 e 18 km, nos Cenários 03, 02 e 01. Desta forma, os resultados probabilísticos vêm complementar os determinísticos, informando que, mesmo com a eficiência de remoção de DBO proposta no C-04, teremos probabilidade de 100% de atendimento da classe 2 apenas a partir do km 3.

Na Tabela 12 estão apresentadas as probabilidades de atendimento do enquadramento, para cada curso d'água modelado.

Tabela 12 - Probabilidade de atendimento do enquadramento por cenário.

Curso d'água	Probabilidade de Atendimento ao Enquadramento (%)							
	Cenário 01		Cenário 02		Cenário 03		Cenário 04	
	DBO	OD	DBO	OD	DBO	OD	DBO	OD
Rio das Mortes *	97,6	100,0	83,4	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Bacia do Alto Rio das Mortes								
Bandeirinha	0,3	100,0	0,0	100,0	37,7	100,0	62,5	100,0
Caieiros *	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Loures	70,0	100,0	21,8	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Ressaquinha	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	16,3	100,0
Patusca	0,0	94,5	0,0	56,3	0,0	94,2	17,0	99,4
Pinhão	0,0	86,6	0,0	32,7	0,0	32,7	13,4	52,0
Bacia do rio das Mortes Pequeno								
Barba de Lobo	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Médio rio das Mortes								
Água Limpa *	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	52,6	63,2
Quilombo	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	30,1	100,0
Paiol/Ritápolis	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	98,9	30,2	100,0
Bacia do rio Elvas								
Elvas/Santa Rita	0,0	100,0	0,0	100,0	54,9	100,0	63,8	100,0
Bacia do Baixo do Alto rio Grande								
Ribeirão Vermelho	0,0	55,6	0,0	35,1	0,0	35,1	74,2	60,4
Rio Grande	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Bacia do rio Jacaré								
Maracanã/Jacaré	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	62,3	44,2	100,0
Machadinha/SFP	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	73,5	37,2
Amparo	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	52,5	100,0
Bacia do rio do Peixe								
Sujo/Peixe	0,0	52,9	0,0	33,5	0,0	65,6	51,1	100,0
Baixo rio das Mortes								
Pirapetinga	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Bacia do rio Carandaí								
Carandaí	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	55,3	100,0
Tanque Grande	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	32,3	53,6	100,0
Bacia do rio do Cervo								
Algodão/Cervo	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	32,1	100,0
Salto	0,0	100,0	0,0	100,0	17,9	100,0	39,8	100,0

\* Enquadrados na classe 3

Fonte: Do autor (2023).

Verifica-se, por exemplo, que o ribeirão Barba de Lobo (com grande área de drenagem), recebendo os despejos de Conceição da Barra de Minas, tem probabilidade de atendimento ao enquadramento de 100%, tanto para DBO, quanto

para OD, nos quatro cenários estudados. Já o córrego Maracanã (com pequena área de drenagem), que recebe os despejos de Oliveira, e depois desagua no rio Jacaré, não tem nenhuma probabilidade de atendimento ao enquadramento nos cenários 01 e 02. No cenário 03, possui 0 e 62,3% para as variáveis DBO e OD respectivamente. Mesmo no cenário 04, tem 100% apenas para a variável OD, sendo 44,2% para DBO.

No C-04, que considera as condições necessárias para que o enquadramento seja alcançado, com a população do ano de 2033, podemos verificar que não há 100% de probabilidade de atendimento em boa parte dos cursos d'água. Essa condição ocorre em razão dos elevados valores de DBO próximo ao ponto de lançamento, implicando em não atendimento. A condição do curso d'água melhora a jusante, na medida em que os fenômenos de autodepuração vão ocorrendo (VON SPERLING, 2014a). Na Tabela 13 são apresentadas as distâncias necessárias, para cada curso d'água, para que haja 100% de probabilidade de atendimento do enquadramento.

Tabela 13 - Distância necessária para que ocorra probabilidade de 100 % de atendimento do enquadramento (C-04).

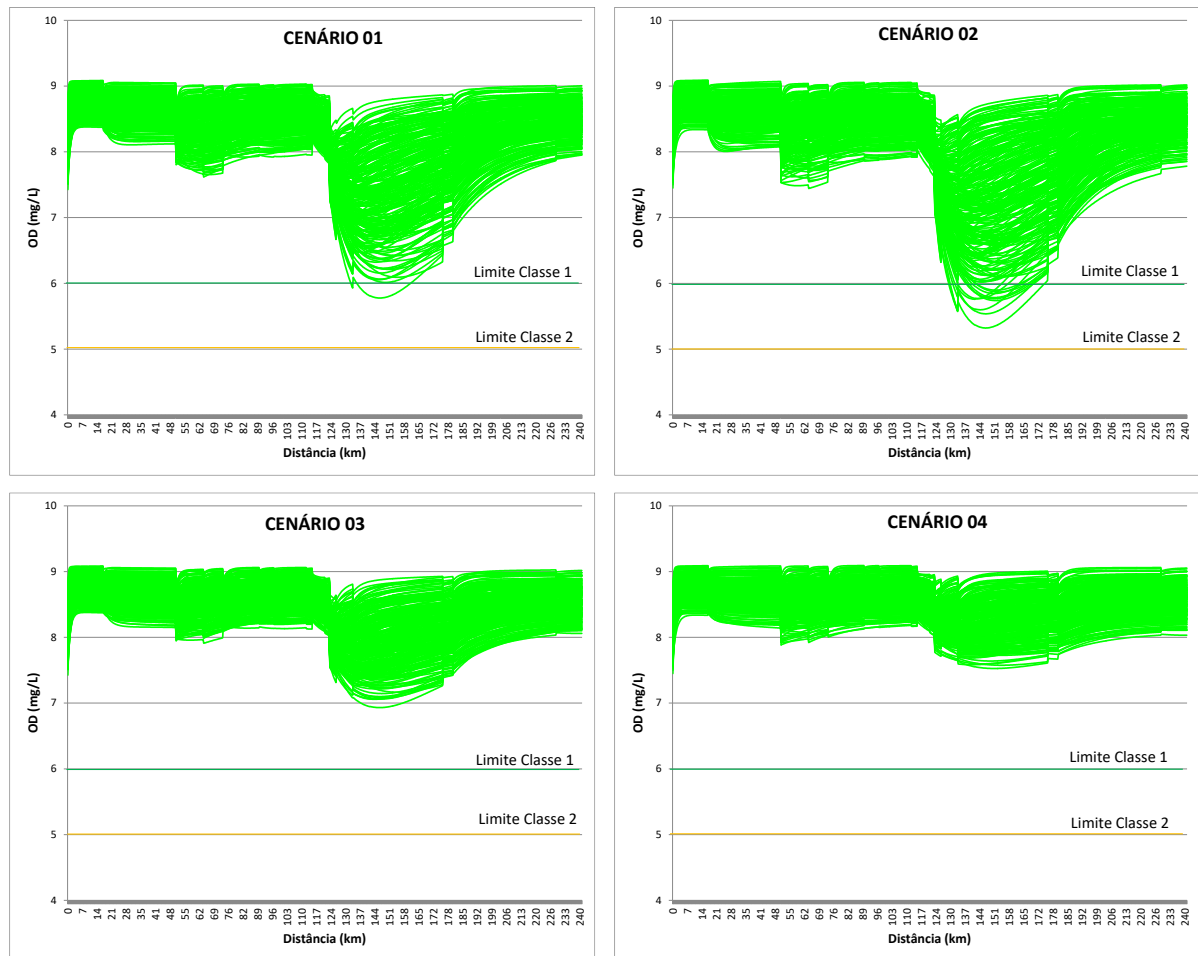
<b>Curso d'água/cidade</b>	<b>Distância</b>
Bandeirinha/Antônio Carlos	Maior do que sua extensão
Caieiros/Barbacena	3 km (primeiro afluente)
Ressaquinha/Ressaquinha	2,3 km
Patusca/Alfredo Vasconcelos	1,8 km
Pinhão/Prados	2,2 km
Água Limpa/São João del Rei	3 km (primeiro afluente)
Quilombo/Resende Costa	1,6 km
Paiol/Ritópolis	1,2 km
Elvas/Santa Rita do Ibitipoca	2,7 km (Santa Rita) 2,0 km (Ibertioga)
Ribeirão Vermelho/Lavras	3,8 km
Maracanã/Oliveira	1,1 km
Machadinha/São Francisco de Paula	4,1 km
Amparo/Santo Antônio do Amparo	3,6 km
Sujo/São Tiago	1,4 km
Carandaí/Carandaí	5,6 km
Tanque Grande/Lagoa Dourada	1,4 km
Algodão/São Bento do Abade	1,7 km
Salto/Carmo da Cachoeira	3,1 km

Fonte: Do autor (2023).

### 3.2.2 Oxigênio dissolvido (OD)

Nas Figuras 12 e 13 estão apresentados os gráficos de bandas de incerteza, para os perfis longitudinais de OD, respectivamente, ao longo do leito principal do rio das Mortes e ribeirão Caieiros (os gráficos para os demais cursos d'água modelados são apresentados no Apêndice M).

Figura 12 - Gráfico de bandas de incerteza para o rio das Mortes – OD.

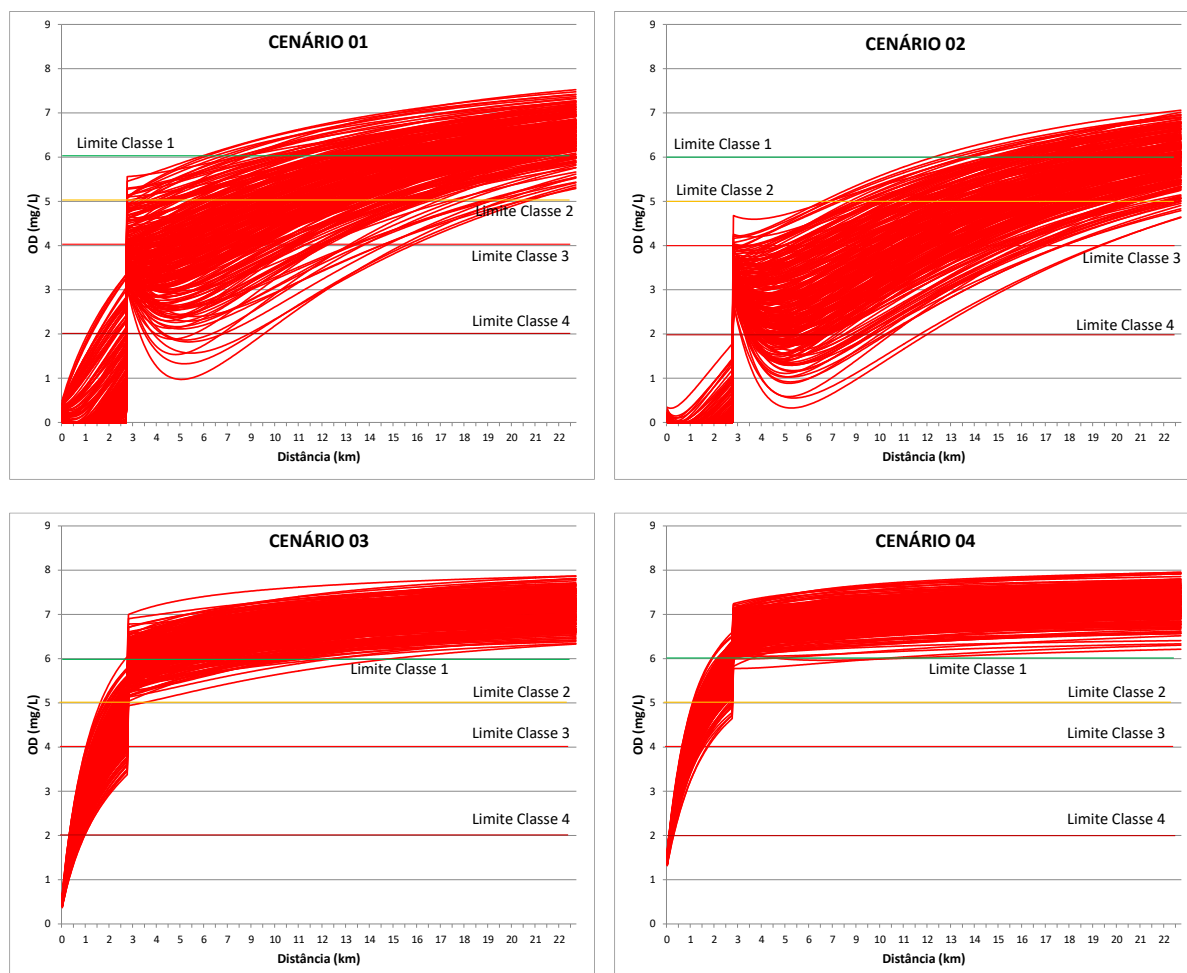


Fonte: Do autor (2023)

Observa-se que o leito principal do rio das Mortes apresenta elevados valores de OD, com 100% de probabilidade de classe 2 para os C-1 e 2. Já para C-3 e C-4 há 100% de probabilidade para a classe 1, com valores mínimos de OD acima de 7 mg L<sup>-1</sup>, corroborando os resultados do modelo determinístico. Os bons resultados de OD estão presentes em quase todos os cursos d'água modelados, com exceção dos seis

trechos já elencados no modelo determinístico (TABELA 11). As probabilidades de atendimento podem ser verificadas na Tabela 12.

Figura 13 - Gráfico de bandas de incerteza para o rio Caieiros – OD.



Fonte: Do autor (2023).

Para o rio Caieiros em nenhuma das simulações o curso d'água esteve integralmente dentro dos limites da Classe 3. Inclusive, nos cenários 1 e 2, podemos verificar simulações onde ocorre anaerobiose. Para o cenário 02, a probabilidade de que os 3 primeiros quilômetros sejam integralmente anaeróbios é de 67,5%, sendo observadas condições semelhantes em outros 3 trechos modelados (TABELA 14).

Tabela 14 - Probabilidade de ocorrência de anaerobiose.

Curso d'água	Probabilidade (%)			
	C01	C02	C03	C04
Caieiros (Barbacena)	77,7	98,9	0,0	0,0
Água Limpa (São João del Rei)	90,2	94,6	29,4	0,0
Machadinha (São Francisco de Paula)	97,0	99,9	26,1	0,0
Tanque Grande (Lagoa Dourada)	40,3	52,2	0,0	0,0

Fonte: Do autor (2023).

### 3.3 Análise do impacto do enquadramento no licenciamento ambiental

Os cursos d'água elencados na Tabela 11, que apresentam não conformidade ao enquadramento para a variável OD, consistem em trechos da bacia problemáticos para o licenciamento ambiental de empreendimentos geradores de efluentes líquidos, não sendo autorizado o lançamento de novos despejos, até que o atendimento do enquadramento seja estabelecido.

### 3.4 Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade foi realizada para todas as simulações do modelo, apresentando resultados ligeiramente diferentes para cada curso d'água estudado. A título de exemplo, na Tabela 15 são apresentados os resultados para o rio do Peixe.

Tabela 15 – Análise de sensibilidade para a modelagem do rio do Peixe.

Variável	Símbolo	Valor de “p”	Importante
Esgoto Sanitário			
Vazão	Q e	$7,93 \times 10^{-7}$	SIM
DBO do esgoto bruto	DBO e	$3,03 \times 10^{-95}$	SIM
Nitrogênio Orgânico	N org e	0,122	NÃO
Nitrogênio Amoniacal	N amo e	0,106	NÃO
Corpo receptor a montante do lançamento			
Vazão	Q r	$4,19 \times 10^{-7}$	SIM
Oxigênio Dissolvido	OD r	$4,17 \times 10^{-9}$	SIM
DBO	DBO r	0,462	NÃO
Nitrogênio Orgânico	N org r	0,090	NÃO
Nitrogênio Amoniacal	N amo r	0,486	NÃO
Nitrito	N nitrito r	0,150	NÃO
Nitrato	N nitrato r	0,067	NÃO
Ao longo do corpo receptor			
Velocidade	V r	0,198	NÃO
Profundidade	H r	0,164	NÃO

Temperatura	T r	$3,11 \times 10^{-4}$	SIM
Potencial hidrogeniônico	pH r	0,411	NÃO
Coeficientes do modelo – DBO e OD			
Desoxigenação	K <sub>1</sub>	0,028	SIM
Decomposição	K <sub>D</sub>	$5,31 \times 10^{-48}$	SIM
Sedimentação DBO	K <sub>S</sub>	0,117	NÃO
Máximo aceito para valor K <sub>2</sub>	K <sub>2 max</sub>	$1,39 \times 10^{-7}$	SIM
Coeficientes do modelo – Nitrogênio			
Sedimentação N org	K so	0,344	NÃO
Conversão Norg-Namo	K oa	0,396	NÃO
Conversão Namo-Nnitrito	K an	0,017	SIM
Conversão Nnitrito-Nnitrato	K nn	0,334	NÃO
O <sub>2</sub> equiv. Conversão Namon-Nnitrito	O <sub>2</sub> Namon	0,126	NÃO
O <sub>2</sub> equiv. Conversão Nnitrito-Nnittrato	O <sub>2</sub> Nnitri	0,262	NÃO

---

Fonte: Do autor (2023).

No Apêndice N são apresentados os resultados da análise de sensibilidade para todos os cursos d'água estudados, sendo que, de maneira geral, o modelo foi sensível às variáveis:

- Vazão e DBO no esgoto bruto;
- Vazão, OD, velocidade e temperatura do rio;
- Coeficiente de decomposição – K<sub>d</sub>.

O coeficiente K<sub>2</sub> não apareceu, diretamente, na análise de sensibilidade. No modelo ele foi calculado por fórmulas hidráulicas como função da velocidade. Assim a sensibilidade do modelo a ele foi avaliada pela sensibilidade à velocidade. Sabe-se que a previsão de OD em modelos de qualidade de água são muito sensíveis a essa variável (NING et al., 2001; VON SPERLING, 2014<sup>a</sup>).

Pela análise de sensibilidade, conclui-se pela extrema importância de um monitoramento sistemático na bacia, principalmente para a caracterização quantitativa e qualitativa do esgoto bruto, dos cursos d'água, aumentando a rede de estações fluviométricas e de qualidade. Também são importantes pesquisas no sentido de se diminuir a incerteza da definição dos coeficientes K<sub>d</sub> e K<sub>2</sub>.

## 4. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- a) a análise conjunta do modelo determinístico e probabilístico adotado se mostrou uma interessante ferramenta para a gestão de bacia hidrográficas, em razão da relativa simplicidade de aplicação, principalmente para o Brasil, onde a universalização da coleta e do tratamento de esgotos sanitários ainda não é uma realidade;
- b) constatou-se a boa qualidade da água, para as variáveis DBO e OD, em todos os cenários, nos cursos d'água com maior capacidade de diluição de efluentes, sendo o contrário verificado para rios menos caudalosos, sobretudo para os cenários atual e futuro sem melhoria das condições de saneamento; A cobertura de 90% de coleta e tratamento, prevista para o ano de 2033, baseado no novo marco de Saneamento, e considerando remoção de 70 % de DBO, conforme determina o padrão de lançamento, não é suficiente para atendimento de quaisquer trechos de cursos d'água;
- c) e alcançar a eficiência necessária de remoção de DBO em 2033 é pouco factível em muitos trechos, sendo preciso a tomada de outras medidas, como a escolha de outros corpos receptores (de maior vazão) e maior controle de outras fontes de poluição.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, C. H. M. DE; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 45–56, 13 out. 2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. **Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos - SNIRH**. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>>. Acesso em: 3 jan. 2022.
- AMÂNCIO, D. V. et al. Qualidade da água nas sub-bacias hidrográficas dos rios Capivari e Mortes, Minas Gerais. **Scientia Agraria**, v. 19, n. 1, p. 75, 10 abr. 2018.
- ANA. **Implementação do enquadramento em bacias hidrográficas no Brasil; Sistema nacional de informações sobre recursos hídricos – Snirh no Brasil: arquitetura computacional e sistêmica**. Brasília: Caderno de Recursos Hídricos 6 - Agência Nacional de Águas - ANA, 2009.
- ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control**. New York: Marcel Dekker, 1981.
- ASHOURI, M. J.; RAFEI, M. Analysis of asymmetries in air pollution with water resources, and energy consumption in Iran. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 18, p. 17590–17601, 2018.
- BECK, M. B. Water quality modeling: a review of the analysis of uncertainty. **Water Resources Research**, v. 23, n. 8, p. 1393–1442, 1987.
- BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2a. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 - classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento**. BRASIL: Diário Oficial da União, 2005.
- BRASIL. **Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020 - marco legal do saneamento básico**. Brasília: Diário Oficial da União, 2020.
- BROWN, L.; BARNWELL, T. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual**. Athens: US Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Environmental Research Laboratory, 1987.
- BRUM, M. et al. Analysis of a probabilistic approach for modelling and assessment of the water quality of rivers. **Journal of Hydroinformatics**, v. 24, n. 4, p. 783–797, 2022.
- BUI, H. H. et al. Integration of SWAT and QUAL2K for water quality modeling in a data scarce basin of Cau River basin in Vietnam. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v.

19, n. 2, p. 210–223, abr. 2019.

CBH-GD2. **Deliberação Normativa CBH GD2 N° 22, de 13 de agosto de 2018. Enquadramento dos corpos de água da Bacia Hidrográfica do Rio das Mortes - UPGRH GD2.** São João Del Rei: Comitê da Bacia Hidrográfica do rio das Mortes, 2018.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling.** New York: WCB/McGraw-Hill, Mc, 2008.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias.** [s.l.] Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001.

COSTA, D. DE A. **O enquadramento de recursos hídricos como estratégia para melhoria da qualidade da água: o caso do rio piabanha/RJ.** [s.l.] Tese (Doutorado em Planejamento Estratégico) - Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), 2021.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, p. 232–245, 31 ago. 2011.

DE MENEZES, J. P. C.; DE OLIVEIRA, L. F. C.; SALLA, M. R. Incertezas sobre a modelagem matemática de qualidade da água em curso de água Urbano. **Ciencia y Engenharia/ Science and Engineering Journal**, v. 25, n. 2, p. 1–8, 2016.

DE OLIVEIRA FILHO, A. A.; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio poti em teresina (PI). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 3–14, 6 jul. 2018.

EPA, U. S. E. P. A. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS.** Athens: EPA, 1987.

FAN, C.; WANG, W.; LIU, K. F. Sensitivity analysis and water quality modeling of a tidal river using a modified Streeter-Phelps equation with HEC-RAS-calculated hydraulic characteristics. **Environ Model Assess**, v. 17, p. 639–651, 2012.

GOMES, S. H. R. et al. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 2, p. 275–285, 1 mar. 2018.

GOMIDES, C. E. et al. Deterministic and probabilistic modeling of microbiological quality using the QUAL-UFMG: a water resource management tool applied on the slope waters of the Grande River, Brazil. **Water Science & Technology**, v. 87, n. 8, p. 2020–2042, 15 abr. 2023.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censos demográficos dos anos de 2000 e 2010.** Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 3 jan. 2022.

IGAM, I. M. DE G. DAS Á.-. **Monitoramento de Qualidade das Águas Superficiais**. Disponível em:

<<http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/416>>. Acesso em: 3 jan. 2022.

IGAM, I. M. DE G. DAS Á. –. **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio das Mortes**. Belo Horizonte: IGAM, 2013.

KAUFMAN, D. E. et al. Supporting cost-effective watershed management strategies for Chesapeake Bay using a modeling and optimization framework. **Environmental Modelling and Software**, v. 144, n. July, p. 105141, 2021.

KHORASHADI ZADEH, F. et al. A fast and effective parameterization of water quality models. **Environmental Modelling and Software**, v. 149, n. January, p. 105331, 2022.

KOO, H. et al. A global sensitivity analysis approach for identifying critical sources of uncertainty in non-identifiable, spatially distributed environmental models: A holistic analysis applied to SWAT for input datasets and model parameters. **Environmental Modelling & Software**, v. 127, p. 104676, maio 2020.

KROESE, D. P. et al. Why the Monte Carlo method is so important today. **WIREs Computational Statistics**, v. 6, n. 6, p. 386–392, 20 nov. 2014.

LIANG, W.; YANG, M. Urbanization, economic growth and environmental pollution: Evidence from China. **Sustainable Computing: Informatics and Systems**, v. 21, p. 1–9, mar. 2019.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoring and modeling of water quality in a semiarid watershed. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 125–135, 1 jan. 2018.

LINDENSCHMIDT, K. E.; FLEISCHBEIN, K. Structural uncertainty in a river water quality modelling system. **Ecological Modelling**, v. 204, p. 289–300, 2007.

MACHADO, E. S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. DE C. A. Comments on the water quality classification of water bodies. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 261–269, 2019.

MATOS, M. P. DE et al. Modelagem da progressão da DBO obtida na incubação de esgoto doméstico sob diferentes temperaturas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 821–828, out. 2017.

MENEZES, J. P. C. et al. Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of small tropical urban stream. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n. 4, 28 out. 2015.

MINAS GERAIS. **DELIBERAÇÃO NORMATIVA CERH nº 59, de 13 de dezembro de 2018. Enquadramento dos corpos de água da Bacia Hidrográfica do Rio das**

**Mortes - UGRH GD2.** Minas Gerais: Diário Oficial de Minas Gerais, 2018.

MINAS GERAIS. **DELIBERAÇÃO NORMATIVA CONJUNTA COPAM-CERH/MG Nº 8, DE 21 DE NOVEMBRO DE 2022. Enquadramento e Padrão de lançamento de efluentes.** Minas Gerais: Diário Oficial de Minas Gerais, 2022.

MOTA, S. **Urbanização e Meio Ambiente.** 3. ed. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.

NING, S. K. et al. Assessing pollution prevention program by QUAL2E simulation analysis for the Kao-Ping River Basin, Taiwan. **Journal of Environmental Management**, v. 61, p. 61–76, 2001.

PALIWAL, R.; SHARMA, P.; KANSAL, A. Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. **Journal of Environmental Management**, v. 83, n. 2, p. 131–144, abr. 2007.

PUJOL-VILA, F. et al. Portable and miniaturized optofluidic analysis system with ambient light correction for fast in situ determination of environmental pollution. **Sensors and Actuators B: Chemical**, v. 222, p. 55–62, jan. 2016.

QUIJANO, J. C. et al. Three-dimensional model to capture the fate and transport of combined sewer overflow discharges: A case study in the Chicago Area Waterway System. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 362–373, jan. 2017.

SALLA, M. R. et al. Estudo da autodepuração do rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do rio Dourados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105–114, jun. 2013.

SALTELLI, A. et al. Sensitivity analysis: A discipline coming of age. **Environmental Modelling and Software**, v. 146, n. October, p. 105226, 2021.

SEO, M. et al. Evaluating the Impact of Low Impact Development (LID) Practices on Water Quantity and Quality under Different Development Designs Using SWAT. **Water**, v. 9, n. 3, p. 193, 7 mar. 2017.

SNIS. Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto - Visão Geral Ano de Referência 2020. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS**, p. 1–91, 2021.

SPEAR, R. Eutrophication in peel inlet—II. Identification of critical uncertainties via generalized sensitivity analysis. **Water Research**, v. 14, n. 1, p. 43–49, 1980.

SRIKRISHNAN, V.; KELLER, K. Small increases in agent-based model complexity can result in large increases in required calibration data. **Environmental Modelling and Software**, v. 138, n. February, p. 104978, 2021.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. US Public Health Service. **Public Health Bulletin**, v. 146, p. 75, 1925.

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 Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275–288, set. 2013.

THOMANN, R. V; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & Row Publishers, 1987.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA - UFV. **Hidrotec**. Disponível em: <<http://www.hidrotec.ufv.br/>>. Acesso em: 9 maio. 2022.

VON SPERLING, M. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014a.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014b.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016. v. 2

WHITE, J. T. et al. Towards improved environmental modeling outcomes: Enabling low-cost access to high-dimensional, geostatistical-based decision-support analyses. **Environmental Modelling & Software**, v. 139, p. 105022, maio 2021.

## **ARTIGO 03 - MODELAGEM DETERMINÍSTICA E PROBABILÍSTICA DE NUTRIENTES UTILIZANDO O QUAL-UFMG: UMA FERRAMENTA DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS, CONFRONTANDO A LEGISLAÇÃO AMBIENTAL E ENQUADRAMENTO, APLICADA NAS VERTENTES DO RIO GRANDE – BRASIL**

### **RESUMO**

Objetivou-se o desenvolvimento e a aplicação de uma metodologia de modelagem matemática de nitrogênio e fósforo, que pudesse ser aplicada como ferramenta de gestão de recursos hídricos, para qualquer bacia, mas principalmente em países em desenvolvimento. Utilizou-se como estudo de caso a bacia hidrográfica GD-2 (vertentes do rio Grande - Brasil), considerando os esgotos sanitários das sedes urbanas de 30 municípios, empregando o modelo Qual-UFMG, juntamente com simulações Monte Carlo, possibilitando resultados determinísticos e probabilísticos. Foram simulados 4 cenários: condição atual (C-01), tendencial para 2033 (C-01), atendimento ao Marco Legal do Saneamento em 2033 (C-01) e atendimento ao enquadramento proposto (C-04). Em C-01 e C-02, a condição da bacia se mostrou sistematicamente fora dos limites do enquadramento para a variável fósforo e com alguns trechos de cabeceira fora dos limites para nitrogênio amoniacal. Em C-03, considerando 90 % de coleta e tratamento de esgoto, bem como atendimento ao padrão de lançamento de efluentes, a situação se ameniza, mas ainda não é o suficiente para atender ao enquadramento. Em C-04 foram definidas as eficiências de tratamento necessárias para que o enquadramento proposto fosse alcançado. O tratamento terciário, com remoção de fósforo se mostrou necessário na maior parte da bacia. Com relação ao nitrogênio amoniacal, a adoção de tratamento terciário com nitrificação se mostrou necessário apenas nos trechos de cabeceira. O limite de 20 mg L<sup>-1</sup>, definido pela legislação, é suficiente para atendimento do enquadramento da maior parte dos trechos dos cursos d'água, excetuando as cabeceiras. Por outro lado, a definição de limites à médio e longo prazo se torna necessário para a variável P.

Palavras-chave: Poluição da água. Tratamento de esgoto. Autodepuração. Nitrogênio. Fósforo.

## ABSTRACT

The objective was to develop and apply a methodology for mathematical modeling of Nitrogen and Phosphorus, which could be applied as a water resource management tool, for any hydrographic basin, but mainly in developing countries. The GD-2 hydrographic basin (slopes of the Rio Grande - Brazil) was used as a case study, considering the sanitary sewers of the urban centers of 30 municipalities, using the Qual-UFMG model, together with Monte Carlo simulations, allowing deterministic results and probabilistic. Four scenarios were simulated: current condition (C-01), trend for 2033 (C-01), compliance with the Sanitation Legal Framework in 2033 (C-01) and compliance with the proposed framework (C-04). In C-01 and C-02, the condition of the basin was systematically outside the framework limits for the Phosphorus variable and with some headwater stretches outside the limits for Ammoniacal Nitrogen. In C-03, considering 90% of sewage collection and treatment, as well as compliance with the effluent discharge standard, the situation eases, but it is still not enough to meet the classification. In C-04, the treatment efficiencies necessary for the proposed framework to be achieved were defined. Tertiary treatment, with removal of phosphorus, was necessary in most of the basin. With regard to ammonia nitrogen, the adoption of tertiary treatment with nitrification proved necessary only in the headwater sections. The limit of  $20 \text{ mg L}^{-1}$ , defined by legislation, is sufficient to comply with the framework of most stretches of watercourses, except for the headwaters. On the other hand, the definition of medium and long-term limits becomes necessary for the P variable.

Key words: Water pollution. Sewage treatment. Self-purification. Nitrogen. Phosphorus.

## 1. INTRODUÇÃO

O lançamento de esgotos sanitários sem tratamento, ou com tratamento insuficiente, nos cursos d'água superficiais constitui um dos principais problemas ambientais da atualidade, ocorrendo ao redor de todo o mundo, porém de forma mais preocupante nos países em desenvolvimento (ASHOURI; RAFEI, 2018; BUI et al., 2019; LIANG; YANG, 2019). Com esses despejos, além da contaminação pelos sempre citados matéria orgânica e patógenos, há também importante aporte de nutrientes, representados por nitrogênio e fósforo, que merecem especial atenção (BUENO et al., 2019; COLARES et al., 2018; VIDAL et al., 2021).

A possibilidade de eutrofização, sobretudo em ambientes lênticos, com diversas possíveis implicações sobre o ecossistema e a qualidade de água, somada ao potencial tóxico da forma livre da amônia ( $\text{NH}_3$ ) e a possível incidência de doenças, tornam imperativo que estudos sejam feitos e medidas tomadas no sentido de preservar a qualidade do ambiente aquático (BELLO; HANIFFAH, 2021; LAI et al., 2023; ZHANG et al., 2024). Tomando como exemplo o Brasil, segundo o Diagnóstico Temático de Serviços de Água e Esgoto (SNIS, 2021), vemos que apenas 63,2% do esgoto gerado é coletado, sendo que o percentual de tratamento é ainda menor, de 50,8%, com atendimento desigual entre os grandes centros urbanos (maiores porcentagens) e municípios de menor porte (baixo atendimento da população) (SNIS, 2021).

Ressalta-se ainda que das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) existentes no país, um número muito baixo possui o tratamento terciário ou configurações que permitam haver maior remoção de nutrientes (FERREIRA et al., 2021a). Conseqüentemente, há lançamento de uma parcela importante de N e P que estavam presentes no esgoto. Estudos feitos em bacias no estado de Minas Gerais, mostram que muitos dos cursos d'água em desconformidade com a legislação se deve à presença de coliformes termotolerantes e de fósforo (AMÂNCIO et al., 2018; IGAM, 2022, 2013; MARTINS et al., 2017).

Uma interessante ferramenta de gestão de recursos hídricos é o enquadramento dos trechos de cursos d'água em classes, de acordo com seus usos preponderantes, definidos pelos órgãos ambientais e comitês de bacia (DA CUNHA E SILVA et al., 2022; GHAFARI MOGHADAM et al., 2023). A utilização desse dispositivo legal tem como objetivos assegurar às águas, qualidade compatível com

os usos mais exigentes a que forem destinadas, e diminuir os custos de combate à poluição, mediante ações preventivas permanentes (COSTA, 2021; MACHADO; KNAPIK; BITENCOURT, 2019). No Brasil, no que se refere especificamente às águas doces, existem 5 classes, fundamentalmente estabelecidas em acordo com os usos preponderantes dos recursos hídricos (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2022). A primeira é a Classe Especial, que não pode receber despejos de esgoto e serve à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; enquanto que as demais são enumeradas Classes de 1 à 4, sendo que a primeira tem parâmetros mais restritivos de qualidade e destinação para usos mais nobres, havendo aumento da permissividade de valores das variáveis nas classes seguintes.

Visando garantir às águas superficiais qualidade compatível com seus usos, de acordo com a sua classe de enquadramento, a Lei Federal Nº 14.026 (BRASIL, 2020) vem instituir o novo marco legal do saneamento no Brasil, determinando, dentre outras coisas, que os contratos de prestação dos serviços públicos de saneamento básico deverão garantir 90% da população com coleta e tratamento de esgotos até 31 de dezembro de 2033. Uma outra importante ferramenta de gestão é o padrão de lançamento de efluentes, na forma de lei, que em Minas Gerais, determina que a concentração total de nitrogênio amoniacal no efluente seja inferior a 20 mg L<sup>-1</sup> (MINAS GERAIS, 2022), não tendo, no entanto, limites previamente definidos para fósforo.

Entretanto, é preciso saber se as medidas propostas serão efetivas na tarefa de garantir aos cursos d'água a qualidade mínima requerida para a classe em que estão enquadrados e conseqüentemente, para os usos preponderantes a que se destinam, o que só pode ser alcançado com a utilização de modelos matemáticos de qualidade de água (ADEEL-FAROOQ; RAJI; QAMRI, 2023; EL-SHEBLI; SHARRAB; AL-FRAIHAT, 2023; RASOOL; JIANGUO; ALI, 2023). Os modelos de qualidade da água são ferramentas importantes para a gestão eficaz dos recursos hídricos, auxiliando na tomada de decisão ao fornecer simulações da qualidade da água para uma variedade de ações de gestão (KAUFMAN et al., 2021; KOO et al., 2020; WHITE et al., 2021). Além disso, esses modelos diminuem a necessidade de coleta e análise de água, reduzindo os custos em recursos e tempo (BUI et al., 2019; QUIJANO et al., 2017; VON SPERLING, 2014a). Considerando a baixa capacidade de remoção de N e P das ETEs do país, essa avaliação torna-se ainda mais relevante para verificação

dos cenários em relação a esses nutrientes, e que medidas seriam necessárias para mitigar os possíveis impactos.

Esse é o caso de muitas bacias hidrográficas, como da bacia do Rio Grande e de suas unidades de planejamento, tal como a GD2 (Vertentes do rio Grande), com elevado grau de contaminação (em determinados trechos) como observado em estudos como de Amâncio et al. (2018) e Menezes et al. (2015). Assim, ações devem ser tomadas para melhoria da qualidade do curso d'água, com aumento dos índices de tratamento de esgotos, além de revisão dos enquadramentos realizados.

## **2. OBJETIVOS DO TRABALHO**

### **2.1 Objetivo geral**

Com a realização do presente trabalho, objetivou-se desenvolver e aplicar uma metodologia de modelagem da qualidade das águas superficiais, utilizando as variáveis nitrogênio e fósforo, a ser utilizada como ferramenta de gestão ambiental de bacias hidrográficas e sobretudo para confrontar o enquadramento e as obrigações previstas na legislação ambiental, tendo como referência, a bacia GD2 (Vertentes do rio Grande).

### **2.2 Objetivos específicos**

- a) Desenvolver e aplicar uma metodologia de modelagem matemática da qualidade das águas superficiais, para as variáveis nitrogênio e fósforo, de utilização gratuita e relativa facilidade de aplicação;
- b) verificar a condição atual e tendencial da bacia, frente a seu enquadramento e conseqüentemente aos usos preponderantes da água;
- c) verificar se as obrigações previstas no Novo Marco Legal do Saneamento, para o ano de 2033, serão suficientes para alcançar a qualidade requerida para o enquadramento da bacia, relativa a seus usos preponderantes;
- d) verificar se o limite de 20 mg L<sup>-1</sup> para nitrogênio amoniacal total, previsto no padrão de lançamento é necessário ou mesmo suficiente para atender aos usos preponderantes;
- e) determinar as eficiências mínimas de remoção de fósforo e nitrogênio necessárias para atendimento do enquadramento, podendo contribuir para possíveis modificações na legislação existente.

### 3. MÉTODO

Para a realização do presente trabalho, buscou-se uma bacia hidrográfica representativa, com poucas especificidades, que possibilitasse a replicação da metodologia em outras regiões ou mesmo países.

#### 3.1 Bacia Hidrográfica modelada

O Brasil possui 8 grandes bacias hidrográficas (BHs), sendo que a bacia do rio São Francisco, juntamente com a bacia do rio Paraná, cobrem boa parte da região mais populosa do país (ANA, 2009). Em relação à última BH, uma de suas principais sub-bacias é a bacia do rio Grande, que está subdividida em 24 Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos – UPGRH (IGAM, 2013). Para o presente trabalho foi escolhida uma dessas unidades de planejamento, denominada de GD2 (Vertentes do rio Grande), que compreende as áreas drenadas pelo rio das Mortes, Jacaré e Cervo.

O GD2 está localizado na Região do Sul de Minas, entre os paralelos 20° 30' a 22°, latitude sul e 43° 30' a 45°30' longitude oeste, tendo como ponto mais alto, a nascente do Rio das Mortes, na divisa entre os municípios de Barbacena e Senhora dos Remédios, nas encostas da Mantiqueira, a aproximadamente 1.200 m de altitude; e como ponto mais baixo, a foz do Rio Jacaré, na Represa de Furnas, na divisa dos municípios de Campo Belo e Cana Verde, a aproximados 780 m de altitude. O clima da região é tropical de altitude, tendo uma estação chuvosa e outra seca, com períodos de estiagem com pouca ou nenhuma pluviosidade. A área drenada da Bacia é de 10.533 km<sup>2</sup>, dividida em 10 Sub-bacias (FIGURA 01). Em seu interior estão presentes terras de 42 municípios, sendo que desses, 30 lançam ali seus efluentes sanitários (IGAM, 2013). Na Figura 01 também é possível visualizar o enquadramento dos cursos d'água da bacia (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018), de acordo com seus usos preponderantes e a qualidade requerida. Há predominância da classe 2, com 4 trechos de classe 1 e apenas um trecho (longo) de classe 3.

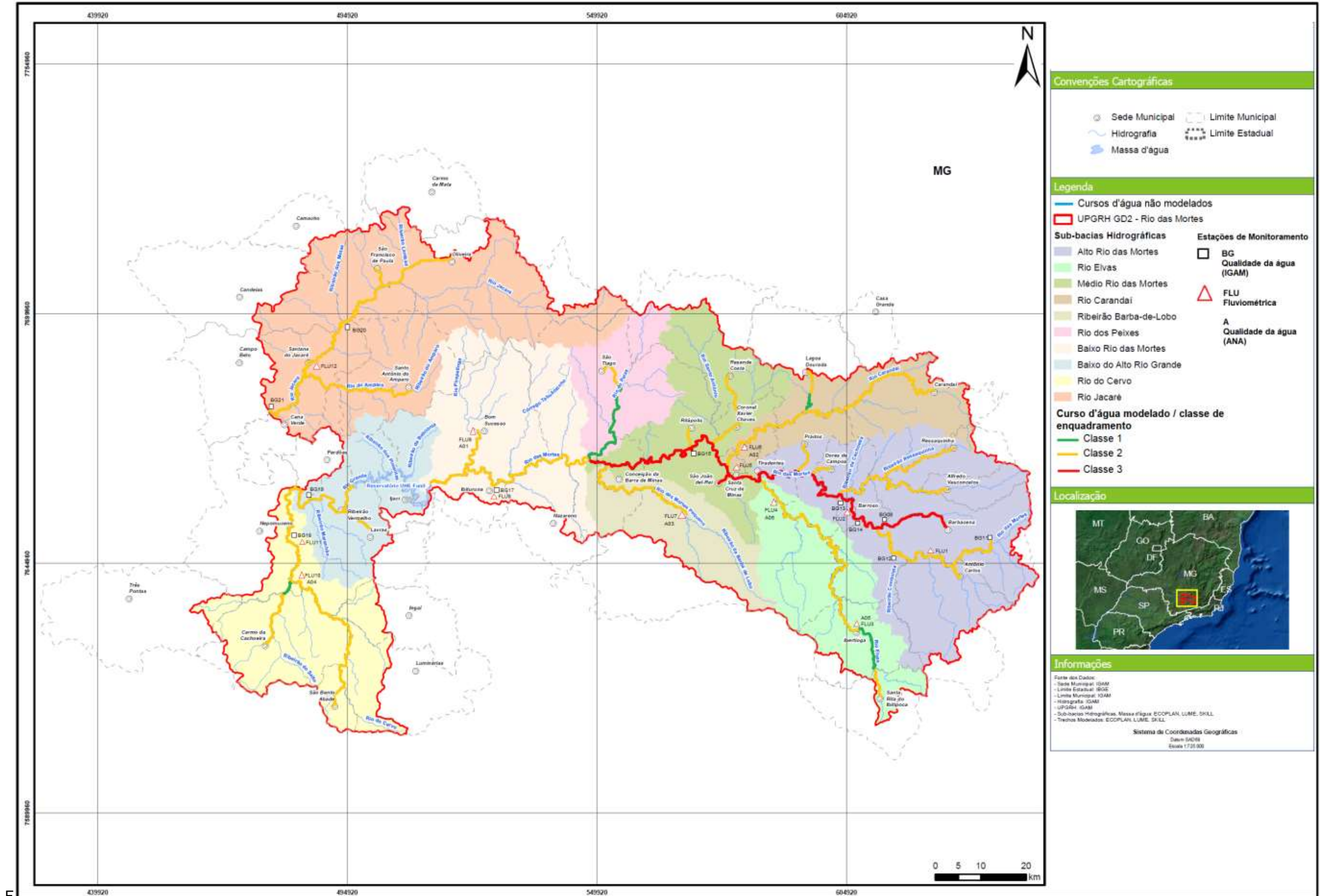
Na Tabela 01 está apresentado o resumo dos sistemas de esgotamento sanitário na bacia, no qual observa-se que apenas 13 sedes municipais possuem alguma forma de tratamento de esgoto sanitário. Da população urbana total da bacia (541.576 habitantes), 95% é atendida com coleta de esgotos, entretanto, somente

21,7 % do esgoto coletado é tratado antes de seu lançamento nos corpos receptores, situação que se mostra preocupante. Do total de despejos gerado, 67,7% correspondem aos quatro maiores municípios da bacia (Barbacena, São João-Del-Rei, Lavras e Oliveira).

Na avaliação, foram modelados os cursos d'água que recebem despejos de áreas urbanas ou possuem pontos de monitoramento de qualidade de água, estando apresentados na Figura 01, bem como a alocação das sedes municipais com seus respectivos pontos de lançamentos de despejos líquidos. No Apêndice A são apresentados os diagramas unifilares do modelo, bem como a descrição detalhada dos trechos modelados.

As vazões de despejos consideradas são aquelas relativas aos lançamentos de esgoto sanitário das áreas urbanas dos 30 municípios localizadas no interior da bacia, estando essas apresentadas na Tabela 01. A alocação dos lançamentos está representada na Figura 01. Como não há monitoramento qualitativo sistemático dos esgotos sanitários nos municípios, considerou-se, para a modelagem determinística, os valores típicos reportados na literatura, conforme indicado na Tabela 02.

Figura 01 - Bacia hidrográfica Vertentes do rio Grande (GD2), trechos modelados, enquadramento, sedes municipais, estações de qualidade e fluviométricas.



Fonte: Do autor (2023).

Tabela 01 - Situação atual de esgotamento sanitário na bacia.

Município/Sub-Bacia	População Urbana 2020	Coleta de esgoto (%)	Q med esgotos (L.s <sup>-1</sup> )		Índice de tratamento (%) *
			Produzido	Coletado	
<b>Bacia do Alto Rio das Mortes</b>					
Alfredo Vasconcelos	4632	100.0	6.29	6.29	0.0
Antônio Carlos	8069	95.0	9.68	9.20	0.0
Barbacena	126477	91.1	122.37	111.48	31.3
Barroso	20236	91.8	39.77	36.51	6.4
Dores de Campos	9297	100.0	17.36	17.36	0.0
Ressaquinha	3091	99.6	3.18	3.17	0.0
Tiradentes	6234	62.8	12.85	8.07	0.0
Prados	6423	97.4	6.01	5.86	100.0
<b>Bacia do Ribeirão Barba-de-Lobo</b>					
Conceição da B. de Minas	2787	61	2.96	1.80	71.8
<b>Bacia do Médio Rio das Mortes</b>					
Coronel Xavier Chaves	1876	100.0	3.52	3.52	0.0
Resende Costa	9280	39.4	11.80	4.65	100.0
Ritópolis	3156	20.0	3.64	0.73	0.0
Santa Cruz de Minas	8664	100.0	28.67	28.67	0.0
São João Del-Rei	85556	99.5	427.98	425.84	3.2
<b>Bacia do Rio Elvas</b>					
Ibertioga	3439	100.0	6.25	6.25	100
Santa Rita do Ibitipoca	2120	90.0	2.48	2.23	0
<b>Baixo do Alto Rio Grande</b>					
Ijaci	6323	100.0	11.10	11.10	85.7
Lavras	99846	90.6	132.32	119.88	100.0
Ribeirão Vermelho	3748	100.0	3.59	3.59	0.0
<b>Bacia do Rio Jacaré</b>					
Oliveira	37301	100.0	50.77	50.77	10.0
Santana do Jacaré	4623	100.0	12.72	12.72	0.0
Santo Antônio do Amparo	16297	100.0	18.18	18.18	33.0
São Francisco de Paula	4678	100.0	26.96	26.96	0.0
<b>Bacia do Rio dos Peixes</b>					
São Tiago	8791	63	11.00	6.96	62.5
<b>Baixo rio das Mortes</b>					
Bom Sucesso	14494	99.8	21.14	21.09	100.0
Ibituruna	2598	100.0	3.01	3.01	0.0
<b>Rio Carandaí</b>					
Carandaí	20016	100.0	41.21	41.21	0.0
Lagoa Dourada	7343	90.0	27.75	24.97	0.0
<b>Rio do Cervo</b>					
Carmo da Cachoeira	9228	84.5	11.23	9.49	0.0
São Bento do Abade	4953	100.0	6.98	6.98	0.0

Nota: \* Com relação ao volume de esgoto coletado

Fonte: SNIS (2021).

Tabela 02 - Caracterização qualitativa média dos esgotos sanitários brutos;

Variável	Valor considerado (mg L <sup>-1</sup> )
Fósforo Orgânico	1
Fósforo Inorgânico	3
Nitrogênio Orgânico	20
Nitrogênio Amoniacal	30

Fonte: Arceivala (1981), Pessoa e Jordão (1982) e Metcalf e Eddy (1991).

### 3.2 Modelo Adotado

Optou-se pela utilização do QUAL-UFMG, um modelo bastante utilizado no Brasil, em razão de sua versatilidade e facilidade de utilização, permitindo maior aplicabilidade e boa confiabilidade (FAN; WANG; LIU, 2012; SRIKRISHNAN; KELLER, 2021). Consiste em uma plataforma em Excel desenvolvida por von Sperling (2014b), a partir de simplificações do modelo QUAL2E (BROWN; BARNWELL, 1987) e adaptação de suas equações para planilhas eletrônicas (DE OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018; LIMA; MAMEDE; LIMA NETO, 2018). Para simplificação técnica, é excluído do modelo o componente algas de sua modelagem e a dispersão longitudinal, uma vez que a advecção é o principal fenômeno de transporte em rios. Os cálculos são feitos considerando a integração numérica pelo método de Euler (TEODORO et al., 2013).

No Qual-UFMG, pode-se avaliar a dinâmica de diversas variáveis, no entanto, o estudo irá se restringir a nitrogênio e fósforo, dada a importância da remoção de nutrientes e o baixo número de ETEs com capacidade de redução dessas variáveis. As simulações considerando coliformes termotolerantes (GOMIDES et al., 2023a) e DBO e OD (GOMIDES et al., sd) estão inseridos em outros trabalhos. Foi contemplada toda a série de nitrogênio: orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, além de fósforo orgânico e inorgânico.

Na legislação do estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2022), não há padrão de lançamento para fósforo e o limite para nitrogênio existe apenas na forma amoniacal, devendo ser inferior a 20 mg L<sup>-1</sup>. Entretanto, salienta-se que qualquer lançamento não poderá tirar a condição do curso d'água da classe em que está enquadrado, havendo limites para nitritos, nitratos, nitrogênio amoniacal (esse em

função do pH) e fósforo (valores diferentes para ambientes lênticos, intermediários e lóticos).

O nitrogênio é encontrado no esgoto bruto na forma orgânica e amoniacal, havendo concentrações desprezíveis de nitrito e nitrato (nitrogênio nítrico). No curso d'água, ETE ou mesmo na rede coletora de esgotos, o nitrogênio orgânico inicia o processo de sedimentação e de conversão a nitrogênio amoniacal, que por sua vez poderá ser convertido a nitrito e desse a nitrato. Já o fósforo se apresenta nas formas orgânica e inorgânica, sendo que a primeira sofre processo de sedimentação e de conversão para a segunda (CHAPRA, 2008; EPA, 1987; THOMANN; MUELLER, 1987). Estes processos seguem reações de cinética de primeira ordem, que, juntamente com os coeficientes adotados, estão apresentadas no Apêndice O.

### 3.3 Dados Fluviais

A vazão referência considerada para diluição de despejos em corpos receptores foi a mínima, média de 7 dias consecutivos, para um tempo de recorrência de 10 anos ( $Q_{7,10}$ ), de acordo com a legislação do Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2022).

Para a obtenção da  $Q_{7,10}$ , em cada ponto dos cursos d'água da bacia, utilizou-se a Equação 1, que relacionada a referida vazão com a área de drenagem a montante. Esta equação foi obtida pela ferramenta Hidrotec (UFV, 2009), disponibilizada pela Universidade Federal de Viçosa – UFV, que fez os estudos hidrológicos para as 12 estações fluviométricas existentes dentro da bacia (Figura 01).

$$Q_{7,10} = 0,00686 * A^{0,9495} \quad (1)$$

Em que:

$Q_{7,10}$  = Vazão mínima, média de 7 dias, para um tempo de recorrência de 10 anos ( $m^3 s^{-1}$ );

A = Área de drenagem a montante do ponto ( $km^2$ ).

Desta forma, a vazão dos corpos receptores foi atualizada para cada segmento considerado, de acordo com sua área de drenagem.

Na Tabela 03 é apresentada a  $Q_{7,10}$  total para cada uma das 10 sub-bacias.

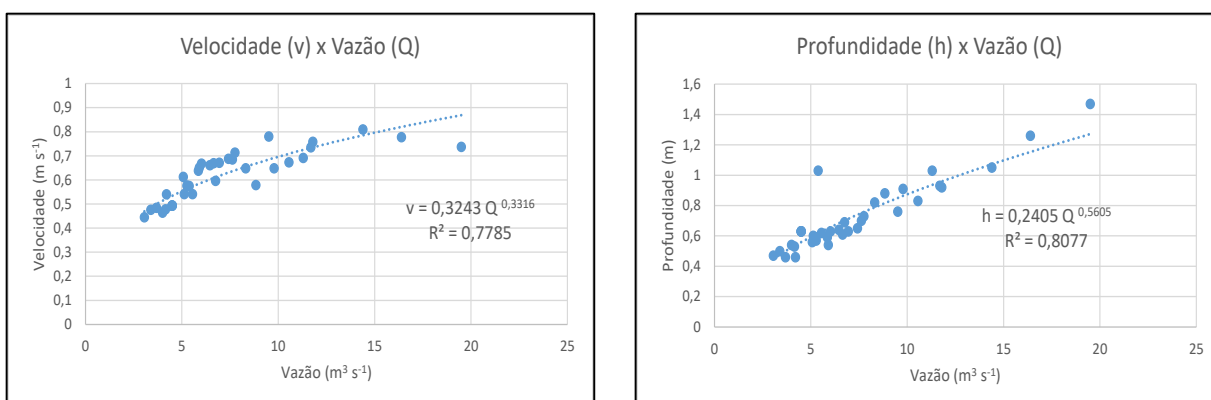
Tabela 03 - Área de drenagem e  $Q_{7,10}$  por sub-bacia.

Sub-Bacia	Área (km <sup>2</sup> )	$Q_{7,10}$ (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )
Rio do Cervo	1105,0	5,32
Rio Elvas	866,6	4,22
Rio das Mortes Pequeno	562,9	2,80
Alto rio das Mortes	1816,6	8,53
Baixo do Alto rio Grande	712,2	3,51
Carandaí	676,2	3,34
Baixo rio das Mortes	1210,8	5,80
Rio do Peixe	511,6	2,56
Médio rio das Mortes	960,2	4,66
Rio Jacaré	2111,4	9,84

Fonte: UFV (2009).

Para a definição das velocidades e profundidades a serem adotadas no trabalho, foi feita a análise de regressão, para as séries históricas das 12 estações fluviométricas existentes dentro da bacia. Foram considerados os dados dos últimos 10 anos de monitoramento, para o período de estiagem (abril a setembro). Assim foram definidas equações que relacionam a vazão escoada com a velocidade e a profundidade do curso d'água, para todas as sub-bacias estudadas. Na Figura 02, estão apresentadas, a título de exemplo, as análises de regressão para a estação fluviométrica FLU1, localizada no Alto rio das Mortes, próximo a sua cabeceira.

Figura 02 - Análises de regressão, estação FLU1, Alto rio das Mortes.



Fonte: Dou autor (2023).

As análises de regressão, para as 12 estações fluviométricas do GD2, podem ser verificadas no Apêndice B.

Em relação aos dados de qualidade, utilizou-se dados de 11 estações de monitoramento de qualidade das águas superficiais (Figura 01) operadas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM, com análises trimestrais e séries históricas desde 1997 (IGAM, 2022); e de 6 estações operadas pela Agência Nacional das Águas – ANA, de menor número de dados e de variáveis analisadas (ANA, 2022), estando os valores médios dos últimos cinco anos, no período de estiagem (abril a outubro), apresentados na Tabela 04.

Tabela 04 - Valores médios para as variáveis relacionadas ao modelo nas estações de monitoramento (dados do período de estiagem dos últimos 5 anos).

Estação	Variáveis (mg L <sup>-1</sup> )						Temperatura (° C)
	P total	N org	N amo	Nitrito	Nitrato	pH	
BG – 08	0,670	0,87	9,04	0,077	1,87	7,2	17,1
BG – 11	0,040	0,23	0,19	0,008	0,74	6,6	16,4
BG – 12	0,044	0,30	0,25	0,022	1,22	6,8	17,1
BG – 13	0,103	0,45	0,68	0,077	1,81	6,9	18,3
BG – 14	0,097	0,46	0,69	0,086	1,59	6,9	17,8
BG – 15	0,086	0,32	0,38	0,036	0,70	6,9	18,9
BG – 17	0,061	0,24	0,18	0,006	1,10	6,7	17,7
BG – 18	0,028	0,11	0,12	0,002	0,48	6,6	17,4
BG – 19	0,031	0,28	0,20	0,003	0,51	6,7	20,7
BG – 20	0,064	0,31	0,32	0,011	1,02	6,7	20,5
BG – 21	0,040	0,25	0,15	0,002	0,77	6,9	20,0
A – 01	-	-	-	-	-	7,1	21,2
A – 02	-	-	-	-	-	7,5	18,9
A – 03	-	-	-	-	-	7,4	18,4
A – 04	-	-	-	-	-	7,5	17,9
A – 05	-	-	-	-	-	7,1	16,3
A – 06	-	-	-	-	-	7,3	18,1

Nota: BG = Estações de Monitoramento do IGAM A = Estações de Monitoramento da ANA

Fonte: ANA (2022) e IGAM (2022).

Os dados apresentados na Tabela 04 foram utilizados na calibração do modelo, considerando também as vazões de referência,  $Q_{7,10}$ .

Das estações de monitoramento, a única que se encontra a montante das ocupações urbanas, e por isso, com pouco ou quase nenhum lançamento de despejos, é a BG – 011. Por esse motivo, seus resultados médios de monitoramento foram utilizados como dados de cabeceira, sendo assumidos como valores iniciais, para as variáveis modeladas, nos trechos iniciais dos cursos d'água.

### 3.4 Calibração do Modelo

A calibração do modelo é uma das partes mais importantes do processo. É neste momento que os coeficientes são ajustados, visando aproximar os dados de qualidade obtidos dos dados encontrados nas estações de monitoramento, ou seja, ver o quanto os dados estimados se aproximam daqueles obtidos em campo (DE OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018; EL-SHEBLI; SHARRAB; AL-FRAIHAT, 2023; GOMES et al., 2018). No presente trabalho, utilizou-se o Coeficiente de Determinação – CD, que consiste na relação entre a soma dos resíduos ao quadrado e variância total dos dados observados, conforme a Equação 2;

$$CD = 1 - \frac{\sum (Y_{obs} - Y_{est})^2}{\sum (Y_{obs} - Y_{obsméd})^2} \quad (2)$$

Onde:

$Y_{obs}$  = valor observado;

$Y_{est}$  = valor estimado;

$Y_{obsméd}$  = média dos valores observados.

O desempenho de um modelo é considerado adequado e bom se o valor de CD supera 0,75, e é considerado aceitável se o valor de CD fica entre 0,36 e 0,75 (COLLISCHONN, 2001). Segundo Thomann e Mueller (1987) a adequação do modelo será tão boa, quanto o valor de CD se aproxime de 1.

A calibração foi feita utilizando-se a ferramenta Solver do Excel, buscando maximizar CD, variando os coeficientes do modelo dentro das faixas reportadas pela literatura. Na Tabela 05 são apresentados os valores encontrados para CD e erro relativo para as variáveis modeladas.

Tabela 05 - Coeficiente de determinação – CD e erro relativo para as variáveis modeladas.

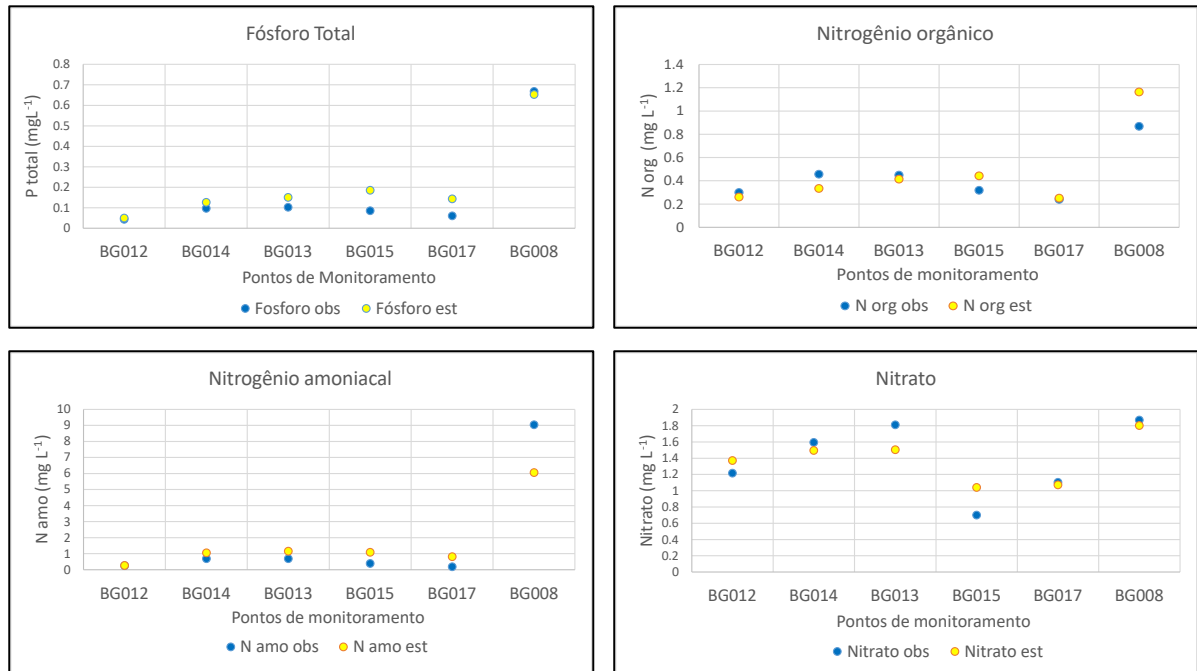
Variável	CD	Erro relativo (%)
P <sub>total</sub>	0,93	23,7
N <sub>orgânico</sub>	0,53	8,9
N <sub>amoniacal</sub>	0,84	7,4
Nitrito	- 12,7	87,2
Nitrato	0,76	0,15

Fonte: Do autor (2023).

Pode-se verificar que o desempenho do modelo pode ser considerado adequado e bom para as variáveis P<sub>total</sub>, N<sub>amoniacal</sub> e Nitrato, além de aceitável para N<sub>orgânico</sub>. Já para a variável Nitrito, o modelo não se mostrou adequado. Isto não constitui um problema, tendo em vista que, de acordo com os resultados de monitoramento, os valores encontrados para esta variável, na bacia, estão frequentemente abaixo do limite fixado para a Classe 1, que é de 1,0 mgL<sup>-1</sup>. Salienta-se ainda, que o nitrito é uma forma transitória, que logo se converte a nitrato (CHAPRA, 2008; EPA, 1987; THOMANN; MUELLER, 1987). Por fim, justifica-se que é necessário definir a calibração para uma das formas do N (no caso, amoniacal) e, dessa forma, pode não haver ajustes tão bons (valores de CD e erros) para as demais especiações químicas do referido elemento. E esse fato é ainda mais importante para o N que apresenta dinâmica de transformações relativamente rápidas, com alta instabilidade da presença de nitrito, com veloz conversão para nitrato (ZHANG; YANG; FURUKAWA, 2010).

Com base no apresentado na Figura 03, pode-se verificar a comparação entre os valores observados e estimados do modelo, para as estações de monitoramento localizadas na sub-bacia do rio das Mortes, para as variáveis cujo modelo se mostrou adequado.

Figura 03 - Comparação ente os valores observados e estimados, bacia do rio das Mortes.



Fonte: Do autor (2023).

### 3.5 Modelo probabilístico, análise de incerteza e sensibilidade

Nos modelos matemáticos de qualidade de águas existem incertezas na determinação de dados de entrada que podem alterar de forma significativa os resultados esperados, podendo levar a decisões equivocadas (COSTA; TEIXEIRA, 2011; WHITE et al., 2021). Assim, faz-se necessário identificar as variáveis de entrada que afetam diretamente na incerteza dos resultados de saída do modelo de simulação (DE MENEZES; DE OLIVEIRA; SALLA, 2016; KOO et al., 2020). Existem muitas fontes de imprecisão no processo de modelagem, por exemplo, as relacionadas à estimativa dos coeficientes, aos dados de entrada e à estrutura do sistema (KHORASHADI ZADEH et al., 2022; LINDENSCHMIDT; FLEISCHBEIN, 2007). Segundo von Sperling (2004b), a análise da incerteza permite, além de expressar os resultados em termos probabilísticos, a análise de sensibilidade da resposta do

modelo aos dados de entrada, podendo-se inferir sobre a importância de determinado parâmetro ou variável.

### 3.5.1 Análise de incerteza e modelo probabilístico

No presente trabalho utilizou-se a técnica da Simulação Monte Carlo (BECK, 1987), que vem sendo bastante aplicada na análise de incerteza de modelos matemáticos em geral. Baseia-se na execução de um elevado número de simulações (que podem chegar a milhares). Em cada simulação do modelo, é selecionado um conjunto diferente de valores dos dados de entrada sobre os quais existe incerteza. Cada valor é gerado aleatoriamente, segundo uma distribuição e dentro de uma faixa pré-especificado. Os resultados obtidos são posteriormente analisados estatisticamente, gerando resultados em termos de probabilidade (KROESE et al., 2014).

Na obtenção dos dados de entrada aleatórios, foi utilizada a função “aleatório” do excel para cada parâmetro de entrada do modelo que considerou-se haver variação significativa, conforme a Equação 3. Devido a sua simplicidade conceitual, utilizou-se a distribuição uniforme:

$$\text{Valor} = \text{Valor mínimo} + \text{ALEATÓRIO}() * (\text{Valor máximo} - \text{Valor mínimo}) \quad (3)$$

Já os valores mínimo e máximo foram obtidos, respectivamente por meio das Equações 4 e 5.

$$\text{Valor mínimo} = \text{Média} * (1 - \text{Percentual de variação} / 100) \quad (4)$$

$$\text{Valor máximo} = \text{Média} * (1 + \text{Percentual de variação} / 100) \quad (5)$$

Para cada conjunto de dados aleatórios gerados, foi feita uma rodada do modelo e produzidos dados de saída, que foram armazenados em novas planilhas. Foram realizadas 1.000 simulações, com o auxílio de uma extensão, implementada no QUAL-UFMG, em VBA (Visual Basic for Applications), conforme proposto por Brum et al. (2022), gerando resultados que podem ser analisados de forma probabilística.

Na Tabela 06, estão apresentados os dados de entrada que sofreram variação, com os respectivos percentuais considerados e justificativas/referência.

Tabela 06 - Dados de entrada do modelo probabilístico com incerteza

Parâmetro	Símbolo	Valor Médio	Varição (%)	Referência
Esgoto Sanitário Lançado				
Vazão	Q e	VAR *	10	(SNIS, 2021)
Nitrogênio Orgânico	N org e	20 mg L <sup>-1</sup>	50	(VON SPERLING, 2014)
Nitrogênio Amoniacal	N amo e	30 mg L <sup>-1</sup>	34	
Fósforo Orgânico	P org e	2 mg L <sup>-1</sup>	50	
Fósforo Inorgânico	P inor e	5 mg L <sup>-1</sup>	50	
Corpo receptor a montante do lançamento				
Vazão	Q r	VAR	10	(UFV, 2009)
Oxigênio Dissolvido	OD r	90 % Saturação	10	(VON SPERLING, 2014)
Nitrogênio Orgânico	N org r	0,232 mg L <sup>-1</sup>	90	Dados médios e variação histórica do monitoramento da estação BG11 (IGAM, 2022)
Nitrogênio Amoniacal	N amo r	0,189 mg L <sup>-1</sup>	65	
Nitrito	N nitrito r	0,008 mg L <sup>-1</sup>	83	
Nitrato	N nitrato r	0,736 mg L <sup>-1</sup>	96	
Fósforo Orgânico	P org r	0,010 mg L <sup>-1</sup>	50	
Fósforo Inorgânico	P inor r	0,030 mg L <sup>-1</sup>	50	
Ao longo do corpo receptor				
Velocidade	V r	VAR	20 a 50	De acordo com o R <sup>2</sup> da regressão
Profundidade	H r	VAR	20 a 50	
Temperatura	T r	VAR	10	Variação histórica dos dados de monitoramento da estação de qualidade mais próxima.
Potencial hidrogeniônico	pH r	VAR	10	
Coeficientes do modelo – Fósforo				
Sedimentação P org	K <sub>SO</sub>	0,035 d <sup>-1</sup>	44	(ARCEIVALA, 1981; EPA, 1987; THOMANN; MUELLER, 1987)
Conversão P org – P inor	K <sub>OI</sub>	0,250 d <sup>-1</sup>	20	
Liberação P inor pelo sedimento de fundo	S <sub>pinorg</sub>	0,100 d <sup>-1</sup>	100	
Coeficientes do modelo - Nitrogênio				
Sedimentação N org	K <sub>so</sub>	0,05 d <sup>-1</sup>	100	(CHAPRA, 2008; EPA, 1987; THOMANN; MUELLER, 1987)
Conversão Norg-Namo	K <sub>oa</sub>	0,225 d <sup>-1</sup>	12	
Conversão Namon-Nnitrito	K <sub>an</sub>	0,20 d <sup>-1</sup>	25	
Conversão Nnitrito-Nnitrato	K <sub>nn</sub>	0,60 d <sup>-1</sup>	65	

O <sub>2</sub> equiv. conversão Namon-Nnitrito	O <sub>2</sub> Namon	3,2 mgO <sub>2</sub> (mgNamon) <sup>-1</sup>	10	VON SPERLING, 2014a)
O <sub>2</sub> equiv. conversão Nnitrito-Nnitrito	O <sub>2</sub> Nnitri	1,1 mgO <sub>2</sub> (mgNnitrito) <sup>-1</sup>	10	

Nota: VAR = variável      Fonte: Do autor (2023).

### 3.5.2 Análise de sensibilidade

Junto da análise de incerteza, a análise de sensibilidade é de fundamental importância na utilização de modelos de qualidade da água, sobretudo quando aplicados à gestão de recursos hídricos. Essa consiste na avaliação da influência de cada variável de entrada nos dados de saída do modelo. Desta forma, pode-se verificar quais variáveis são mais importantes e merecem maior investimento na obtenção de dados mais precisos (KHORASHADI ZADEH et al., 2022; SALTELLI et al., 2021).

Foram utilizados os resultados gerados nas 1.000 simulações Monte Carlo, aplicando-se a análise de sensibilidade regionalizada, conforme proposto inicialmente por Spear (1980). Inicialmente, os dados brutos de entrada foram separados em duas amostras. A primeira agregando os valores dos coeficientes (e demais dados de entrada) cujas rodadas geraram os 50% maiores valores de Fósforo total máximo, e a outra reunindo as outras simulações. Em seguida, as amostras foram comparadas para verificar se seriam significativamente diferentes, através do teste “t” para amostras dependentes, com nível de significância  $\alpha=0,05$ . O teste foi feito para todos os dados de entrada do modelo que apresentaram variação. Aqueles dados que obtiveram valor de  $p \leq 0,05$  (teste de hipótese) foram considerados importantes para o processo, ou seja, o modelo é sensível a eles.

O processo de cálculo também foi automatizado com auxílio da extensão em VBA (Visual Basic for Applications), proposta por Brum et al. (2022). Salienta-se que o teste foi feito uma outra vez, separando novamente a amostra em duas, dessa vez pelo critério de Nitrogênio amoniacal máximo, para verificar a sensibilidade também dessa variável.

### 3.6 Cenários modelados

Após a sua calibração, o modelo foi utilizado para fazer simulações determinísticas e probabilísticas para os quatro cenários propostos a seguir, sempre considerando a  $Q_{7,10}$  do corpo receptor. No primeiro cenário (C-01), considerou-se as populações, vazões e níveis de coleta e tratamento de esgoto atuais, conforme apresentado na Tabela 01 (SNIS, 2021). No cenário futuro (C-02), projetou-se as populações urbanas dos municípios para o ano de 2033 (TABELA 07), mantendo-se os atuais índices de coleta e tratamento de esgoto (TABELA 01). Nos cálculos de projeção populacional, considerou-se os dados dos últimos dois censos demográficos brasileiros, de 2000 e 2020 (IBGE, 2022), aplicando uma progressão geométrica (APÊNDICE D) para obter-se a população do ano de 2033. As vazões de esgoto consideradas em C-02 podem ser consultadas no Apêndice C.

Tabela 07 - População urbana por município 2020/2033.

Município	Ano		Município	Ano	
	2020	2033		2020	2033
Alfredo Vasconcelos	4632	7118	Oliveira	37301	43103
Antônio Carlos	8069	14808	Prados	6423	8857
Barbacena	126477	148379	Resende Costa	9280	12112
Barroso	20236	22193	Ressaquinha	3091	4666
Bom Sucesso	14494	15505	Ribeirão Vermelho	3748	4137
Carandaí	20016	25288	Ritópolis	3156	3198
Carmo da Cachoeira	9228	13407	Santa Cruz de Minas	8664	10145
Conceição da B.de Minas	2787	3087	Santa Rita do Ibitipoca	2120	2439
Coronel Xavier Chaves	1876	2360	Santana do Jacaré	4623	5103
Dores de Campos	9297	12363	Santo Antônio do Amparo	16297	18158
Ibertioga	3439	4204	São Bento do Abade	4953	6793
Ibituruna	2598	4157	São Francisco de Paula	4678	6038
Ijaci	6323	11642	São João Del-Rei	85556	95787
Lagoa Dourada	7343	9273	São Tiago	8791	11337
Lavras	99846	129189	Tiradentes	6234	9659

Fonte: Do autor (2023).

O terceiro cenário (C-03) consistiu na consideração das populações urbanas projetadas para o ano de 2033 e 90% de coleta e tratamento de esgotos, conforme determinação do Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020). Considerou-se uma eficiência, na remoção de Nitrogênio Orgânico e Fósforo total de 30%, compatível com

o nível de tratamento secundário. Com relação ao Nitrogênio Amoniacal, a fim de atender ao padrão de lançamento para esgotos sanitários no estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2022) considerou-se  $19 \text{ mg L}^{-1}$  (inferior aos  $20 \text{ mg L}^{-1}$  regulamentado). As vazões de esgoto consideradas podem ser consultadas no Apêndice E.

Por fim, o quarto cenário (C-04) refere-se ao modelo determinístico para encontrar as eficiências necessárias de remoção de Nitrogênio e Fósforo, para que o enquadramento proposto para a bacia (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018), ilustrado na Figura 01, fosse alcançado, considerando a população de 2033. Os valores limites para Fósforo total e série de Nitrogênio, para que o curso d'água esteja em cada classe (MINAS GERAIS, 2022), são apresentados na Tabela 08.

Tabela 08 - Limites para fósforo e nitrogênio em cada classe de enquadramento.

Parâmetros	Classe de enquadramento			
	1	2	3	4
Fósforo total <sup>(1)</sup> ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	$\leq 0,1$	-	$\leq 0,15$	-
Nitrogênio total <sup>(2)</sup> ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	$\leq 2,18$	$\leq 2,18$	-	-
Nitrato ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	$\leq 10,0$	-	$\leq 10,0$	-
Nitrito ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	$\leq 1,0$	-	$\leq 1,0$	-
Nitrogênio amoniacal <sup>(3)</sup> ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	$\leq 3,7$	-	$\leq 13,3$	-

<sup>(1)</sup> ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários

<sup>(2)</sup> quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização

<sup>(3)</sup> para  $\text{pH} \leq 7,5$  (que é o caso de todos os pontos de monitoramento da bacia)

Fonte: Brasil (2005) e Minas Gerais (2022).

### 3.7 Análise do impacto do enquadramento no licenciamento ambiental

No Brasil, em especial no estado de Minas Gerais, os Órgãos Ambientais licenciadores têm por regra não permitir novos lançamentos de efluentes (mesmo tratados) e cursos d'água onde a condição atual está fora da classe de enquadramento. Desta forma, com os resultados gerados no presente trabalho, poderá ser feita a identificação dos trechos de rios onde isso ocorre, para os quatro cenários estudados, onde não seria autorizada a implantação de empreendimento geradores de efluentes líquidos, que ali deveriam ser lançados.

## **4. RESULTADOS**

### **4.1 Resultados do modelo determinístico**

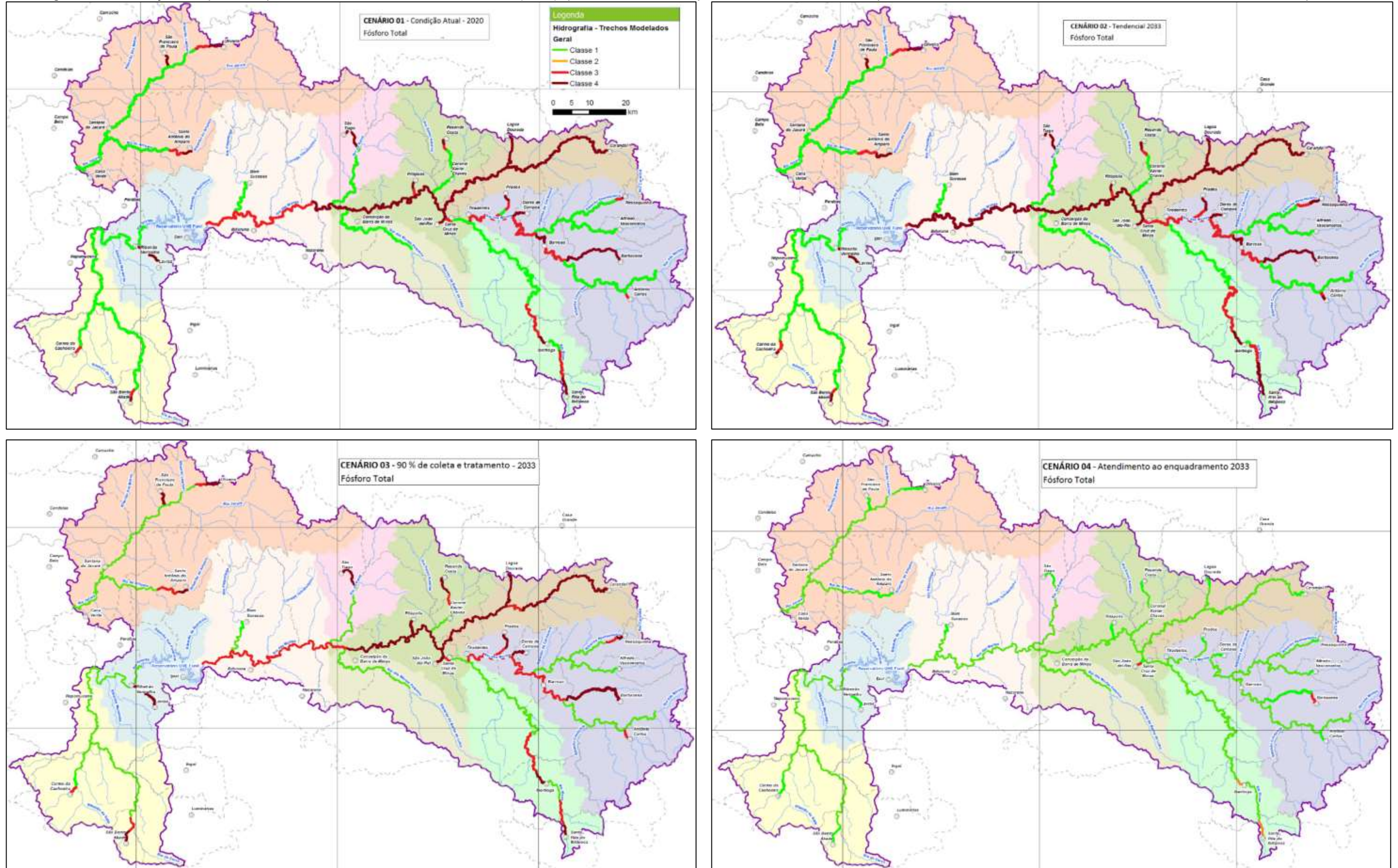
Nesta abordagem, os dados de entrada do modelo foram fixos, sendo valores médios para as características dos esgotos sanitários e dos rios e os valores encontrados no processo de calibração para os coeficientes do modelo, conforme descrito nos itens de 3.1 a 3.6.

#### **4.1.1 Fósforo total**

Na Figura 04 são apresentadas as condições esperadas para a bacia, para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável fósforo total, de acordo com as 4 classes de enquadramento.

Em C-01 podemos verificar a quantidade significativa de trechos com condição atual dentro das classes 3 e 4, enquanto deveriam estar, de acordo com o enquadramento, na classe 2. Essa situação se agrava em C-02, devido ao crescimento populacional e à ausência de intervenções concretas previstas na bacia. Situação semelhante foi observada por Gomides et al. (2023a) para a variável coliformes termotolerantes. Nas cabeceiras dos cursos d'água onde ocorrem lançamentos de despejos, apresentam as piores condições, em virtude da baixa capacidade de diluição e curta distância para que ocorra a autodepuração do ambiente aquático. Destaque especial merecem a bacia do rio Carandaí e o ribeirão Caieiros, que recebe os despejos de Barbacena, ambos integralmente na classe 4. O leito principal do rio das Mortes apresenta também extensão significativa dentro da classe 4, o que pode ser confirmado na Tabela 09 e Figura 05 (perfil longitudinal). Salienta-se que a situação relatada acima também já foi confirmada por Amâncio et al. (2018) (os perfis longitudinais, para todos os cursos d'água modelados, para a variável Fósforo total, podem ser consultados no Apêndice P).

Figura 04 - Condições esperadas para a bacia Vertentes do rio Grande (GD2), para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável Fósforo total, de acordo com as 4 classes de enquadramento.



Fonte: Do autor (2033).

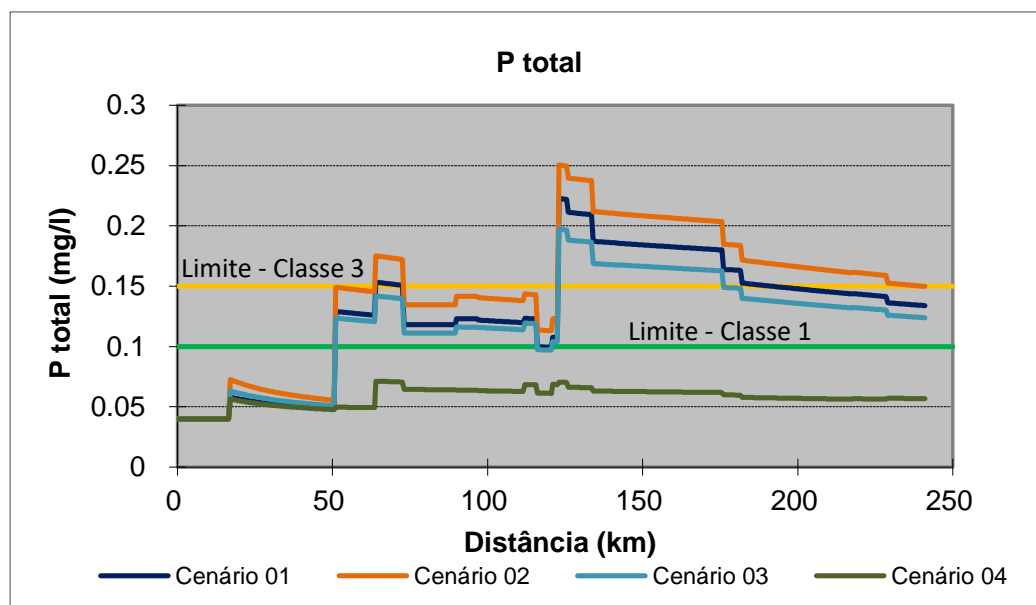
Tabela 09 - Percentual de extensão do leito principal do rio das Mortes dentro das classes de enquadramento para a variável fósforo total.

Classe	Cenário			
	C - 01	C - 02	C - 03	C - 04
1	23,2	21,1	23,2	100,0
2	-	-	-	-
3	44,7	26,5	54,9	-
4	32,1	52,4	21,9	-

Fonte: Do autor (2033).

Para o leito principal do rio das Mortes, em C-01, podemos verificar que 32,1% de sua extensão estaria dentro da classe 4, aumentando para 52,4% em C-02. O fato traz especial preocupação com a eutrofização, uma vez que este curso d'água é afluente direto do lago do Funil, ambiente lântico e, portanto, mais propenso a ter proliferação de algas e plantas aquáticas (BUENO et al., 2019; LAI et al., 2023). Segundo Bello e Haniffah (2021), em condições tropicais, o fósforo é o limitante ao crescimento desses, em função da baixa mobilidade desse macronutriente e em razão de haver algumas espécies que conseguem fixar o N atmosférico. Em C-02, a condição é ainda mais preocupante em relação a esse quesito, pois pode-se verificar que praticamente todo o trecho baixo encontra-se na classe 4, desaguando diretamente no referido lago.

Figura 05 - Perfis longitudinais, fósforo total, para os 4 cenários estudados – rio das Mortes.



Fonte: Do autor (2033).

Na Tabela 10, pode-se observar os trechos modelados onde a condição, por cenários, está em desacordo com o enquadramento proposto (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018). Por exemplo, o ribeirão Bandeirinha, localizado no Alto rio das Mortes, que deveria ser classe 1, apresenta condição na classe 3 para C-01 e C-03, além de também apresentar parte de sua extensão na classe 4 em C-02. Calmon et al. (2016) e Guimarães et al. (2016) também constataram ser o P responsável pelo não atendimento da classe de enquadramento em cursos d'água.

Tabela 10 - Trechos com condição adversa do enquadramento proposto.

Cidade	Curso d'água	Sub-bacia	Enq	Condição de qualidade por			
				Cenário			
				C-01	C-02	C-03	C-04
Antônio Carlos	Bandeirinha	ARM	1	3	4,3 *	3	1
Barbacena	Caieiros	ARM	3	4	4	4	3,1
Ressaquinha	Ressaquinha	ARM	1	3,1	4,3,1	4,3,1	1
Dores de Campos	Patusca	ARM	1	4	4	4	1
Prados	Pinhão	ARM	1	4,3,1	4,3,	4,3	1
Carandaí	Carandaí	CAR	1	4	4	4,3	1
Lagoa Dourada	Tanque Grande	CAR	1	4	4	4	1
São João Del Rei	Água Limpa	MRM	3	4	4	4	3
Resende Costa	Quilombo	MRM	1	4,3,1	4,3,1	4,3,1	1
Ritópolis	Paiol	MRM	1	4,3	4,3	4	1
São Tiago	Sujo / Peixe	PEI	1	4	4	4,3	1
Lavras	Ribeirão Vermelho	ABRG	1	4	4	4	1
São Bento Abade	Algodão / Cervo	CER	1	4,3,1	4,3,1	4,3,1	1
Carmo Cachoeira	Carmo / Salto	CER	1	3,1	4,3,1	3,1	1
Oliveira	Maracanã/Lambari	JAR	1	4,3,1	4,3,1	4,3,1	1
S. F. de Paula	Machadinha	JAR	1	4	4	4	1
S. A. do Amparo	Amparo	JAR	1	4,3,1	4,3,1	4,3,1	1

\*Um mesmo curso d'água pode se encontrar em diferentes classes ao longo de sua extensão  
 Enq = Classe de enquadramento ARM = Alto rio das Mortes CAR = Carandaí  
 MRM = Médio rio das Mortes BARG = Baixo do alto rio Grande CER = Rio do Cervo  
 PEI = Rio do Peixe JAR = Rio Jacaré Fonte: Do autor (2023).

Verifica-se que, mesmo para o C-03, que considera o Marco Legal do Saneamento, o enquadramento proposto pela legislação (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018) não é integralmente atendido, indicando que outras medidas precisam ser tomadas em conjunto, como lançamento de esgoto em cursos d'água mais caudalosos e a elevação das eficiências de remoção, com a implementação de tratamento terciário com a remoção de nutrientes. Em alguns lugares o estudo de emissários de esgoto tratado deveria ser feito.

Para atender ao enquadramento proposto, a eficiência de 30% na remoção de fósforo total, considerada para tratamentos secundários convencionais, na maioria das vezes não é suficiente. De acordo com os resultados da modelagem, para o C-04 (atendimento ao enquadramento), seriam necessárias as eficiências apresentadas na Tabela 11.

Tabela 11 - Eficiência mínima de remoção de fósforo total (P) e nitrogênio total (N) para atendimento do enquadramento.

Município	Eficiência mínima de remoção (%)		Município	Eficiência mínima de remoção (%)	
	P	N		P	N
Alfredo Vasconcelos	-	-	Oliveira	87	-
Antônio Carlos	50	-	Prados	90	-
Barbacena	97	-	Resende Costa	92	45
Barroso	-	-	Ressaquinha	70	-
Bom Sucesso	-	-	Ribeirão Vermelho	-	-
Carandaí	90	-	Ritópolis	93	55
Carmo da Cachoeira	60	-	Santa Cruz de Minas	-	-
Conc. Barra de Minas	-	-	Santa Rita do Ibitipoca	68	-
Coronel Xavier Chaves	-	-	Santana do Jacaré	-	-
Dores de Campos	93	50	Santo Antônio do Amparo	70	-
Ibertioga	72	-	São Bento do Abade	76	-
Ibituruna	-	-	São Francisco de Paula	95	55
Ijaci	-	-	São João Del-Rei	96	-
Lagoa Dourada	98	77	São Tiago	97	65
Lavras	99	83	Tiradentes	-	-

Nota: (-) = 30% de remoção seria suficiente para atendimento ao enquadramento

Fonte: Do autor (2023).

Podemos verificar que diversos municípios necessitam de tratamento terciário, com elevada remoção de fósforo, para atender ao enquadramento e conseqüentemente aos usos preponderantes dos recursos hídricos. Podemos citar os

municípios de Barbacena, Lagoa Dourada, Lavras, São Francisco de Paula, São João Del-Rei e São Tiago, que necessitam de eficiências de remoção superiores a 95%. Todos estes municípios estão em posição geográfica desfavorável na bacia, lançando seus despejos em cursos d'água com baixa razão de diluição dos despejos (LIANG; YANG, 2019; SEO et al., 2017; TEODORO et al., 2013).

Diante das elevadas eficiências necessárias, que estão apresentadas na Tabela 11, algumas alternativas de tratamento podem ser interessantes, como o emprego de sistemas alagados construídos e uso de lagoas de maturação (como pós-tratamento). Ademais, caso opte-se por não realizar o lançamento em cursos d'água, pode-se ainda escolher as valas de infiltração ou a adoção da fertirrigação, que podem alcançar eficiências de remoção de fósforo de até 99% (VON SPERLING, 2014a), além de serem economicamente atraentes, sobretudo para municípios de pequeno porte (GOMIDES et al., 2023b).

Além da implantação de ETEs com elevadas eficiências, outras soluções poderiam ser estudadas, tais como a implantação de emissários de esgoto tratado e mudanças no enquadramento. Para outros municípios, tais como Barroso, Conceição da Barra de Minas e Ibituruna, a eficiência de remoção de 30% (ou mesmo nenhuma) se mostrou adequada, devido à elevada razão de diluição do corpo receptor. Este fato mostra a importância da realização de estudos, caso a caso, para a definição da concepção da ETE a ser implantada, levando-se em conta a razão de diluição e, por conseguinte, a capacidade de autodepuração do corpo receptor.

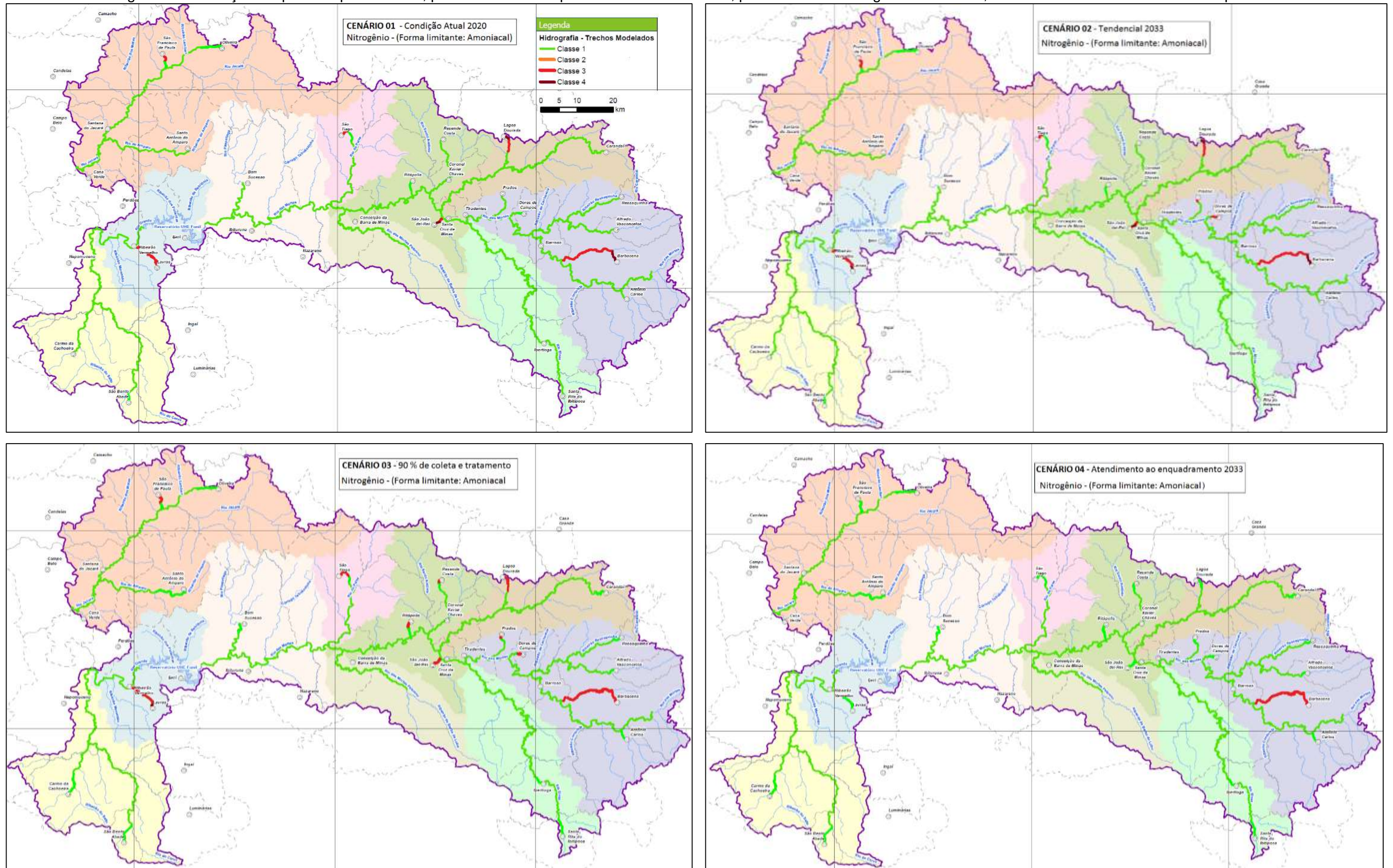
#### **4.1.2 Nitrogênio**

Com relação à série de nitrogênio, verificou-se que apenas a variável nitrogênio amoniacal é importante na bacia. Nitrito e nitrato apresentaram valores sistematicamente inferiores aos limites previstos para a classe 1 (MINAS GERAIS, 2022), tanto nas simulações feitas, quanto nos resultados das estações de monitoramento (IGAM, 2022). Com relação a nitrogênio total, além de apresentar valores baixos, nos moldes de nitrito e nitrato, também não é considerado como limitante para a eutrofização na bacia. Desta forma, a análise irá se concentrar na variável nitrogênio amoniacal.

Na Figura 06 são apresentadas as condições esperadas para a bacia, para cada um dos quatro cenários estudados. Pode-se verificar a predominância da classe

1 na bacia, mesmo para C-01 e C-02. As poucas exceções ocorrem em curtos trechos que recebem os lançamentos de Barbacena, São João Del-Rei, Lavras, São Francisco de Paula, São Tiago, Lagoa Dourada, Prados e Dores de Campos. As obrigações previstas no Novo Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020) – C-03 são suficientes para resolver a situação apenas nos lançamentos dos municípios de São João Del-Rei e Barbacena, criando, inclusive, novos trechos de não enquadramento em Ritópolis e Resende Costa.

Figura 06 - Condições esperadas para a bacia, para cada um dos quatro cenários estudados, para a variável Nitrogênio Amoniacal, de acordo com as 4 classes de enquadramento.

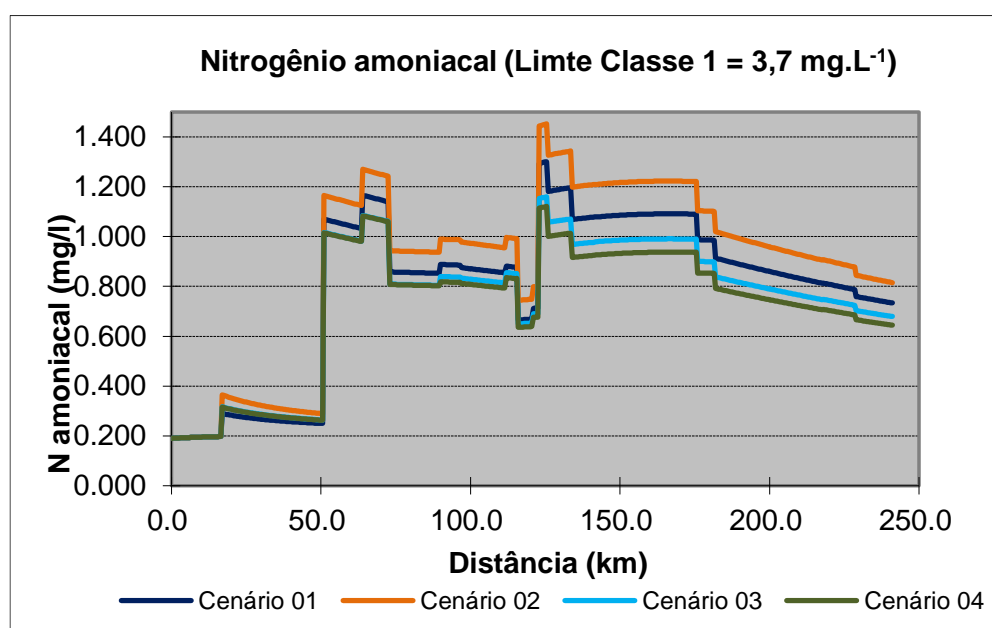


Fonte: Do autor (2023).

Nestes dois municípios ocorre uma situação curiosa, pois em C-03 a situação está pior do que em C-01 e C-02. Isto pode ser explicado por que nos dois primeiros cenários, o percentual considerado de coleta de esgoto e lançado no curso d'água (SNIS, 2021) é de apenas 39,4 e 20,0%, respectivamente em Resende Costa e Ritópolis. O esgoto não coletado, em C-01 e C-02 não é lançado no corpo receptor, e sim infiltrado no solo nas fossas existentes nos municípios, constituindo como soluções descentralizadas de saneamento. Em C-03, considera-se 90% de coleta de esgoto, aumentando significativamente a vazão lançada, que mesmo tratada, implica em uma pior qualidade da água no corpo receptor para a variável avaliada.

Na Figura 07 são apresentados os perfis longitudinais para o leito principal do rio das Mortes, para os quatro cenários, sempre abaixo do limite da classe 1 (os perfis para os demais cursos d'água modelados podem ser consultados no Apêndice Q).

Figura 07 - Perfis longitudinais, Nitrogênio Amoniacal, para os 4 cenários estudados – rio das Mortes.



Fonte: Do autor (2023).

Na Tabela 12 são apresentados os trechos, por cenário, em desacordo com o enquadramento proposto (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018). Na Tabela 10 podemos verificar as eficiências mínimas de remoção de nitrogênio, por município, necessárias para o atendimento do enquadramento. Dos 30 municípios existentes na bacia, apenas 7 deles necessitam de remoção de nitrogênio no efluente, com eficiências que começam em 45% (Resende Costa) e vão até 83% (Lavras). Nestes

municípios, o limite de  $20 \text{ mg L}^{-1}$  para nitrogênio amoniacal (que implica em uma remoção superior a 33 %), previsto no Padrão de Lançamento de Efluentes (MINAS GERAIS, 2022) não é suficiente, sendo necessário tratamentos mais eficientes com nitrificação. Para os demais municípios, considerando  $N_{\text{orgânico}} = 20 \text{ mg L}^{-1}$  e  $N_{\text{amoniacal}} = 30 \text{ mg L}^{-1}$  no esgoto bruto, não há necessidade de remoção para atendimento ao enquadramento.

Tabela 12 - Trechos com condição adversa do enquadramento proposto.

Cidade	Curso d'água	Sub-bacia	Enq	Condição por Cenário			
				C-01	C-02	C-03	C-04
Barbacena	Caieiros	ARM	3	4,3	4,3	3	3
Dores de Campos	Patusca	ARM	1	1	3,1	3,1	1
Prados	Pinhão	ARM	1	1	3,1	3,1	1
Lagoa Dourada	Tanque Grande	CAR	1	4,3,1	4,3,1	3,1	1
São João Del Rei	Água Limpa	MRM	3	4,3	4,3	3	1
Resende Costa	Quilombo	MRM	1	1	1	3	1
Ritópolis	Paiol	MRM	1	1	1	3	1
Lavras	Rib. Vermelho	ABRG	1	3	4,3	4,2	1
São Tiago	Sujo / Peixe	PEI	1	3,1	3,1	3	1
S. F. de Paula	Machadinha	JAR	1	3,1	3,1	3	1

Enq = Classe de enquadramento      ARM = Alto rio das Mortes      CAR = Carandaí  
 MRM = Médio rio das Mortes      ABRG = Alto do baixo rio Grande      JAR = Rio Jacaré  
 PEI = Rio do Peixe      Fonte: Do autor (2023).

De maneira geral, verificou-se que a variável nitrogênio amoniacal não é um grande problema na bacia, sendo que as condições de não atendimento ao enquadramento se restringem a alguns poucos trechos onde a razão de diluição do corpo receptor é pequena. Entretanto, nesses locais, a utilização de ETEs em nível terciário com nitrificação se faz necessária, indo além das obrigações previstas no Novo Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020). Já nos demais municípios, o limite para nitrogênio amoniacal previsto no Padrão de Lançamento de Efluentes não é necessário para o atendimento ao enquadramento e conseqüentemente aos usos

preponderantes da água. Desta forma, pode-se inferir que I) nestes municípios não seriam necessárias ETEs com nitrificação II) o padrão de lançamento existente já resguarda a qualidade dos cursos d'água na maioria dos trechos avaliados no presente trabalho. Nas demais localidades, deve-se observar o critério mais exigente que, no caso, é a não alteração da classe no qual o trecho foi enquadrado.

#### **4.2 Resultados do modelo probabilístico / análise de incerteza**

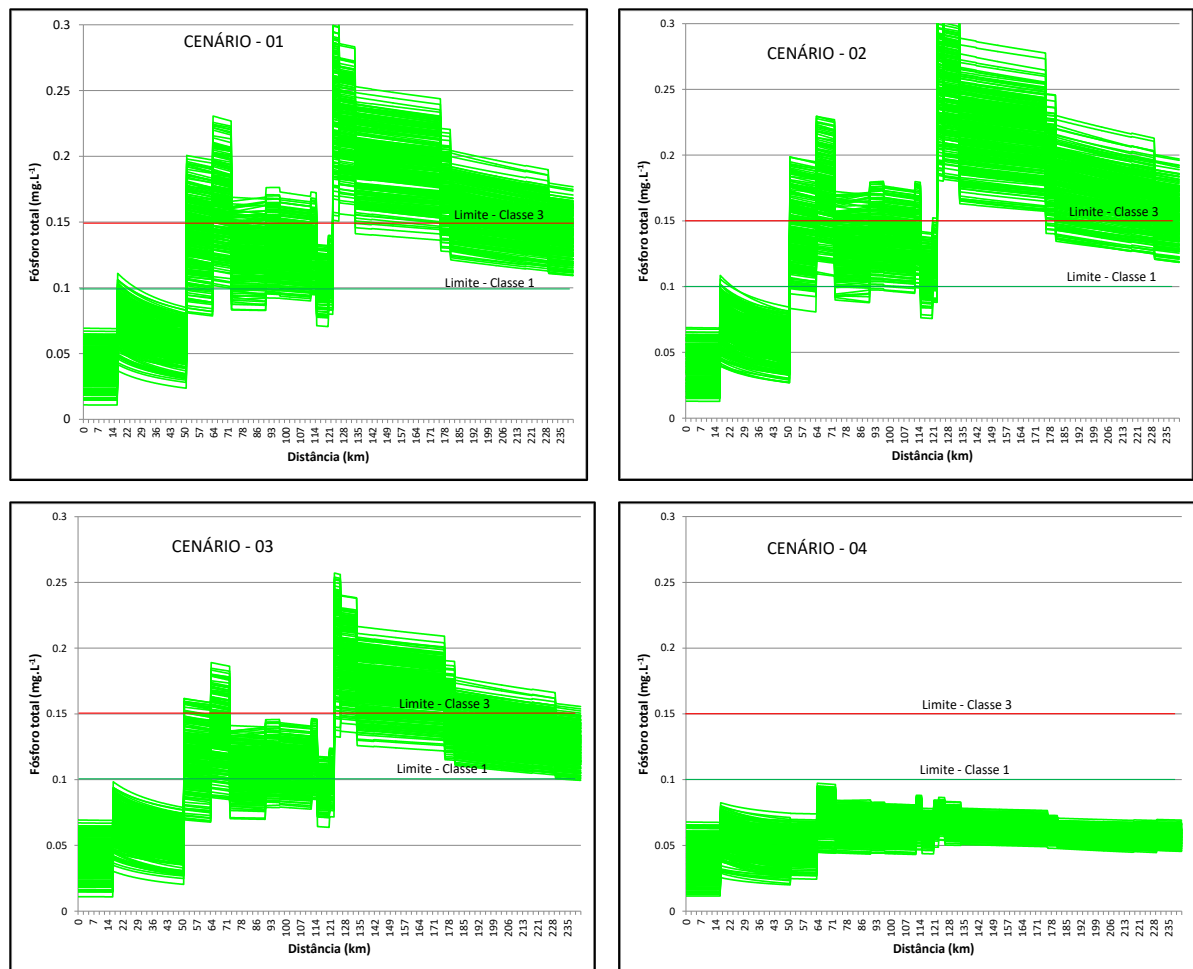
Neste item serão apresentados os resultados da modelagem, com a geração dos perfis longitudinais, para as variáveis fósforo total e nitrogênio amoniacal, para todas as simulações feitas, criando gráficos de bandas de incerteza (BRUM et al., 2022). Por limitações técnicas do excel, para estes gráficos, foram apresentados os perfis somente para as primeiras 250 simulações (das 1.000 realizadas). A probabilidade (P) de atendimento ao enquadramento é dada pela Equação 6. Se qualquer segmento do curso d'água modelado (excetuando a zona de mistura) estiver fora da classe de enquadramento, todo ele é considerado fora.

$$P = (\text{número de simulações que atenderam ao padrão} / 1000) * 100 \quad (6)$$

Na Figura 08 são apresentados os gráficos de bandas de incerteza, para os perfis longitudinais de Fósforo total, ao longo do leito principal do rio das Mortes (os gráficos para os demais cursos d'água modelados são apresentados no Apêndice R).

Pode-se verificar que os Cenários 01 e 02 apresentam comportamento muito parecido. Até o km 51, onde ocorre a confluência com o ribeirão Caieiros (com o esgoto de Barbacena), a probabilidade de atendimento da classe 1 é praticamente de 100%. A partir desse ponto, a probabilidade de atendimento de classe 3 é de aproximadamente 50%, variando para jusante na medida em que novos lançamentos e os fenômenos de autodepuração vão ocorrendo. Já próximo ao km 123, onde o ribeirão Água Limpa deságua com os efluentes de São João Del-Rei, a probabilidade de se extrapolar os limites da Classe 3 é de 100%. A situação tende a melhorar para jusante, mas não o suficiente. No exutório do rio das Mortes, junto ao lago do Funil, ainda há probabilidade de não atendimento da classe 3 de aproximadamente 50% para C-01 e de 60% para C-02.

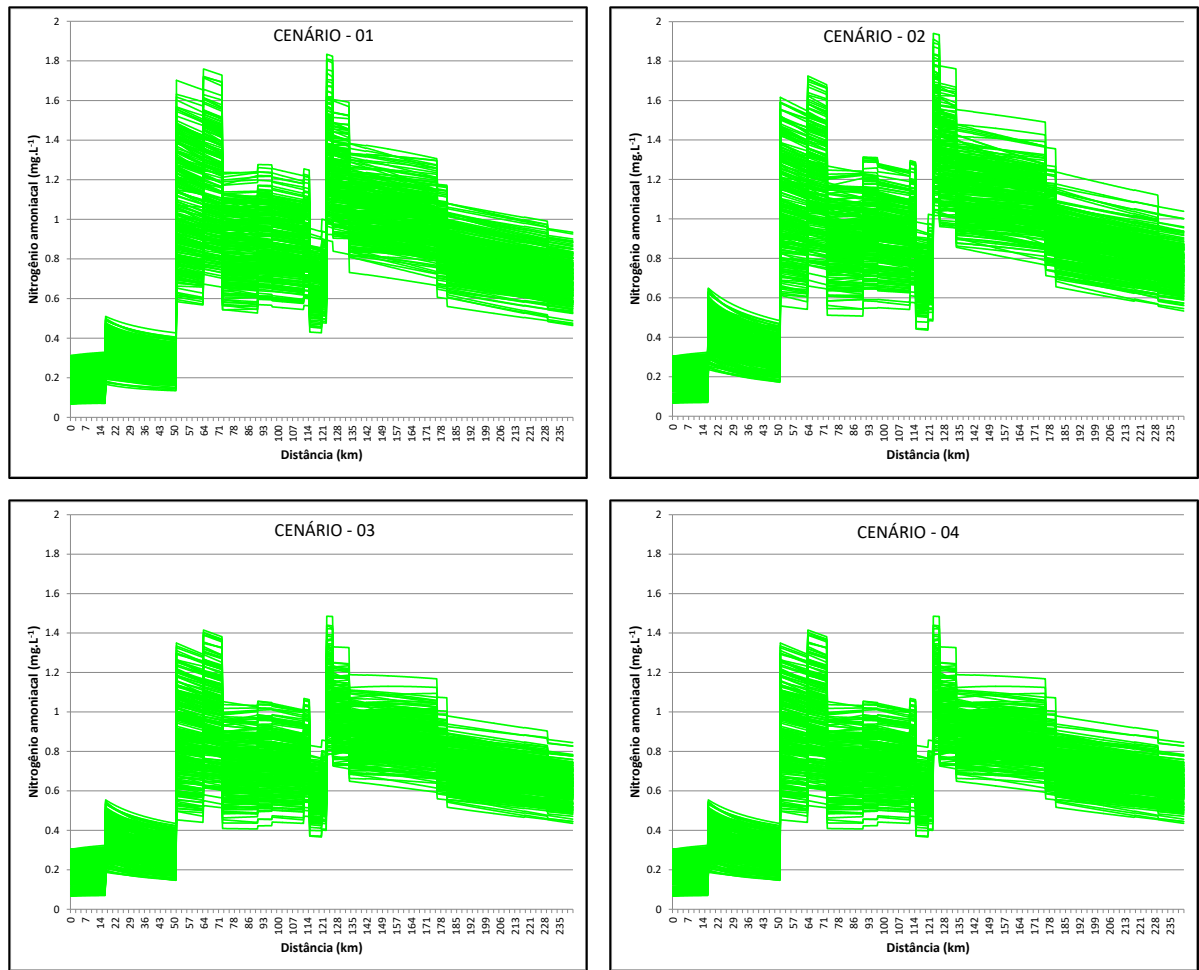
Figura 08 - Gráficos de bandas de incerteza para o rio das Mortes – Fósforo total.



Fonte: Do autor (2023).

A situação se ameniza em C-03, mas ainda há elevada probabilidade de não atendimento da classe 3 em diversos trechos. Apenas no cenário 04, aplicando-se as eficiências de tratamento previstas na Tabela 10, teremos 100 % de probabilidade de atendimento ao enquadramento. Na Figura 09 estão apresentados os gráficos de bandas de incerteza, para os perfis longitudinais de Nitrogênio Amoniacal, ao longo do leito principal do rio das Mortes (os gráficos para os demais cursos d'água modelados são apresentados no Apêndice S).

Figura 09 - Gráfico de bandas de incerteza para o rio das Mortes – Nitrogênio amoniacal.



Nota: \* (limite da classe 1 = 3,7 mg.L<sup>-1</sup>) Fonte: Do autor (2023).

Pode-se verificar que o leito principal do rio das Mortes, para a variável nitrogênio amoniacal, apresenta probabilidade de atendimento da classe 1 de 100% em toda a sua extensão, vindo corroborar os resultados obtidos no modelo determinístico. Para ilustrar essa condição, estão apresentados na Tabela 13, as probabilidades de atendimento do enquadramento, para cada curso d'água modelado, para as variáveis fósforo total (P tot) e nitrogênio amoniacal (N amo).

Tabela 13 - Probabilidade de atendimento do enquadramento por cenário.

Curso d'água	Probabilidade de Atendimento ao Enquadramento (%)							
	Cenário 01		Cenário 02		Cenário 03		Cenário 04	
	P tot	N amo	P tot	N amo	P tot	N amo	P tot	N amo
Rio das Mortes *	0	100	0	100	0	100	100	100
Bacia do Alto Rio das Mortes								
Bandeirinha	2,0	100	1,5	100	17,6	100	45,2	100
Caieiros *	0	20,7	0	19,5	0	47,8	48,8	51,8
Loures	98,8	100	82,0	100	98,5	100	98,7	100
Ressaquinha	0	100	0	100	0	100	44,3	100
Patusca	0	0	0	0	0	0	51,1	53,8
Pinhão	0	0	0	0	0	0	44,2	55,1
Bacia do rio das Mortes Pequeno								
Barba de Lobo	100	100	100	100	100	100	100	100
Médio rio das Mortes								
Água Limpa *	0	33,3	0	29,4	0	78,6	68,4	83,5
Santo Antônio	0	6,1	0	0	0	0	41,2	48,3
Paio/Ritópolis	0	90,8	0	88,2	0	0	57,7	68,1
Bacia do rio Elvas								
Elvas/Santa Rita	0	100	0	100	1,5	100	55,7	100
Bacia do Baixo do Alto rio Grande								
Ribeirão Vermelho	0	0	0	0	0	0	64,5	57,8
Rio Grande	100	100	100	100	100	100	100	100
Bacia do rio Jacaré								
Maracanã/Jacaré	0	65,9	0	49,0	0	95,0	45,1	98,2
Machadinha/SFP	0	0	0	0	0	0	42,2	49,4
Amparo	0	100	0	100	0,2	100	48,4	100
Bacia do rio do Peixe								
Sujo/Peixe	0	0	0	0	0	0	42,9	55,0
Baixo rio das Mortes								
Pirapetinga	96,1	100	94,6	100	93,9	100	94,6	100
Bacia do rio Carandaí								
Carandaí	0	100	0	90,8	0	100	48,9	100
Tanque Grande	0	0	0	0	0	0	42,8	50,7
Bacia do rio do Cervo								
Algodão/Cervo	0	100	0	93,3	0	100	41,7	100
Salto	1	100	0	100	0,6	100	47,7	100

Nota: \* Enquadrados na classe 3

Fonte: Do autor (2023).

Observa-se, por exemplo, que o leito principal do rio das Mortes, para os três primeiros cenários, possui probabilidade de atendimento de 100% para nitrogênio amoniacal e de 0% para fósforo total. Já para C-04 a probabilidade de atendimento é

de 100% para as duas variáveis. O ribeirão Vermelho, que recebe os despejos de Lavras, apresenta probabilidade de atendimento ao enquadramento nula, tanto para fósforo total, quanto para nitrogênio amoniacal, para os três primeiros cenários. Para C-04 há probabilidade de atendimento de 64,5% para o primeiro e de 57,8% para o segundo.

Em C-04, que considera as condições necessárias para que o enquadramento seja alcançado, com a população do ano de 2033, podemos verificar que não há 100% de probabilidade de atendimento em boa parte dos cursos d'água. Essa condição ocorre em razão dos elevados valores para as variáveis modeladas próximo ao ponto de lançamento, implicando em não atendimento. A condição do curso d'água melhora a jusante, na medida em que os fenômenos de autodepuração vão ocorrendo (VON SPERLING, 2014a). Na Tabela 14 são apresentadas as distâncias necessárias, para cada curso d'água, para que haja 100% de probabilidade de atendimento do enquadramento.

Tabela 14 - Distância necessária para que ocorra probabilidade de 100 % de atendimento do enquadramento (C-04)

Curso d'água/cidade	Distância (km)	
	Fósforo total	Nitrogênio amoniacal
Bandeirinha/Antônio Carlos	*	*
Caieiros/Barbacena	3,0	3,0
Ressaquinha/Ressaquinha	4,8	0,0
Patusca/Alfredo Vasconcelos	2,9	2,3
Pinhão/Prados	2,9	2,1
Água Limpa/São João del Rei	1,9	1,9
Santo Antônio/Resende Costa	3,6	1,9
Paio/Ritápolis	2,9	1,2
Elvas/Santa Rita do Ibitipoca	7,8	7,8
Ribeirão Vermelho/Lavras	*	4,7
Maracanã/Oliveira	3,2	0,7
Machadinha/São Francisco de Paula	*	2,1
Amparo/Santo Antônio do Amparo	14,7	0,0
Sujo/São Tiago	3,2	1,8
Carandaí/Carandaí	27,5	0,0
Tanque Grande/Lagoa Dourada	3,7	2,0
Algodão/São Bento do Abade	4,2	0,0
Salto/Carmo da Cachoeira	7,8	0,0

\* A distância necessária é maior do que a extensão do curso d'água

Fonte: Do autor (2023)

Tomando como exemplo o ribeirão do Patusca (Alto rio das Mortes), que recebe os despejos da sede urbana de Dores de Campos. Ele apresenta probabilidade de atendimento ao enquadramento de 51,5% para Fósforo total e de 53,8% para Nitrogênio amoniacal, próximo ao ponto de mistura. As distâncias para que a probabilidade de atendimento seja de 100% serão de 2,9 km para a primeira variável e de 2,3 km para a segunda. O curso d'água que precisa de maior distância é o rio Carandaí, necessitando de 27,5 km de percurso para alcançar 100% de probabilidade de atendimento de Fósforo total.

#### **4.3 Análise do impacto do enquadramento no licenciamento ambiental**

Os cursos d'água elencados nas Tabelas 08 e 11, que apresentam trechos de não conformidade ao enquadramento, consistem em trechos da bacia problemáticos para o licenciamento ambiental de empreendimentos geradores de efluentes líquidos, não sendo autorizado o lançamento de novos despejos, até que o atendimento do enquadramento seja estabelecido. Este problema poderia ser resolvido com a criação de metas intermediárias, que não existem no atual enquadramento (CBH-GD2, 2018; MINAS GERAIS, 2018).

#### **4.4 Análise de Sensibilidade**

A análise de sensibilidade foi realizada para todas as simulações do modelo, apresentando resultados ligeiramente diferentes para cada curso d'água estudado. De maneira geral, as variáveis que obtiveram valor de  $p \leq 0,05$  (teste de hipótese) e, portanto, foram considerados importantes para o processo (modelo sensível a elas) estão listadas na Tabela 15.

Tabela 15 - Análise de sensibilidade – variáveis importantes ( $p \leq 0,05$ ).

Variável	Símbolo	Valor de “ $p \leq 0,05$ ”	Importante
Esgoto Sanitário			
Vazão	Q e	SIM	SIM
Nitrogênio Orgânico	N org e	SIM	SIM
Nitrogênio Amoniacal	N amo e	SIM	SIM
Fósforo Orgânico	P org e	SIM	SIM
Fósforo Inorgânico	P inor e	SIM	SIM
Corpo receptor a montante do lançamento			
Vazão	Q r	SIM	SIM
Oxigênio Dissolvido	OD r	SIM	SIM
Ao longo do corpo receptor			
Temperatura	T r	SIM	SIM
Coeficientes do modelo – P			
Sedimentação P org	K <sub>so</sub>	SIM	SIM
Coeficientes do modelo - Nitrogênio			
Sedimentação N org	K <sub>so</sub>	SIM	SIM
Conversão Norg-Namo	K <sub>oa</sub>	SIM	SIM
Conversão Namo-Nnitrito	K <sub>an</sub>	SIM	SIM
Conversão Nnitrito-Nnittrato	K <sub>nn</sub>	SIM	SIM

Fonte: Do autor (2023).

Pela análise de sensibilidade, conclui-se pela extrema importância de um monitoramento sistemático na bacia, principalmente para a caracterização quantitativa e qualitativa do esgoto bruto, dos cursos d'água, aumentando a rede de estações fluviométricas e de qualidade. Também são importantes pesquisas no sentido de se diminuir a incerteza da definição dos coeficientes da modelagem de fósforo e nitrogênio.

## 5. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- a) a análise conjunta do modelo determinístico e probabilístico adotado se mostrou uma interessante ferramenta para a gestão de bacias hidrográficas, em razão da relativa simplicidade de aplicação, principalmente para o Brasil, onde a universalização da coleta e do tratamento de esgotos sanitários ainda não é uma realidade;
- b) a condição atual da bacia, para a variável fósforo total, encontra-se sistematicamente fora dos limites previstos no enquadramento, comprometendo os usos preponderantes bem como o licenciamento ambiental de atividades geradoras de efluentes líquidos;
- c) quando se analisa a variável nitrogênio amoniacal, a situação é melhor, com os trechos de não conformidade se restringindo aos locais onde a razão de diluição dos efluentes lançados é baixa;
- d) com relação à variável fósforo total, as obrigações previstas no Novo Marco Legal do Saneamento (BRASIL, 2020) e no Padrão de Lançamento de Efluentes (MINAS GERAIS, 2022), não se mostraram suficientes para garantir o atendimento ao enquadramento e, conseqüentemente, aos usos preponderantes da bacia;
- e) o tratamento terciário, com remoções de fósforo superiores a 95 % é necessário em diversos municípios. A implantação de emissários de esgoto tratado, ou mesmo a revisão do enquadramento, poderiam ser estudados, a fim de se verificar a real necessidade destas elevadas eficiências;
- f) com relação à variável nitrogênio amoniacal, dos 30 municípios existentes na bacia, apenas 7 apresentaram a necessidade de ETEs com a presença de nitrificação, com eficiências entre 45 e 83 %. Nestes municípios, o limite de 20 mg L<sup>-1</sup> para esta variável não se mostrou suficiente. Nos demais municípios, ele não se mostrou necessário, porém é sim um parâmetro que se mostra adequado para resguardar a qualidade de água de cursos d'água;
- g) em 23 municípios da bacia, uma eficiência de remoção de apenas 30% de NTK, compatível com tratamentos secundários convencionais, seria o suficiente para atender ao enquadramento. Nestes municípios não existe a

necessidade nem mesmo de se atender ao padrão de lançamento para esta variável, a fim de manter a qualidade do curso d'água dentro das classes de enquadramento.

- h) de maneira geral, verificou-se que o atendimento ao enquadramento, e consequentemente aos usos preponderantes na bacia, deve ser verificado e estudado caso a caso. Em alguns municípios, as obrigações previstas na legislação ambiental não se mostraram suficientes, em virtude da baixa razão de diluição do efluente. Já em outros municípios, em posição privilegiada na bacia, estas obrigações não se mostraram necessárias, obrigando aos municípios a realização de pesados investimentos que não iriam refletir na qualidade da água da bacia.

## REFERÊNCIAS

- ADEEL-FAROOQ, R. M.; RAJI, J. O.; QAMRI, G. M. Does financial development influence the overall natural environment? An environmental performance index (EPI) based insight from the ASEAN countries. *Environment, Development and Sustainability*, v. 25, n. 6, p. 5123–5139, 18 jun. 2023.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos - SNIRH. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>>. Acesso em: 3 jan. 2022.
- AMÂNCIO, D. V. et al. Qualidade da água nas sub-bacias hidrográficas dos rios Capivari e Mortes, Minas Gerais. *Scientia Agraria*, v. 19, n. 1, p. 75, 10 abr. 2018.
- ANA. Implementação do enquadramento em bacias hidrográficas no Brasil; Sistema nacional de informações sobre recursos hídricos – Snirh no Brasil: arquitetura computacional e sistêmica. Brasília: Caderno de Recursos Hídricos 6 - Agência Nacional de Águas - ANA, 2009.
- ARCEIVALA, S. J. Wastewater treatment and disposal. *Engineering and ecology in pollution control*. New York: Marcel Dekker, 1981.
- ASHOURI, M. J.; RAFEI, M. Analysis of asymmetries in air pollution with water resources, and energy consumption in Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 18, p. 17590–17601, 2018.
- BECK, M. B. Water quality modeling: a review of the analysis of uncertainty. *Water Resources Research*, v. 23, n. 8, p. 1393–1442, 1987.
- BELLO, A.-A. D.; HANIFFAH, M. R. M. Modelling the effects of urbanization on nutrients pollution for prospective management of a tropical watershed: A case study of Skudai River watershed. *Ecological Modelling*, v. 459, p. 109721, nov. 2021.
- BRASIL. Resolução CONAMA no 357, de 17 de março de 2005 - classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. BRASIL: Diário Oficial da União, 2005.
- BRASIL. Lei No 14.026, de 15 de julho de 2020 - marco legal do saneamento básico. Brasília: Diário Oficial da União, 2020.
- BROWN, L.; BARNWELL, T. The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual. Athens: US Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Environmental Research Laboratory, 1987.
- BRUM, M. et al. Analysis of a probabilistic approach for modelling and assessment of the water quality of rivers. *Journal of Hydroinformatics*, v. 24, n. 4, p. 783–797, 2022.
- BUENO, R. DE F. et al. Remoção simultânea de material orgânico, nitrogênio e

fósforo em um reator em bateladas sequenciais com biofilme de leito móvel operado pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 24, n. 4, p. 747–760, ago. 2019.

BUI, H. H. et al. Integration of SWAT and QUAL2K for water quality modeling in a data scarce basin of Cau River basin in Vietnam. *Ecohydrology & Hydrobiology*, v. 19, n. 2, p. 210–223, abr. 2019.

CALMON, A. P. A. et al. Uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem da autodepuração como ferramenta para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água superficiais. *RBRH*, v. 21, n. 1, p. 118–133, 2016.

CBH-GD2. Deliberação Normativa CBH GD2 No 22, de 13 de agosto de 2018. Enquadramento dos corpos de água da Bacia Hidrográfica do Rio das Mortes - UPGRH GD2. São João Del Rei: Comitê da Bacia Hidrográfica do rio das Mortes, 2018.

CHAPRA, S. C. *Surface water-quality modeling*. New York: WCB/McGraw-Hill, Mc, 2008.

COLARES, G. S. et al. Sistema integrado de tratamento de efluentes sanitários com reatores anaeróbios sequenciais em batelada e wetlands construídos de fluxos alternados. *Tecno-Lógica*, v. 22, n. 1, p. 18, 22 jan. 2018.

COLLISCHONN, W. Simulação hidrológica de grandes bacias. [s.l.] Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001.

COSTA, D. DE A. O enquadramento de recursos hídricos como estratégia para melhoria da qualidade da água: o caso do rio piabanha/RJ. [s.l.] Tese (Doutorado em Planejamento Estratégico) - Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), 2021.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 6, n. 2, p. 232–245, 31 ago. 2011.

DA CUNHA E SILVA, D. C. et al. Creation of an environmental sustainability index for water resources applied to watersheds. *Environment, Development and Sustainability*, 2 jul. 2022.

DE MENEZES, J. P. C.; DE OLIVEIRA, L. F. C.; SALLA, M. R. Incertezas sobre a modelagem matemática de qualidade da água em curso de água Urbano. *Ciencia y Engenharia/ Science and Engineering Journal*, v. 25, n. 2, p. 1–8, 2016.

DE OLIVEIRA FILHO, A. A.; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio poti em teresina (PI). *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 23, n. 1, p. 3–14, 6 jul. 2018.

EL-SHEBLI, M.; SHARRAB, Y.; AL-FRAIHAT, D. Prediction and modeling of water quality using deep neural networks. *Environment, Development and Sustainability*, 16 maio 2023.

EPA, U. S. E. P. A. The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS. Athens: EPA, 1987.

FAN, C.; WANG, W.; LIU, K. F. Sensitivity analysis and water quality modeling of a tidal river using a modified Streeter-Phelps equation with HEC-RAS-calculated hydraulic characteristics. *Environ Model Assess*, v. 17, p. 639–651, 2012.

FERREIRA, M. M. et al. Systematic review of the last 20 years of research on decentralized domestic wastewater treatment in Brazil: State of the art and potentials. *Water Science and Technology*, v. 84, n. 12, p. 3469–3488, 2021.

GHAFFARI MOGHADAM, Z. et al. Developing a Bi-level programming model for water allocation based on Nerlove's supply response theory and water market. *Environment, Development and Sustainability*, v. 25, n. 6, p. 5663–5689, 17 jun. 2023.

GOMES, S. H. R. et al. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 23, n. 2, p. 275–285, 1 mar. 2018.

GOMIDES, C. E. et al. Deterministic and probabilistic modeling of microbiological quality using the QUAL-UFMG: a water resource management tool applied on the slope waters of the Grande River, Brazil. *Water Science & Technology*, v. 87, n. 8, p. 2020–2042, 15 abr. 2023a.

GOMIDES, C. E. et al. Technical-financial analysis of conventional and alternative technologies for the treatment of sewage in small to large cities. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 18, p. 1–14, 15 jul. 2023b.

GUIMARÃES, B. O. et al. Análise probabilística de parâmetros de qualidade da água para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 21, n. 4, p. 807–815, 2016.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censos demográficos dos anos de 2000 e 2010. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 3 jan. 2022.

IGAM, I. M. DE G. DAS Á.-. Monitoramento de Qualidade das Águas Superficiais. Disponível em: <<http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/416>>. Acesso em: 3 jan. 2022.

IGAM, I. M. DE G. DAS Á. –. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio das Mortes. Belo Horizonte: IGAM, 2013.

KAUFMAN, D. E. et al. Supporting cost-effective watershed management strategies

for Chesapeake Bay using a modeling and optimization framework. *Environmental Modelling and Software*, v. 144, n. July, p. 105141, 2021.

KHORASHADI ZADEH, F. et al. A fast and effective parameterization of water quality models. *Environmental Modelling and Software*, v. 149, n. January, p. 105331, 2022.

KOO, H. et al. A global sensitivity analysis approach for identifying critical sources of uncertainty in non-identifiable, spatially distributed environmental models: A holistic analysis applied to SWAT for input datasets and model parameters. *Environmental Modelling & Software*, v. 127, p. 104676, maio 2020.

KROESE, D. P. et al. Why the Monte Carlo method is so important today. *WIREs Computational Statistics*, v. 6, n. 6, p. 386–392, 20 nov. 2014.

LAI, C. et al. Alleviating eutrophication by reducing the abundance of Cyanophyta due to dissolved inorganic carbon fertilization: Insights from Erhai Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 131, p. 68–83, set. 2023.

LIANG, W.; YANG, M. Urbanization, economic growth and environmental pollution: Evidence from China. *Sustainable Computing: Informatics and Systems*, v. 21, p. 1–9, mar. 2019.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoring and modeling of water quality in a semiarid watershed. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 23, n. 1, p. 125–135, 1 jan. 2018.

LINDENSCHMIDT, K. E.; FLEISCHBEIN, K. Structural uncertainty in a river water quality modelling system. *Ecological Modelling*, v. 204, p. 289–300, 2007.

MACHADO, E. S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. DE C. A. Comments on the water quality classification of water bodies. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 24, n. 2, p. 261–269, 2019.

MARTINS, G. L. A. et al. Qualidade da água do rio Setúbal em Jenipapo de Minas – MG após construção de barragem. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 12, n. 6, p. 1025, 23 nov. 2017.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. New York: McGraw-Hill, 1991.

MINAS GERAIS. DELIBERAÇÃO NORMATIVA CERH no 59, de 13 de dezembro de 2018. Enquadramento dos corpos de água da Bacia Hidrográfica do Rio das Mortes - UPGRH GD2. Minas Gerais: Diário Oficial de Minas Gerais, 2018.

MINAS GERAIS. DELIBERAÇÃO NORMATIVA CONJUNTA COPAM-CERH/MG No 8, DE 21 DE NOVEMBRO DE 2022. Enquadramento e Padrão de lançamento de efluentes. Minas Gerais: Diário Oficial de Minas Gerais, 2022.

PESSOA, C. A.; JORDÃO, E. P. *Tratamento de esgotos domésticos*. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitaria e Ambiental, 1982.

- QUIJANO, J. C. et al. Three-dimensional model to capture the fate and transport of combined sewer overflow discharges: A case study in the Chicago Area Waterway System. *Science of The Total Environment*, v. 576, p. 362–373, jan. 2017.
- RASOOL, Y.; JIANGUO, D.; ALI, K. Exploring the linkage between globalization and environmental degradation: a disaggregate analysis of Indonesia. *Environment, Development and Sustainability*, 19 maio 2023.
- SALTELLI, A. et al. Sensitivity analysis: A discipline coming of age. *Environmental Modelling and Software*, v. 146, n. October, p. 105226, 2021.
- SEO, M. et al. Evaluating the Impact of Low Impact Development (LID) Practices on Water Quantity and Quality under Different Development Designs Using SWAT. *Water*, v. 9, n. 3, p. 193, 7 mar. 2017.
- SNIS. Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto - Visão Geral Ano de Referência 2020. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS, p. 1–91, 2021.
- SPEAR, R. Eutrophication in peel inlet—II. Identification of critical uncertainties via generalized sensitivity analysis. *Water Research*, v. 14, n. 1, p. 43–49, 1980.
- SRIKRISHNAN, V.; KELLER, K. Small increases in agent-based model complexity can result in large increases in required calibration data. *Environmental Modelling and Software*, v. 138, n. February, p. 104978, 2021.
- 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 Sanitaria e Ambiental*, v. 18, n. 3, p. 275–288, set. 2013.
- THOMANN, R. V; MUELLER, J. A. Principles of surface water quality modeling and control. New York: Harper & Row Publishers, 1987.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA - UFV. Hidrotec. Disponível em: <<http://www.hidrotec.ufv.br/>>. Acesso em: 9 maio. 2022.
- VIDAL, I. C. DE A. et al. Correction to: Degradation of the macro-drainage water quality of an urban basin in Northeastern Brazil. *Environment, Development and Sustainability*, v. 23, n. 3, p. 4357–4357, 26 mar. 2021.
- VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.
- WHITE, J. T. et al. Towards improved environmental modeling outcomes: Enabling low-cost access to high-dimensional, geostatistical-based decision-support analyses. *Environmental Modelling & Software*, v. 139, p. 105022, maio 2021.
- ZHANG, H. et al. Multivariate statistical and bioinformatic analyses for the seasonal

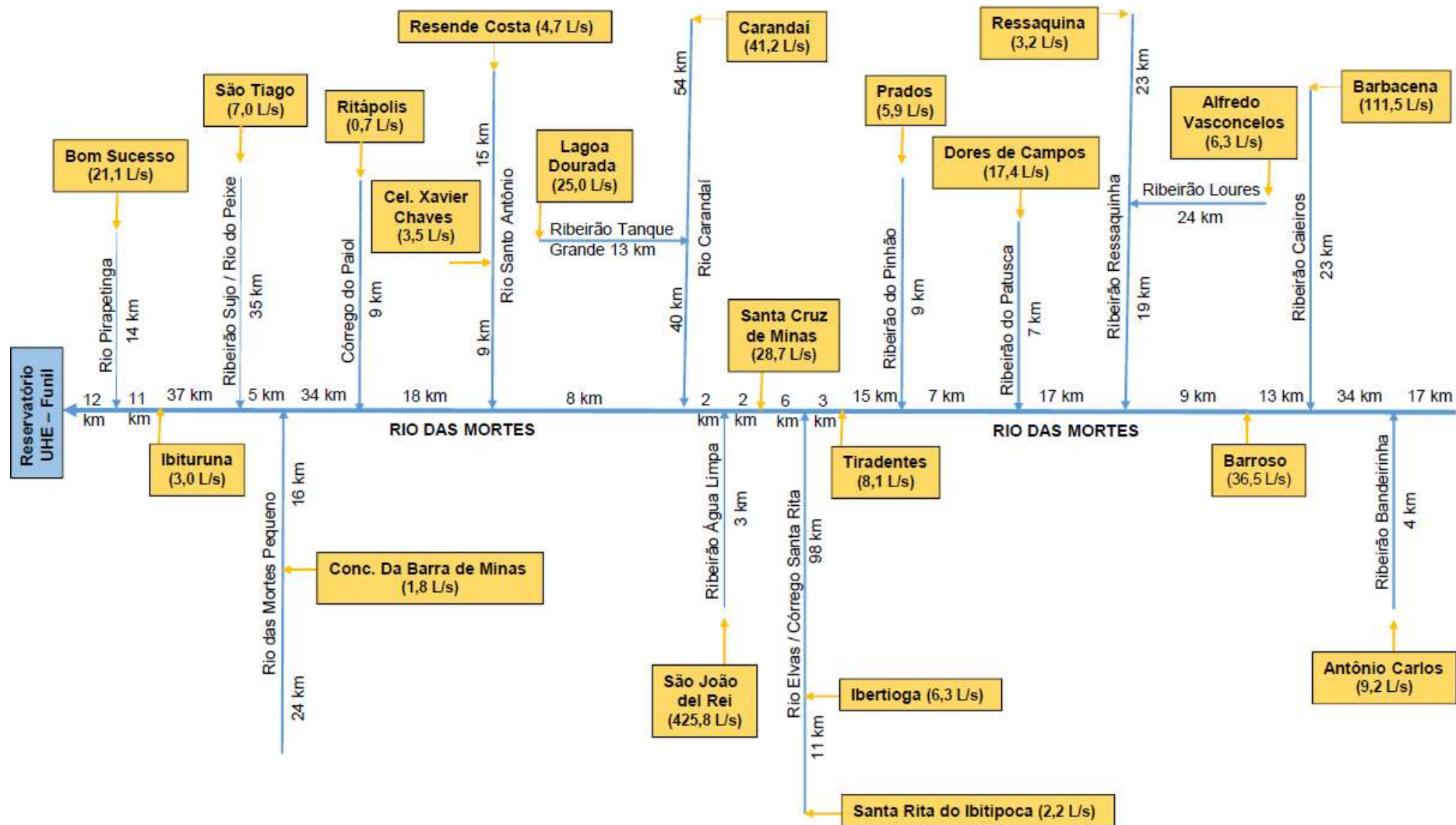
variations of actinobacterial community structures in a drinking water reservoir. *Journal of Environmental Sciences*, v. 137, p. 1–17, mar. 2024.

ZHANG, L.; YANG, J.; FURUKAWA, K. Stable and high-rate nitrogen removal from reject water by partial nitrification and subsequent anammox. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, v. 110, n. 4, p. 441–448, out. 2010.

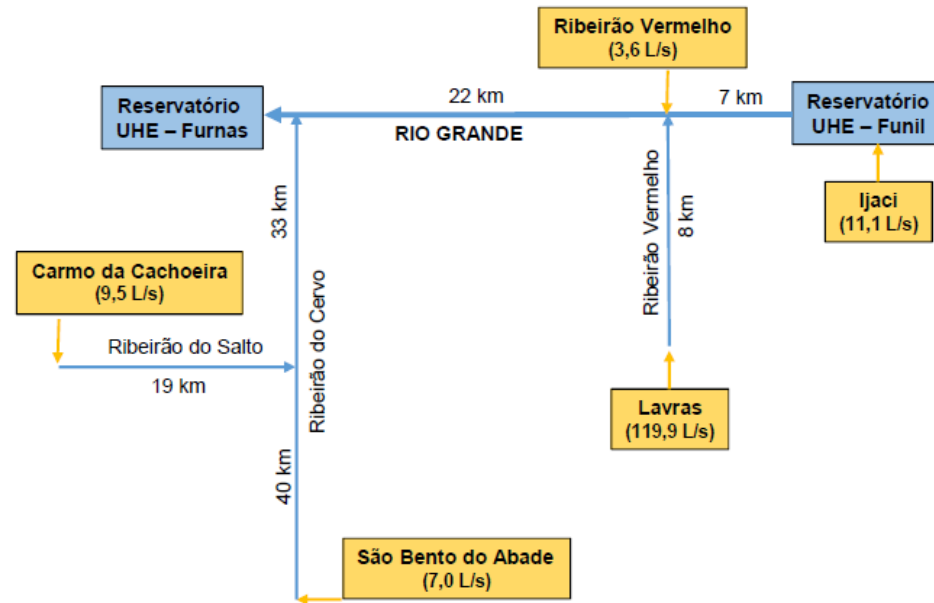
## APÊNDICES

## **APÊNDICE A - Diagramas unifilares e a descrição dos trechos modelados**

## Bacia do rio das Mortes



## Bacia do baixo do alto rio Grande e rio do Cervo



## Bacia do rio Jacaré



## **Descrição dos trechos modelados para as 10 sub-bacias do GD2:**

### **a) Bacia do rio das Mortes**

#### **a.1) Alto rio das Mortes**

Leito principal do rio das Mortes, desde a Estação de Qualidade BG011, a montante da sede da Antônio Carlos até o limite do Médio rio das Mortes, a jusante de Tiradentes, compreendendo um trecho de 115 km.

Principais tributários:

- Leito principal do Ribeirão Bandeirinha, desde a sede de Antônio Carlos, até a confluência com o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 4 km;

- Leito principal do ribeirão Caieiro, desde a sede de Barbacena, até a confluência com o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 23 km;

- Leito principal do ribeirão Ressaquinha, desde a sede de Ressaquinha, até a confluência com o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 42 km;

- Leito principal do Ribeirão do Loures ou Alberto Dias ou Bandeira, desde a sede de Alfredo Vasconcelos, até a confluência com o ribeirão Ressaquinha, compreendendo um trecho de 24 km;

- Leito principal do ribeirão do Patusca, desde a sede de Dores de Campos, até a confluência com o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 7 km;

- Leito principal do ribeirão do Pinhão, desde a sede de Prados, até a confluência com o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 9 km.

#### **a.2) Rio Elvas**

Leito principal do rio Elvas (e córrego Santa Rita), desde a sede da cidade de Santa Rita do Ibitipoca até a confluência com o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 109 km.

#### **a.3) Rio Carandaí**

Leito principal, desde a sede da cidade de Carandaí até a confluência com o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 94 km.

Principal tributário:

- Córrego Tanque Grande / Córrego do Ribeiro: Da sede da cidade de Lagoa Dourada até confluência com o rio Carandaí, compreendendo um trecho de 13 km.

#### **a.4) Médio rio das Mortes**

Leito principal do rio das Mortes, da confluência com rio Elvas (limite com o Alto rio das Mortes) até a confluência com o rio dos Peixes (limite com o Baixo rio das Mortes), compreendendo um trecho de 66 km.

Principais tributários:

- Ribeirão Água Limpa e córrego Rio Acima: Da sede da cidade de São João Del Rei até confluência com o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 3 km;

- Córrego do Quilombo / Rio Santo Antônio: Da sede da cidade de Resende Costa até confluência com o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 24 km;

- Córrego do Paiol: Da sede da cidade de Ritópolis até confluência com o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 4 km.

#### **a.5) Rio das Mortes Pequeno**

Também chamado de ribeirão Barba de Lobo. Leito principal, da Estação Fluviométrica 61122000, até a confluência com o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 40 km.

#### **a.6) Rio dos Peixes**

Ribeirão Sujo, da sede de São Tiago, até a confluência com o rio do Peixe, e deste até o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 35 km.

#### **a.7) Baixo rio das Mortes**

Leito principal do rio das Mortes, da confluência com rio dos Peixes (limite com o Médio rio das Mortes), até o reservatório de Funil, compreendendo um trecho de 60 km. Principal tributário:

- Rio Pirapetinga: Da sede da cidade de Bom Sucesso até confluência com o rio das Mortes, compreendendo um trecho de 14 km.

**b) Baixo do Alto rio Grande**

Leito principal do rio Grande, do reservatório de Funil, até a confluência com o rio do Cervo, compreendendo um trecho de 29 km.

Principal tributário:

- Ribeirão Vermelho: Da sede da cidade de Lavras até confluência com o rio Grande, compreendendo um trecho de 8 km.

**c) Rio Jacaré**

Leito principal do rio Jacaré, da sede de Oliveira (Ribeirão Maracanã / Lambari), até a confluência com o rio Grande (Lago de Furnas), compreendendo um trecho de 81 km. Principais tributários:

- Córrego Machadinha / Ribeirão Quebra Anzol: Da sede da cidade de São Francisco de Paula até confluência com o rio Jacaré, compreendendo um trecho de 5 km.

- Rio do Amparo: Da sede da cidade de Santo Antônio do Amparo até confluência com o rio Jacaré, compreendendo um trecho de 32 km.

**d) Rio do Cervo**

Leito principal do rio do Cervo, da sede de São Bento do Abade (Córrego do Algodão / Tira Coro), até a confluência com o rio Grande, compreendendo um trecho de 73 km. Principal tributário:

- Ribeirão do Salto: Da sede da cidade de Carmo da Cachoeira (Ribeirão do Carmo) até confluência com o rio do Cervo, compreendendo um trecho de 19 km.

**APÊNDICE B – Análises de regressão, para as estações fluviométricas do GD2:  
velocidade e profundidade em função da vazão escoada**

Análise de regressão para as estações fluviométridas da bacia (velocidade e profundidade em função da vazão escoada)

Sub-bacia	Estação	Equação - v		Equação- h	
Alto rio das Mortes	FLU1	$v = 0,3243 \cdot Q^{0,3316}$	$R^2 = 0,78$	$h = 0,2405 \cdot Q^{0,5605}$	$R^2 = 0,81$
	FLU2 *	$v = 0,3271 \cdot Q^{0,3897}$	$R^2 = 0,42$	$h = 0,4362 \cdot Q^{0,2483}$	$R^2 = 0,12$
Rio Elvas	FLU3	$v = 0,2138 \cdot Q^{0,0696}$	$R^2 = 0,51$	$h = 0,6591 \cdot Q^{0,6049}$	$R^2 = 0,52$
	FLU4	$v = 0,2105 \cdot Q^{0,4307}$	$R^2 = 0,70$	$h = 0,2931 \cdot Q^{0,4874}$	$R^2 = 0,62$
Médio rio das Mortes	FLU5	$v = 0,0636 \cdot Q^{0,6304}$	$R^2 = 0,91$	$h = 0,9449 \cdot Q^{0,0729}$	$R^2 = 0,51$
Rio Carandaí	FLU6	$v = 0,2693 \cdot Q^{0,4664}$	$R^2 = 0,75$	$h = 0,2918 \cdot Q^{0,3027}$	$R^2 = 0,53$
Rio das Mortes Pequeno	FLU7	$v = 0,1850 \cdot Q^{0,7136}$	$R^2 = 0,64$	$h = 0,4106 \cdot Q^{0,2167}$	$R^2 = 0,52$
Rio dos Peixes **	Não possui estação fluviométrica				
Baixo rio das Mortes	FLU8	$v = 0,1585 \cdot Q^{0,3857}$	$R^2 = 0,86$	$h = 0,2067 \cdot Q^{0,4259}$	$R^2 = 0,50$
	FLU9	$v = 0,3113 \cdot Q^{0,3850}$	$R^2 = 0,50$	$h = 0,1585 \cdot Q^{0,5445}$	$R^2 = 0,74$
Baixo do alto rio Grande ***	Não possui estação fluviométrica				
Rio do Cervo	FLU10	$v = 0,3099 \cdot Q^{0,2904}$	$R^2 = 0,65$	$h = 0,2653 \cdot Q^{0,6440}$	$R^2 = 0,58$
	FLU11	$v = 0,1294 \cdot Q^{0,3914}$	$R^2 = 0,58$	$h = 0,3764 \cdot Q^{0,5749}$	$R^2 = 0,56$
Rio Jacaré	FLU12	$v = 0,2114 \cdot Q^{0,3444}$	$R^2 = 0,92$	$h = 0,1160 \cdot Q^{0,6224}$	$R^2 = 0,98$

\* Equações não utilizadas em virtude do baixo  $R^2$ . As equações de FLU1 foram utilizadas para toda a sub-bacia

\*\* Utilizadas as equações do rio Carandaí - FLU6

\*\*\* Utilizadas as equações do baixo rio das Mortes - FLU8

v = velocidade de escoamento ( $m s^{-1}$ )

Q = vazão escoada ( $m^3 s^{-1}$ )

h = profundidade do fluxo (m)

## **APÊNDICE C – Populações e vazões para C-02**

## Cenário 02 - C-02: Tendencial 2033

Município/Sub-Bacia	População Urbana 2033	Coleta de esgoto (%)	Q med - esgotos (L/s)		Índice de tratamento (%) *
			Produzido	Coletado	
<b>Bacia do Alto Rio das Mortes</b>					
Alfredo Vasconcelos	7118	100.0	9.66	9.66	0.0
Antônio Carlos	14808	95.0	17.77	16.88	0.0
Barbacena	148379	91.1	143.56	130.78	31.3
Barroso	22193	91.8	43.62	40.04	6.4
Dores de Campos	12363	100.0	23.08	23.08	0.0
Ressaquinha	4666	99.6	4.81	4.79	0.0
Tiradentes	9659	62.8	19.91	12.50	0.0
Prados	8857	97.4	8.29	8.08	100.0
<b>Bacia do Rio das Mortes Pequeno</b>					
Conceição da B. de Minas	3087	61	3.28	2.00	71.8
<b>Bacia do Médio Rio das Mortes</b>					
Coronel Xavier Chaves	2360	100.0	4.43	4.43	0.0
Resende Costa	12112	39.4	15.41	6.07	100.0
Ritópolis	3198	20.0	3.69	0.74	0.0
Santa Cruz de Minas	10145	100.0	33.57	33.57	0.0
São João Del-Rei	95787	99.5	479.16	476.76	3.2
<b>Bacia do Rio Elvas</b>					
Ibertioga	4204	100.0	7.64	7.64	100
Santa Rita do Ibitipoca	2439	90.0	2.85	2.57	0
<b>Bacia do Baixo do Alto Rio Grande</b>					
Ijaci	11642	100.0	20.44	20.44	85.7
Lavras	129189	90.6	171.21	155.11	100.0
Ribeirão Vermelho	4137	100.0	3.96	3.96	0.0
<b>Bacia do Rio Jacaré</b>					
Oliveira	43103	100.0	58.67	58.67	10.0
Santana do Jacaré	5103	100.0	14.04	14.04	0.0
Santo Antônio do Amparo	18158	100.0	20.26	20.26	33.0
São Francisco de Paula	6038	100.0	34.79	34.79	0.0
<b>Bacia do Rio dos Peixes</b>					
São Tiago	11337	63	14.18	8.97	62.5
<b>Baixo rio das Mortes</b>					
Bom Sucesso	15505	99.8	22.61	22.57	100.0
Ibituruna	4157	100.0	4.82	4.82	0.0
<b>Rio Carandaí</b>					
Carandaí	25288	100.0	52.07	52.07	0.0
Lagoa Dourada	9273	90.0	35.04	31.54	0.0
<b>Rio do Cervo</b>					
Carmo da Cachoeira	13407	84.5	16.31	13.78	0.0
São Bento do Abade	6793	100.0	9.57	9.57	0.0

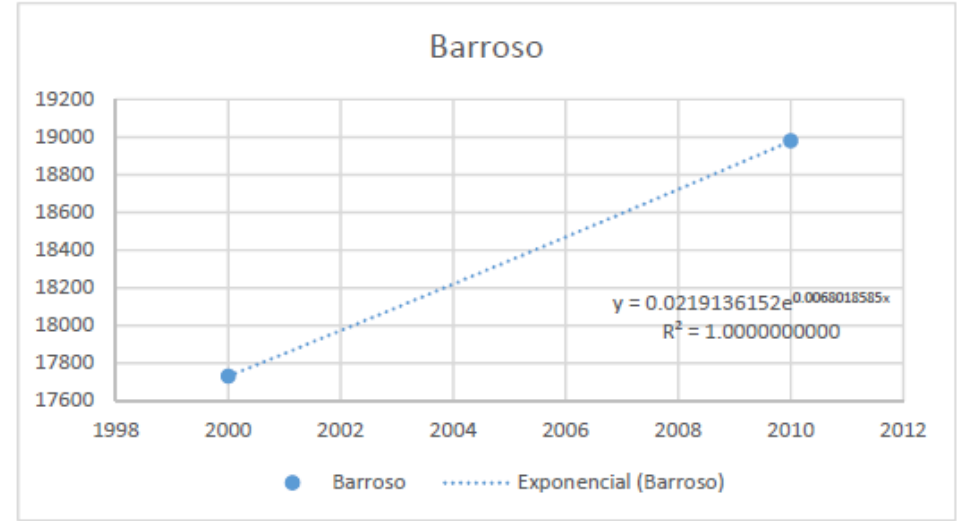
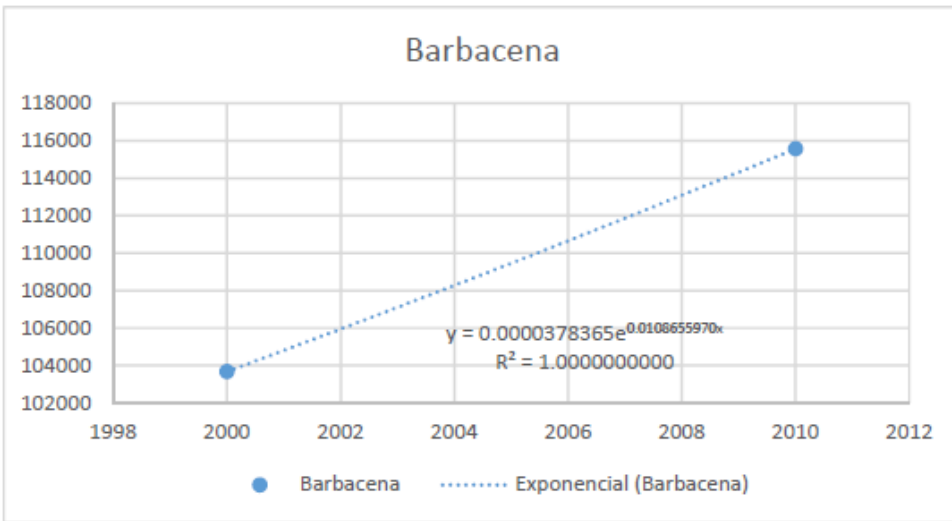
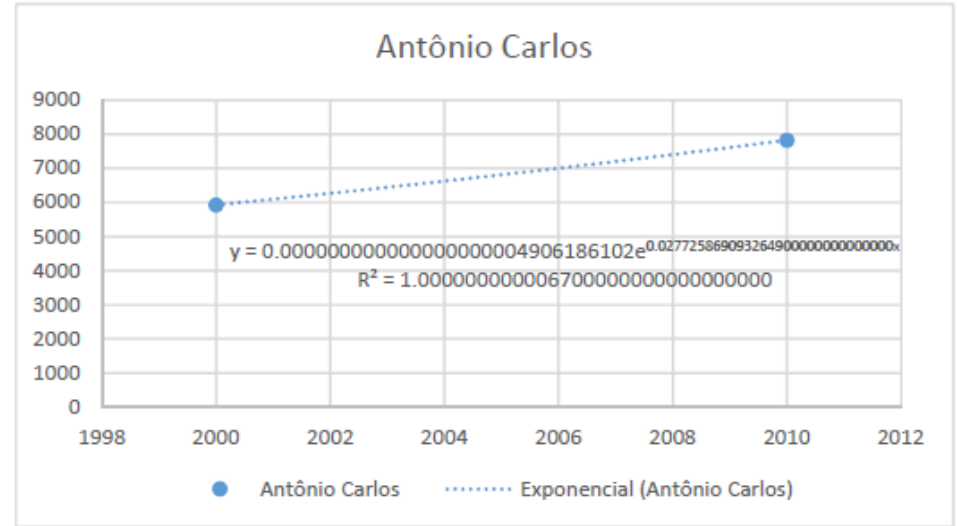
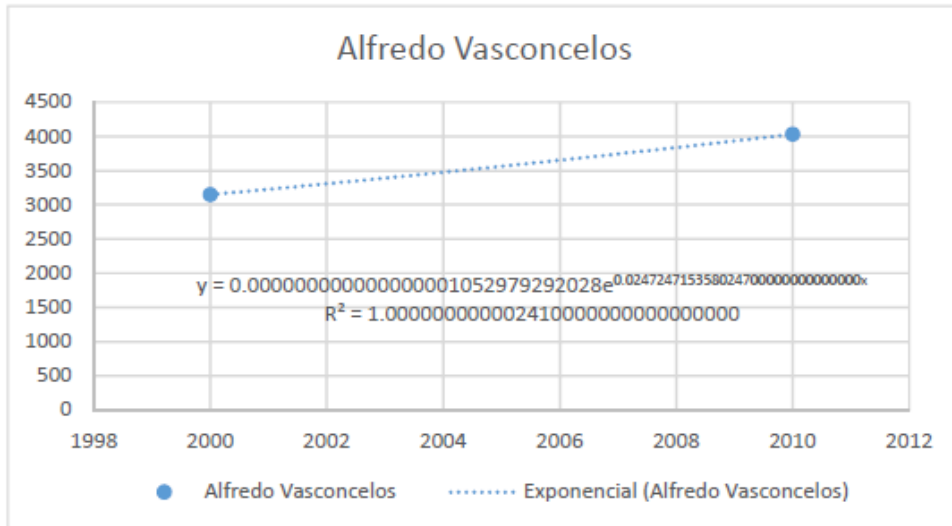
Nota: \* Com relação ao volume de esgoto coletado

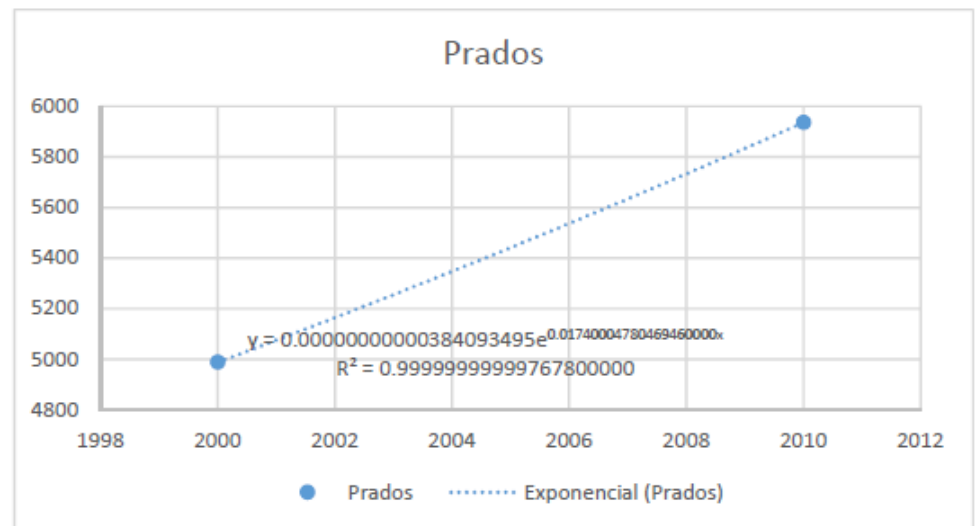
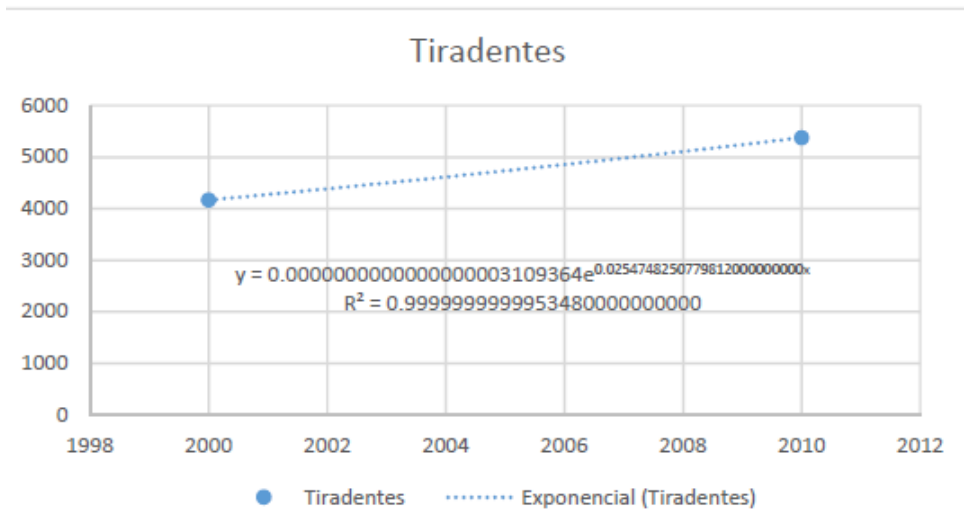
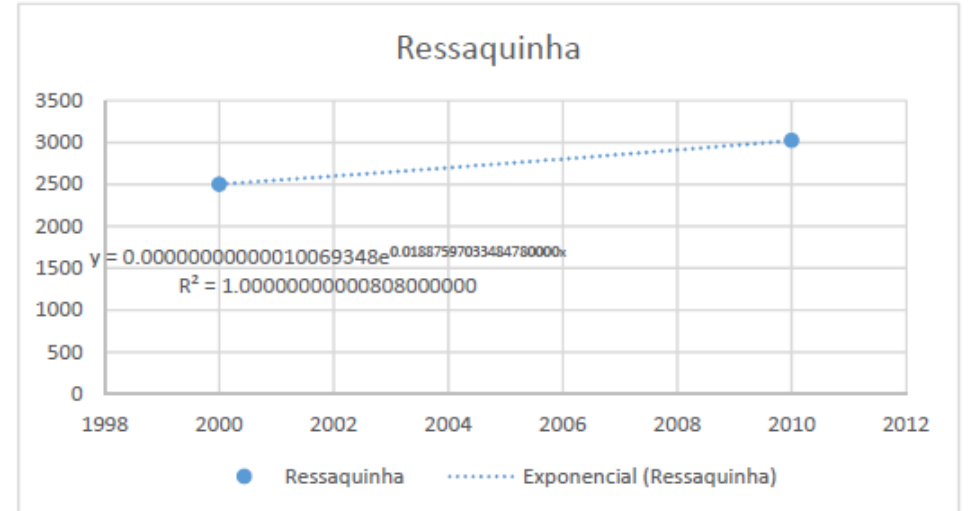
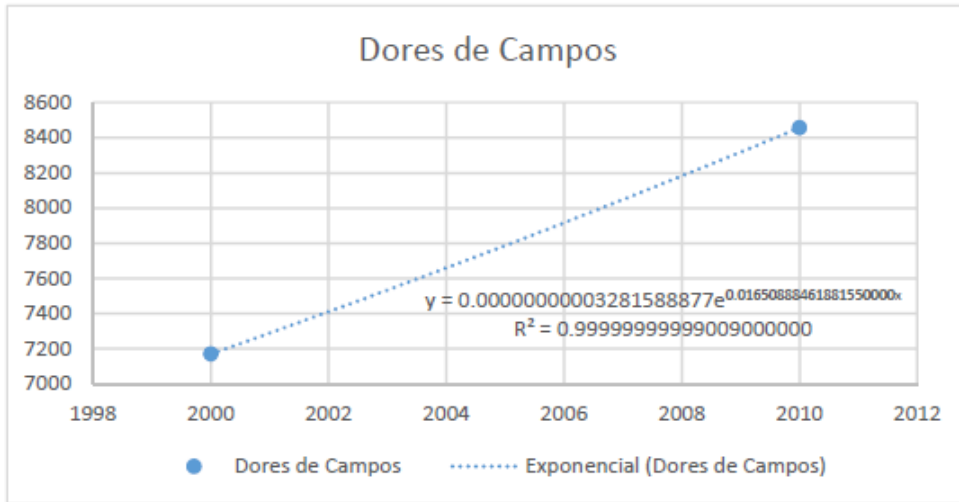
## **APÊNDICE D – Projeções populacionais**

### População por municípios da bacia

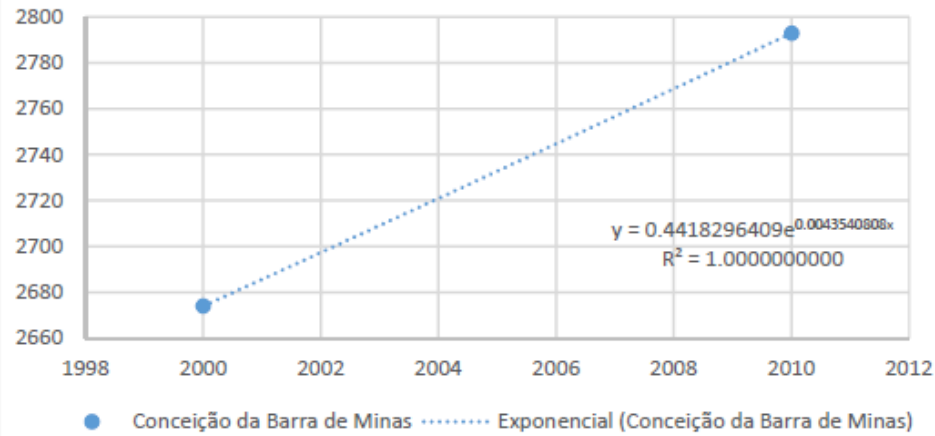
Município/Sub-Bacia	1991	2000	2010	2020	2033
<b>Alto Rio das Mortes</b>					
Alfredo Vasconcelos	2382	3148	4031	4632	7118
Antônio Carlos	3473	5931	7826	8069	14808
Barbacena	83319	103669	115568	126477	148379
Barroso	16272	17731	18979	20236	22193
Dores de Campos	6036	7170	8457	9297	12363
Ressaquinha	2101	2503	3023	3091	4666
Tiradentes	3310	4167	5376	6234	9659
Prados	4247	4988	5936	6423	8857
<b>Bacia do Ribeirão Barba-de-Lobo</b>					
Conceição da Barra de Minas	2203	2674	2793	2787	3087
<b>Bacia do Médio Rio das Mortes</b>					
Coronel Xavier Chaves	1374	1600	1800	1876	2360
Resende Costa	6029	7629	8776	9280	12112
Ritópolis	3289	3502	3407	3156	3198
Santa Cruz de Minas	5582	7041	7865	8664	10145
São João Del-Rei	66700	73785	79857	85556	95787
<b>Bacia do Rio Elvas</b>					
Ibertioga	2456	3175	3457	3439	4204
Santa Rita do Ibitipoca	1652	2149	2233	2120	2439
<b>Bacia do Baixo do Alto Rio Grande</b>					
Ijaci	3214	4079	5605	6323	11642
Lavras	60730	74296	87856	99846	129189
Ribeirão Vermelho	3220	3312	3543	3748	4137
<b>Bacia do Rio Jacaré</b>					
Oliveira	26184	32213	35185	37301	43103
Santana do Jacaré	3435	4163	4428	4623	5103
Santo Antônio do Amparo	9125	14052	15187	16297	18158
São Francisco de Paula	3419	4152	4651	4678	6038
<b>Bacia do Rio dos Peixes</b>					
São Tiago	6106	7463	8471	8791	11337
<b>Baixo rio das Mortes</b>					
Bom Sucesso	12418	13659	14194	14494	15505
Ibituruna	1944	1987	2485	2598	4157
<b>Rio Carandaí</b>					
Carandaí	13403	15781	18205	20016	25288
Lagoa Dourada	4733	6054	6889	7343	9273
<b>Rio do Cervo</b>					
Carmo da Cachoeira	5661	7527	8966	9228	13407
São Bento do Abade	2175	3452	4238	4953	6793

### Análise de Regressão Geométrica - (População x ano)

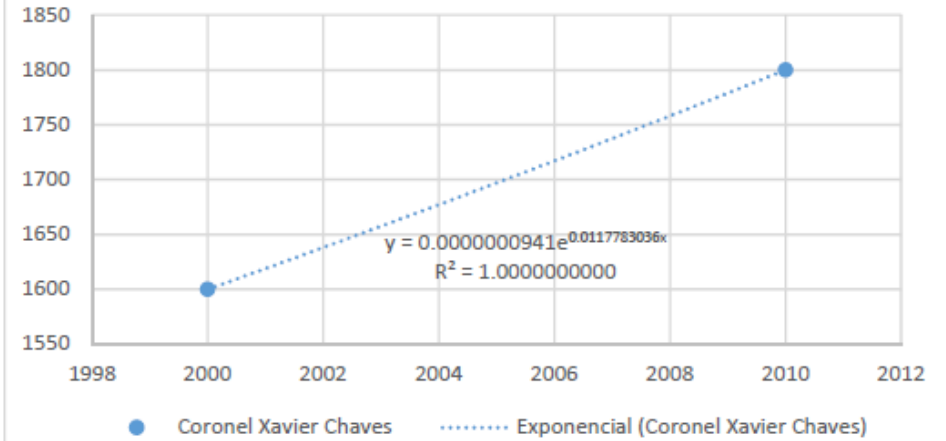




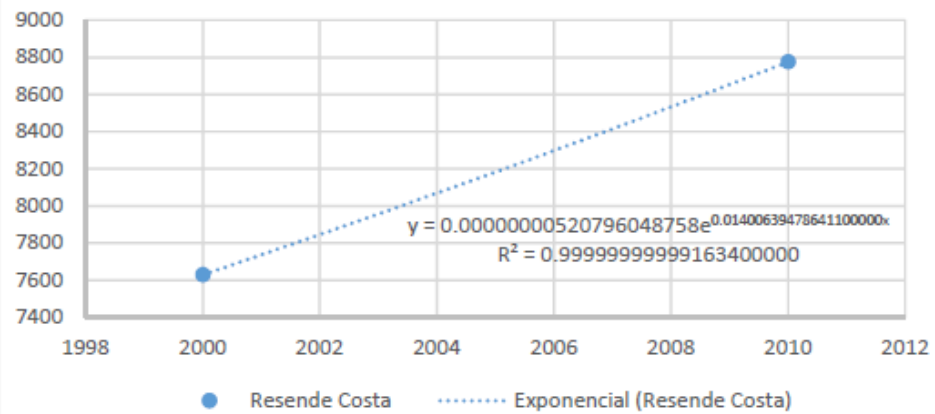
Conceição da Barra de Minas



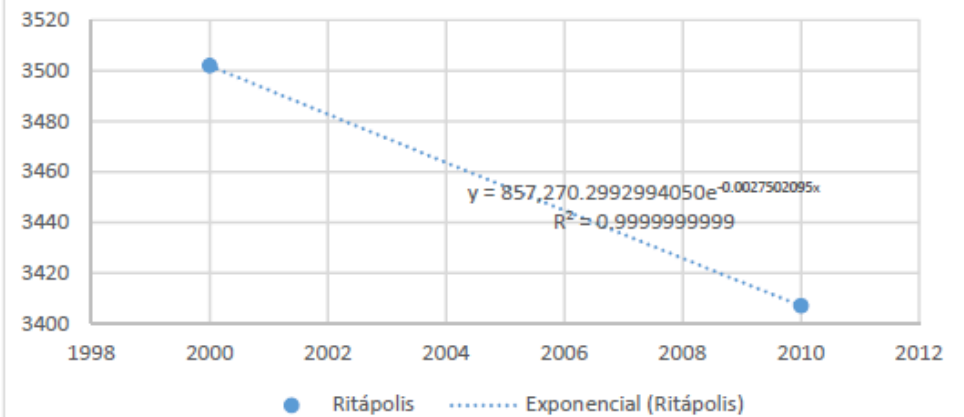
Coronel Xavier Chaves

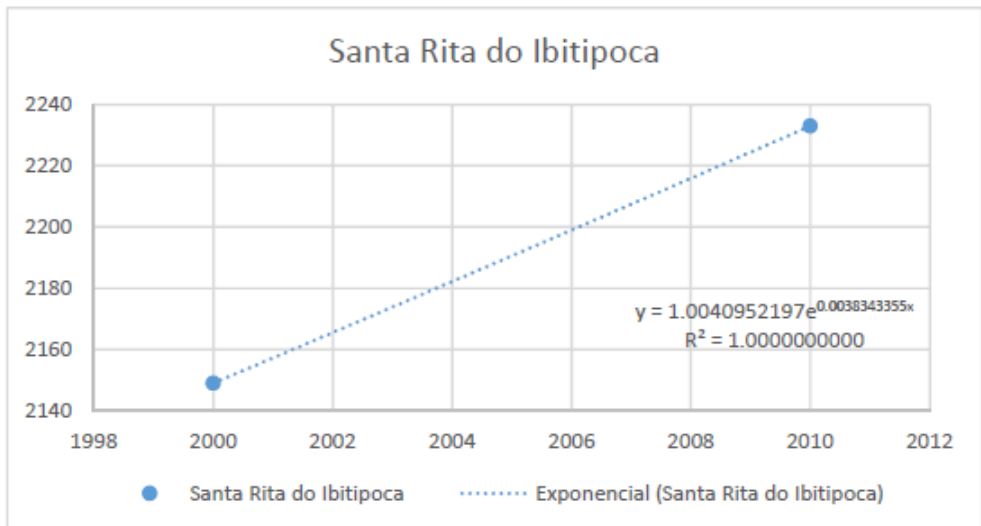
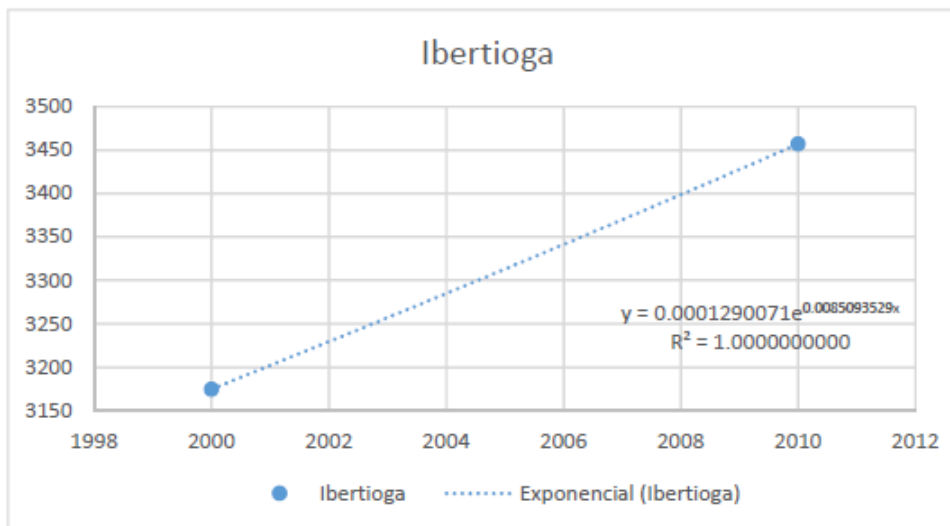
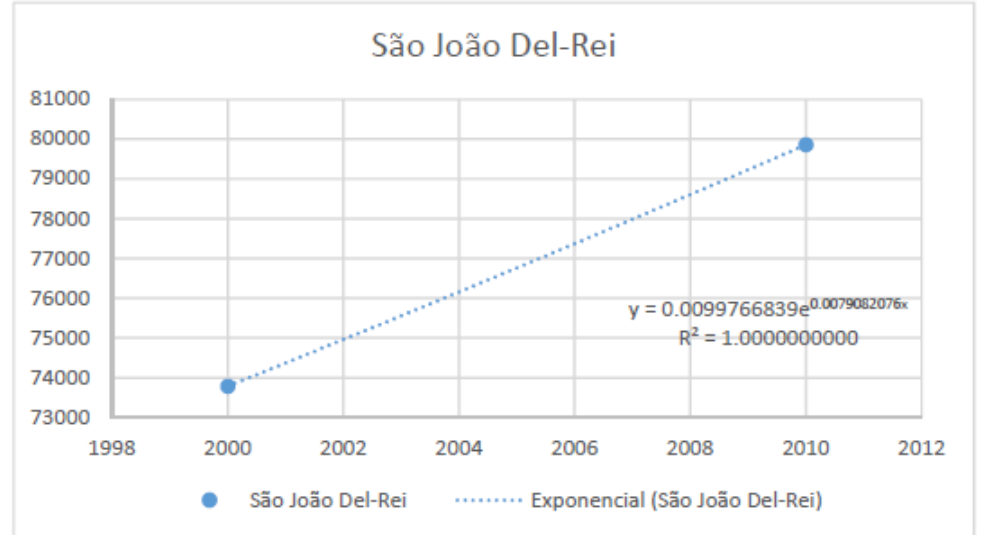
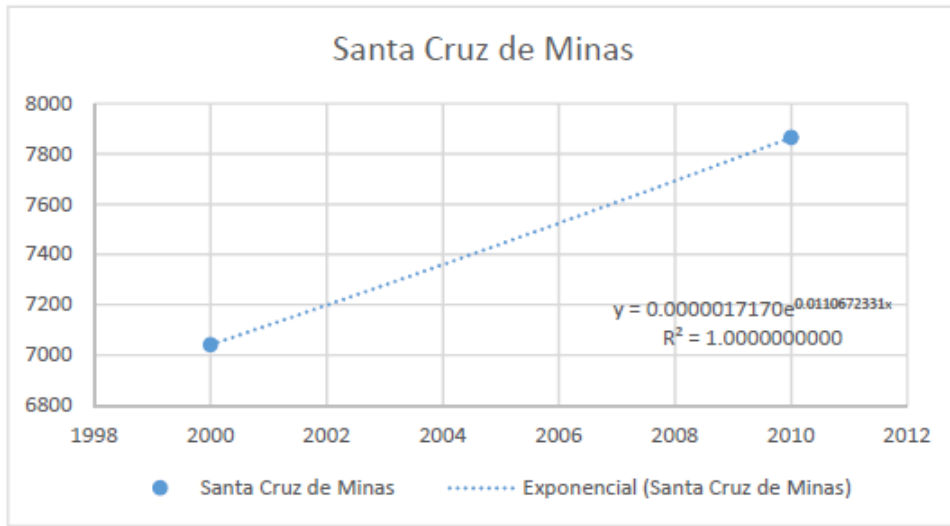


Resende Costa



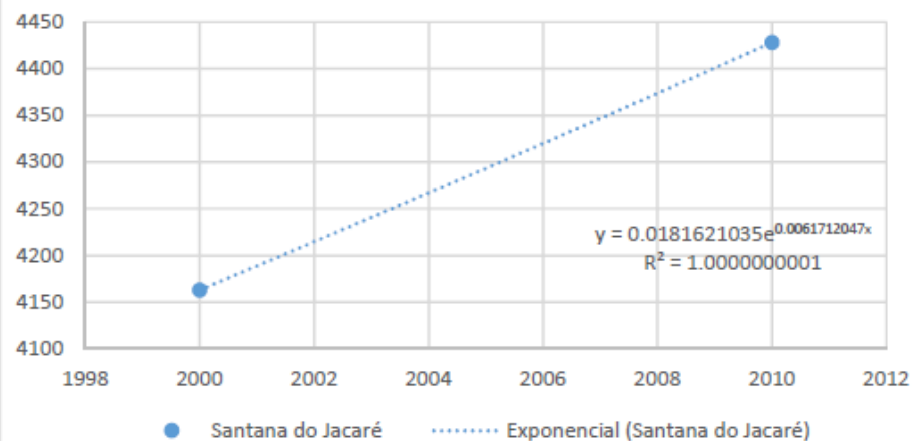
Ritópolis



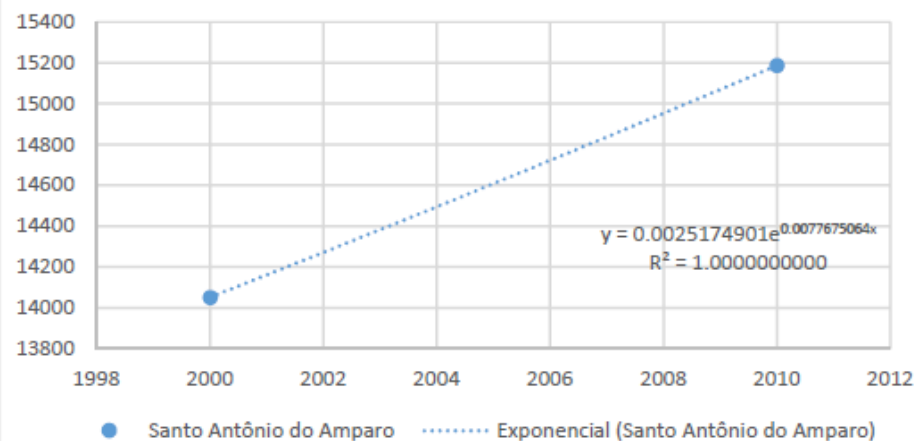




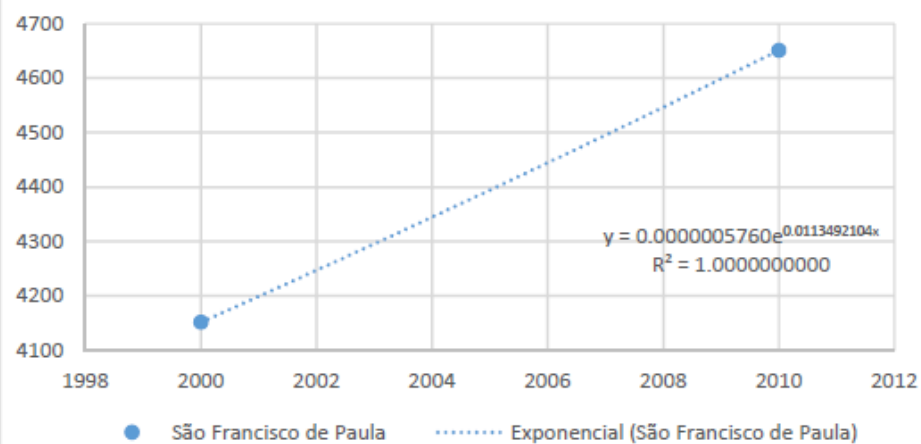
Santana do Jacaré



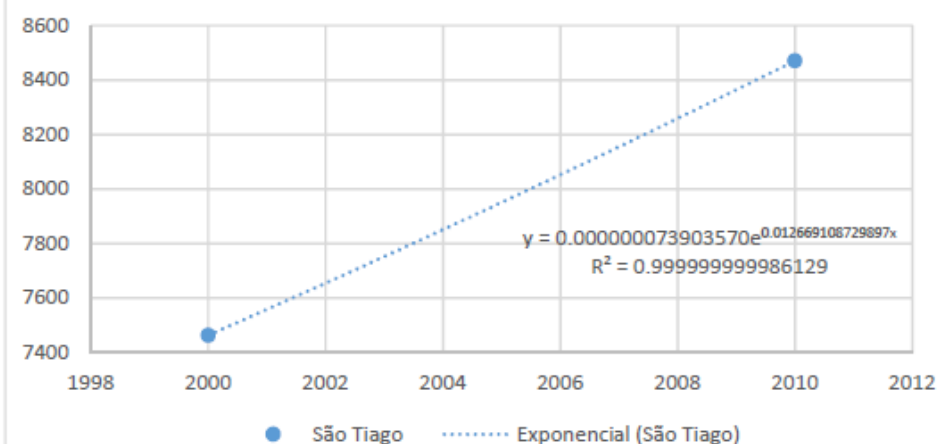
Santo Antônio do Amparo

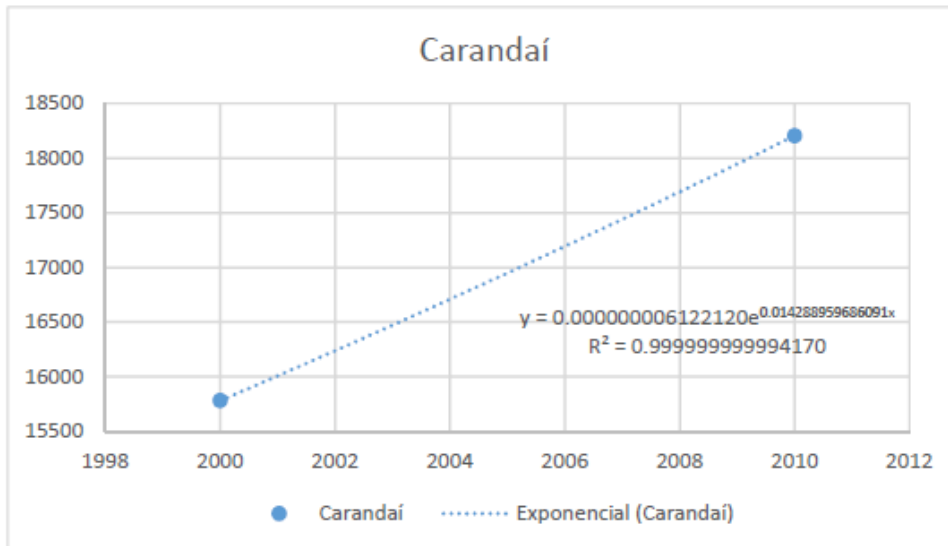
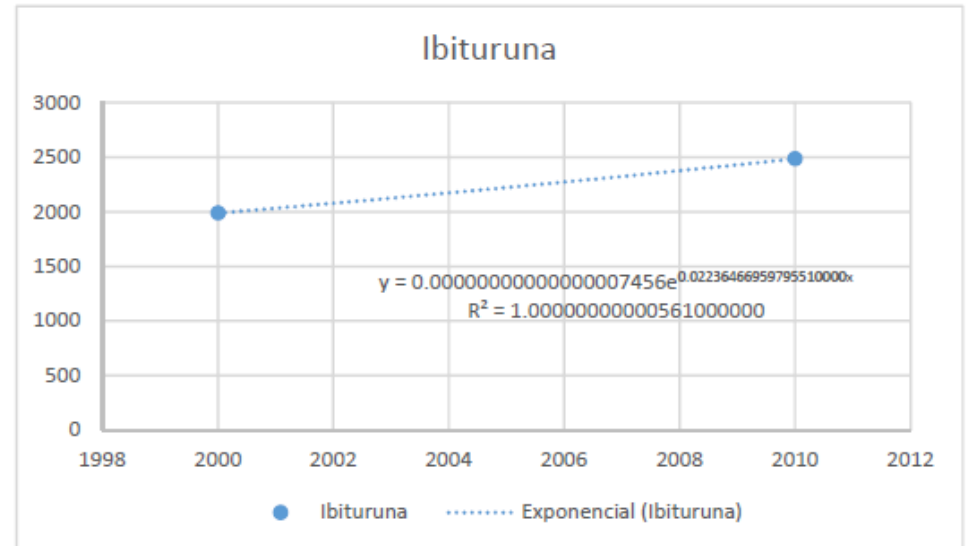
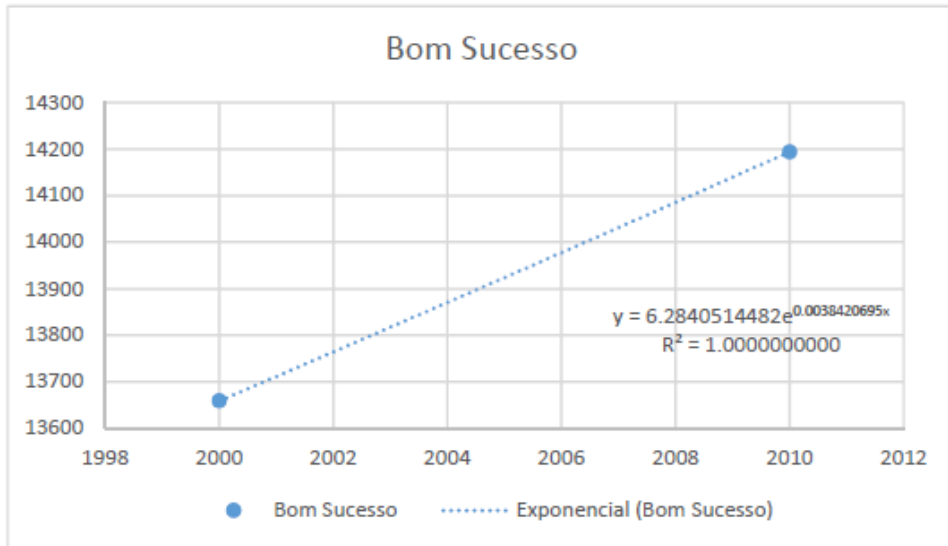


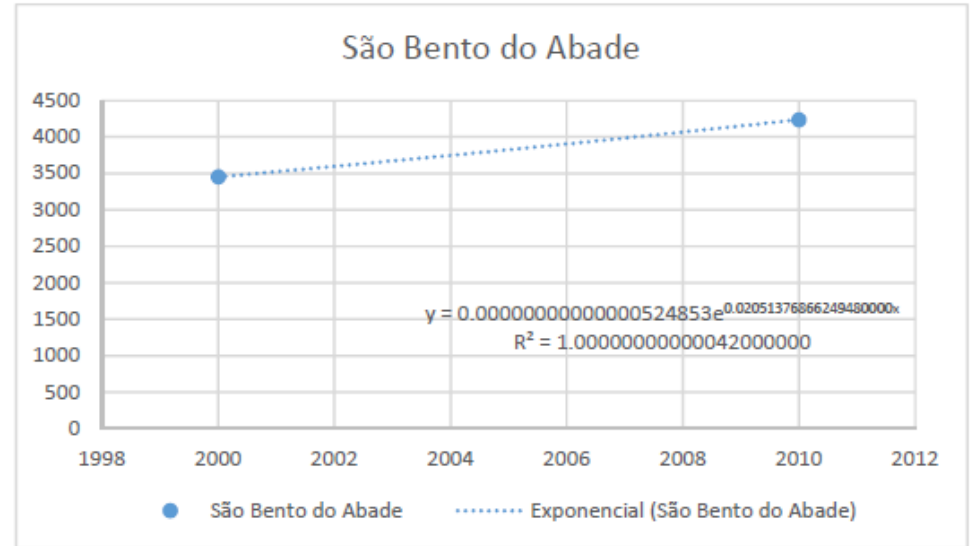
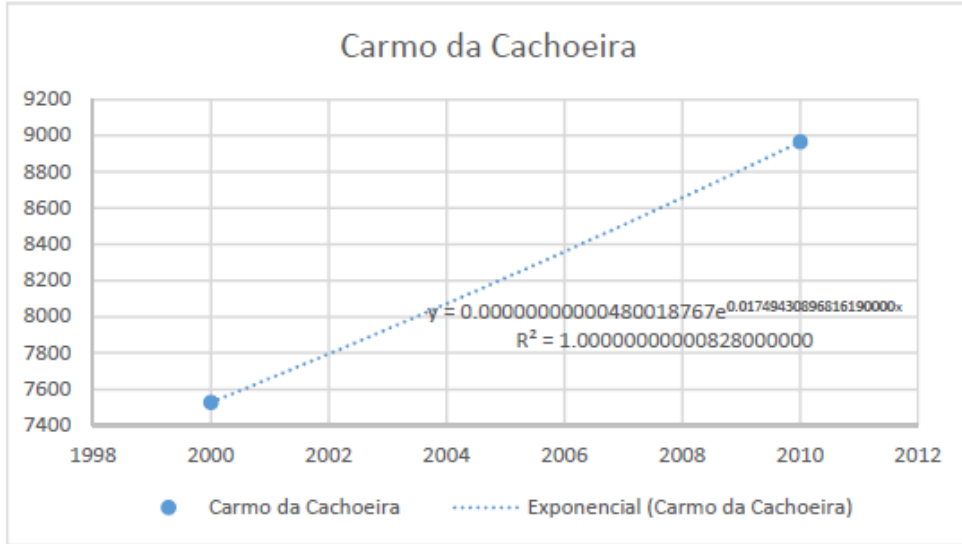
São Francisco de Paula



São Tiago







**APÊNDICE E – Populações, índices de coleta e tratamento e vazões para C-03**

## Cenário 03 - C-03: Marco Legal - 2033

Município/Sub-Bacia	População Urbana 2033	Coleta de esgoto (%)	Q med - esgotos (L/s)		Índice de tratamento (%) *
			Produzido	Coletado	
<b>Bacia do Alto Rio das Mortes</b>					
Alfredo Vasconcelos	7118	100.0	9.66	9.66	90.0
Antônio Carlos	14808	95.0	17.77	16.88	95.0
Barbacena	148379	91.1	143.56	130.78	98.9
Barroso	22193	91.8	43.62	40.04	98.2
Dores de Campos	12363	100.0	23.08	23.08	90.0
Ressaquinha	4666	99.6	4.81	4.79	90.4
Tiradentes	9659	90.0	19.91	17.92	100.0
Prados	8857	97.4	8.29	8.08	92.6
<b>Bacia do Rio das Mortes Pequeno</b>					
Conceição da B. de Minas	3087	90	3.28	2.96	100.0
<b>Bacia do Médio Rio das Mortes</b>					
Coronel Xavier Chaves	2360	100.0	4.43	4.43	90.0
Resende Costa	12112	90.0	15.41	13.87	100.0
Ritópolis	3198	90.0	3.69	3.32	100.0
Santa Cruz de Minas	10145	100.0	33.57	33.57	90.0
São João Del-Rei	95787	99.5	479.16	476.76	90.5
<b>Bacia do Rio Elvas</b>					
Ibertioga	4204	100.0	7.64	7.64	90
Santa Rita do Ibitipoca	2439	90.0	2.85	2.57	100
<b>Bacia do Baixo do Alto Rio Grande</b>					
Ijaci	11642	100.0	20.44	20.44	90.0
Lavras	129189	90.6	171.21	155.11	99.4
Ribeirão Vermelho	4137	100.0	3.96	3.96	90.0
<b>Bacia do Rio Jacaré</b>					
Oliveira	43103	100.0	58.67	58.67	90.0
Santana do Jacaré	5103	100.0	14.04	14.04	90.0
Santo Antônio do Amparo	18158	100.0	20.26	20.26	90.0
São Francisco de Paula	6038	100.0	34.79	34.79	90.0
<b>Bacia do Rio dos Peixes</b>					
São Tiago	11337	90	14.18	12.77	100.0
<b>Baixo rio das Mortes</b>					
Bom Sucesso	15505	99.8	22.61	22.57	90.2
Ibituruna	4157	100.0	4.82	4.82	90.0
<b>Rio Carandaí</b>					
Carandaí	25288	100.0	52.07	52.07	90.0
Lagoa Dourada	9273	90.0	35.04	31.54	100.0
<b>Rio do Cervo</b>					
Carmo da Cachoeira	13407	90.0	16.31	14.68	100.0
São Bento do Abade	6793	100.0	9.57	9.57	90.0

Nota: \* Em relação ao volume de esgoto coletado

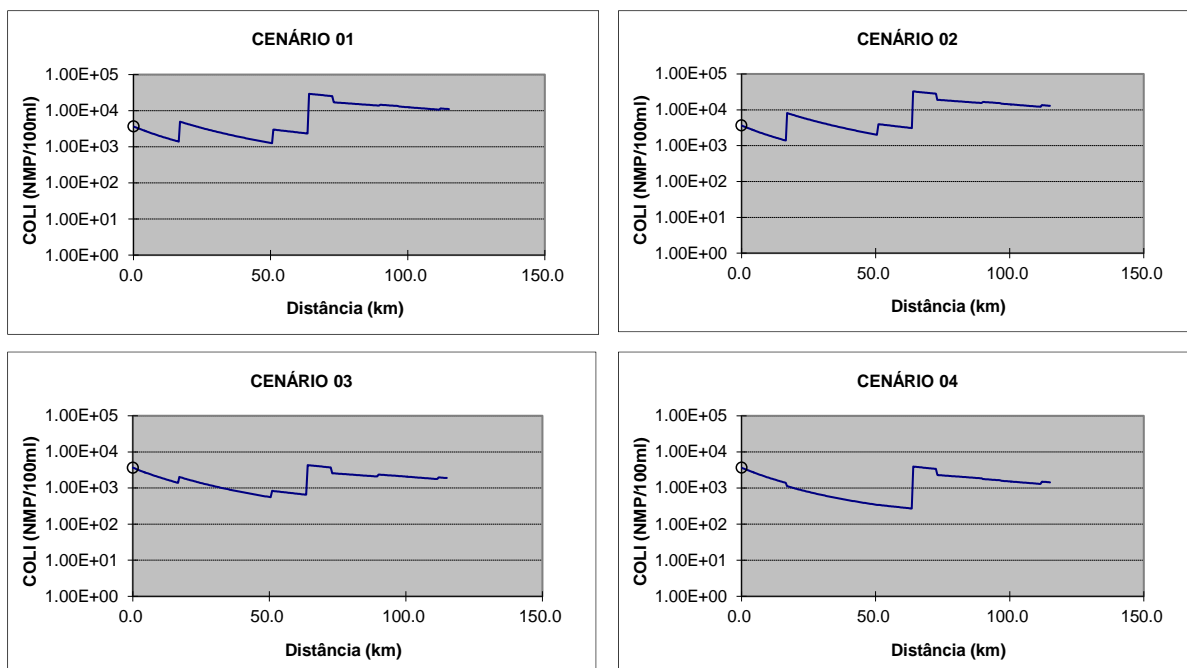
**APÊNDICE F – Perfis Longitudinais para os cursos d'água modelados -  
Coliformes Termotolerantes**

## Perfis Longitudinais para os cursos d'água modelados

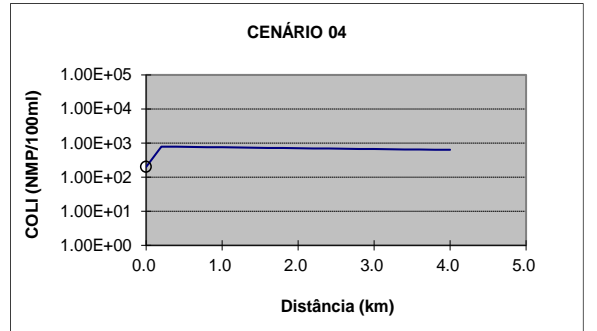
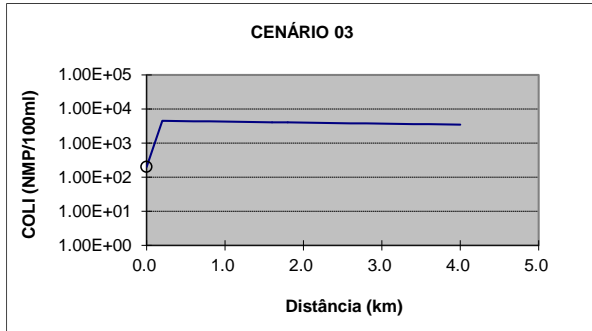
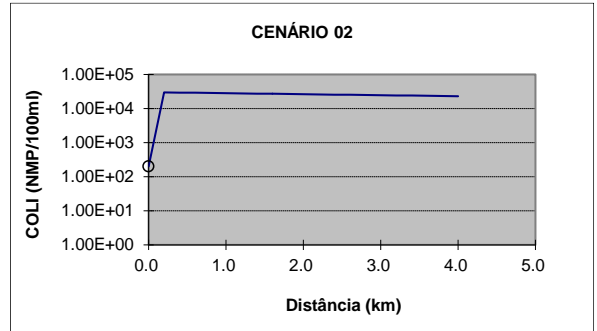
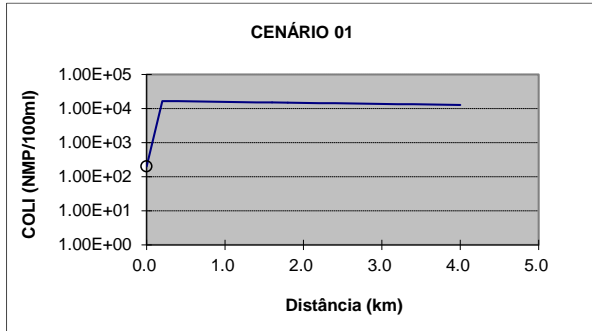
## Coliformes Termotolerantes

## 1. SUB-BACIA DO ALTO RIO DAS MORTES

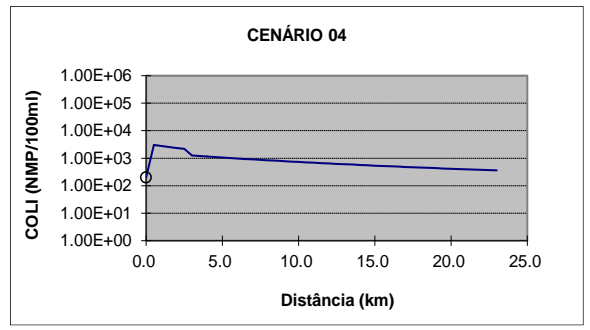
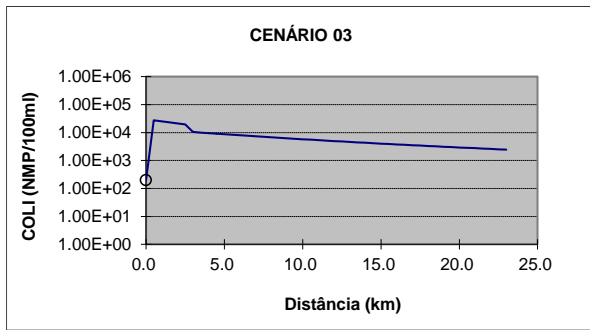
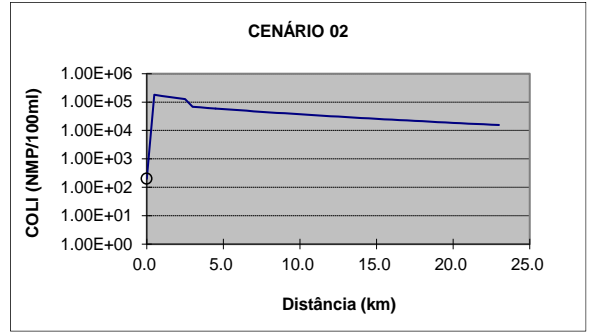
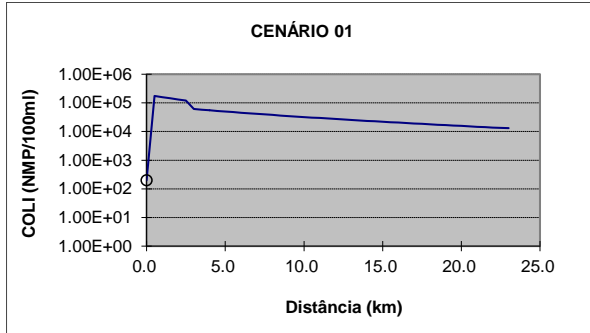
## 1.1 Leito Principal do rio das Mortes



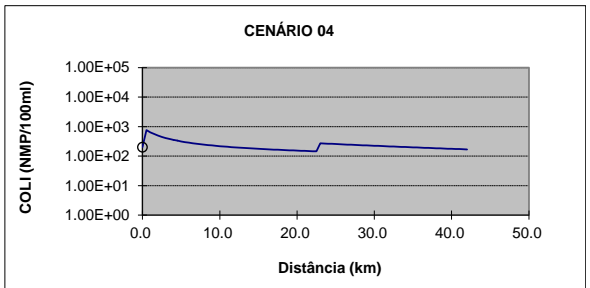
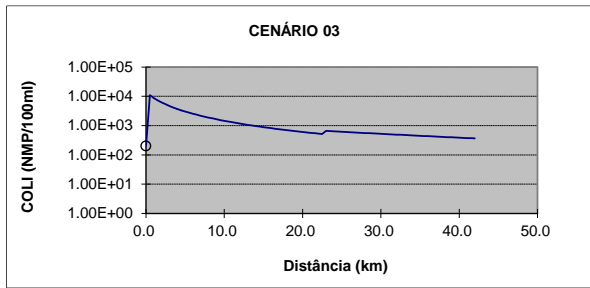
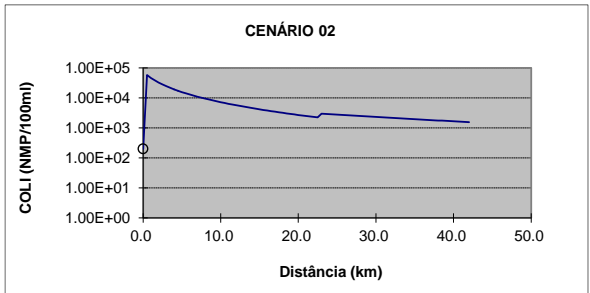
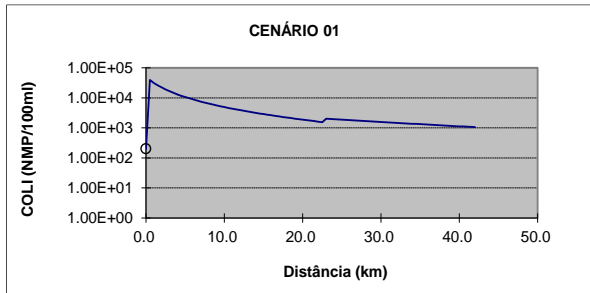
### 1.2 Ribeirão Bandeirinha (Município de Antônio Carlos)



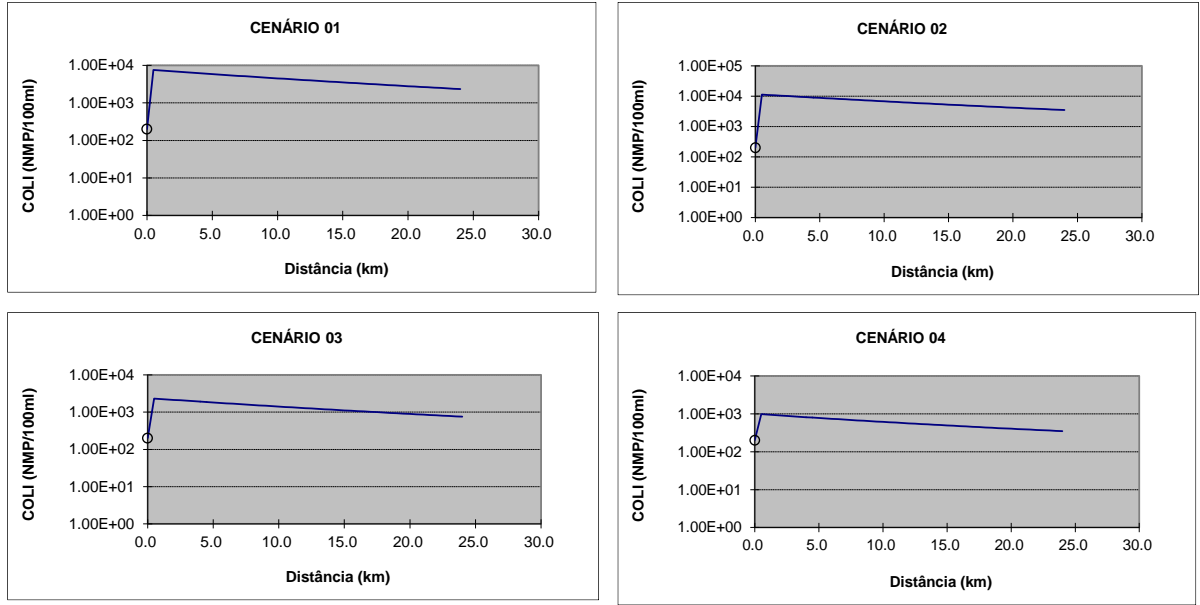
### 1.3 Ribeirão Caieiros (Município de Barbacena)



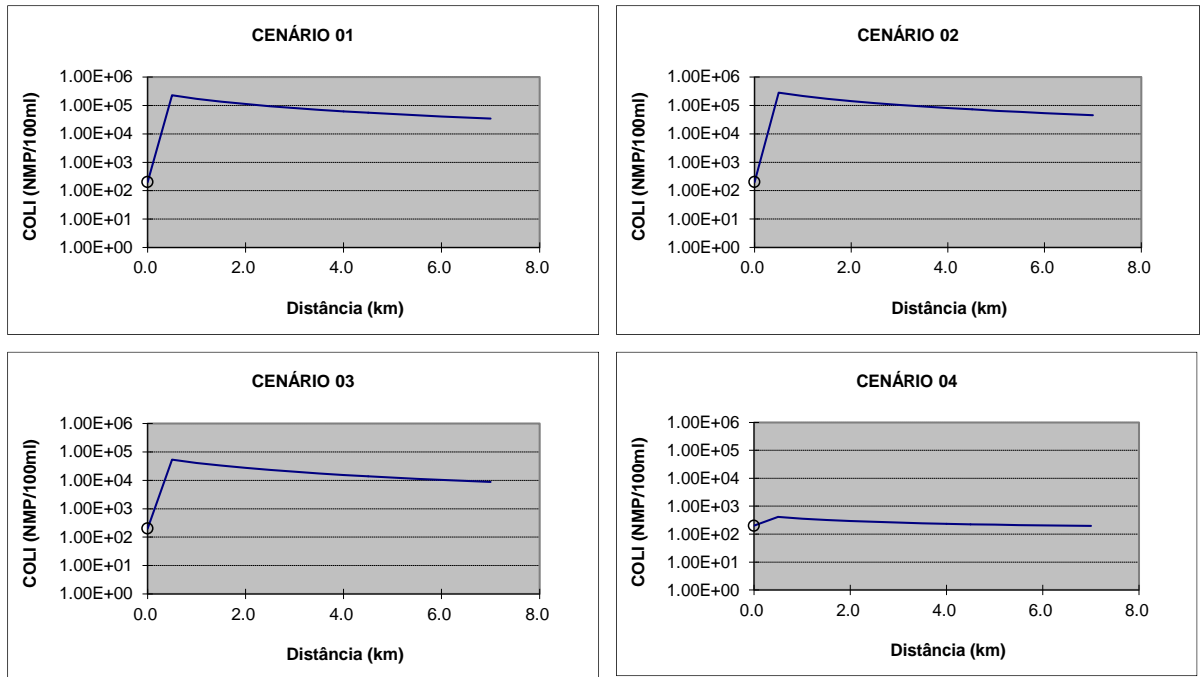
### 1.4 Ribeirão Ressaquinha (Município de Ressaquinha)



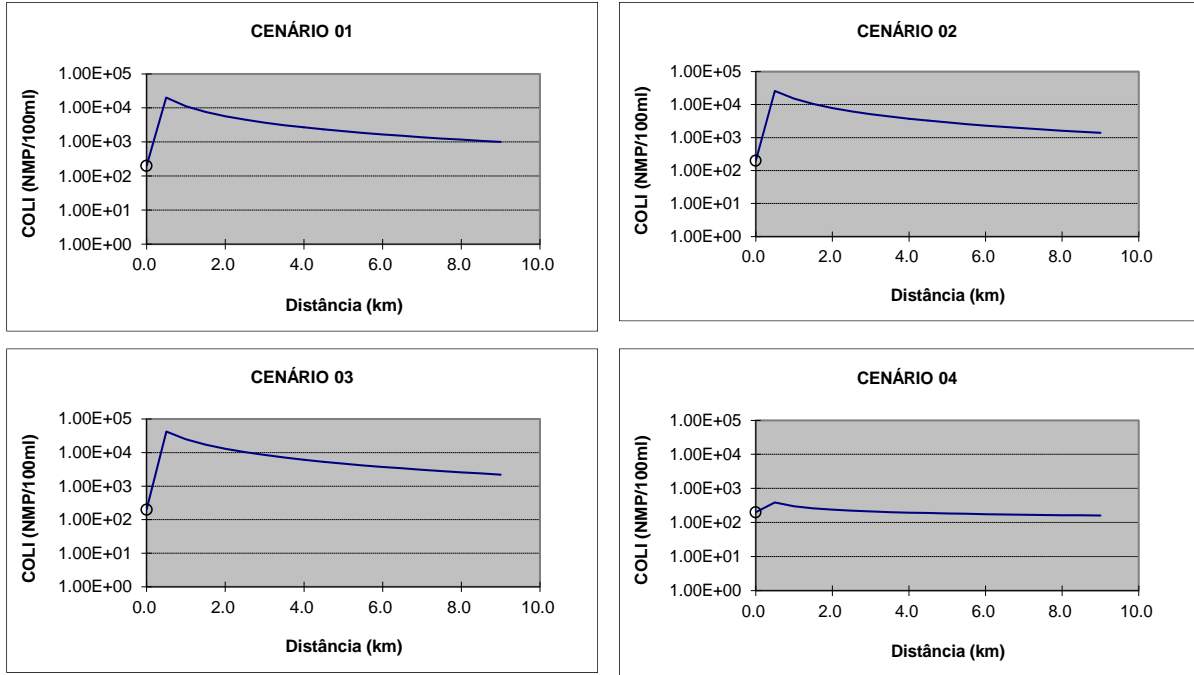
### 1.5 Ribeirão Loures (Município de Alfredo Vasconcelos)



### 1.6 Ribeirão do Patusca (Município de Dolores de Campos)

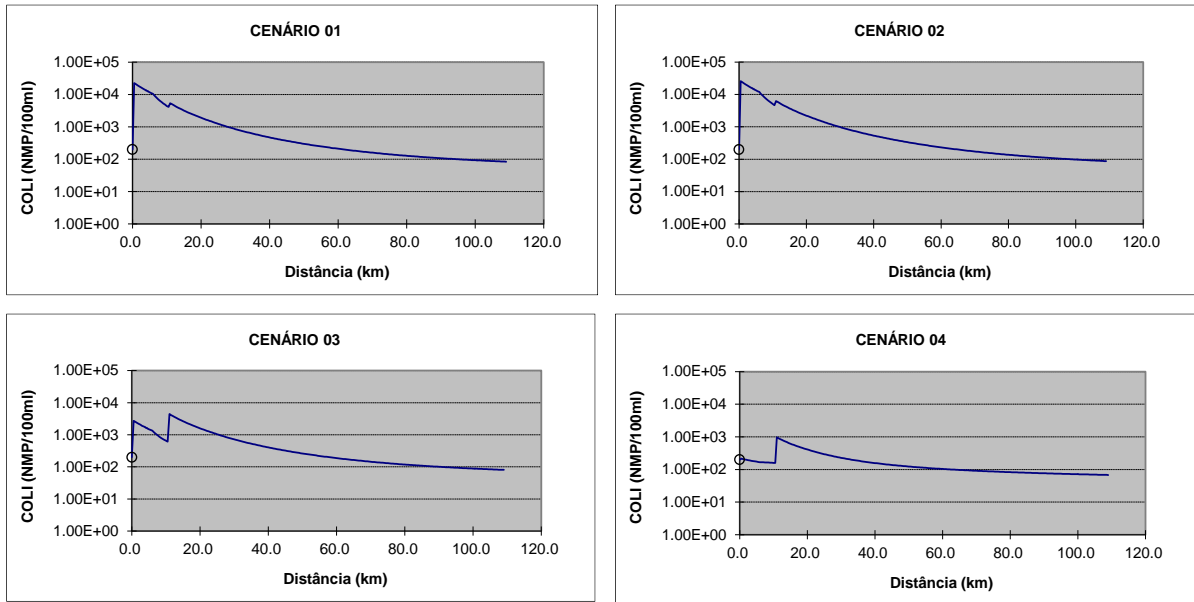


### 1.7 Ribeirão do Pinhão (Município de Prados)



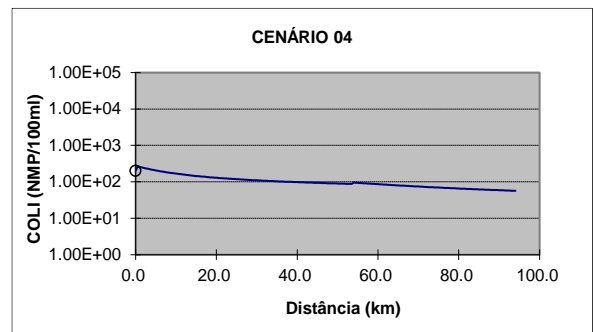
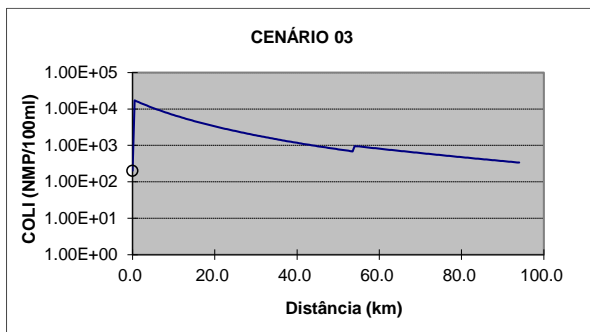
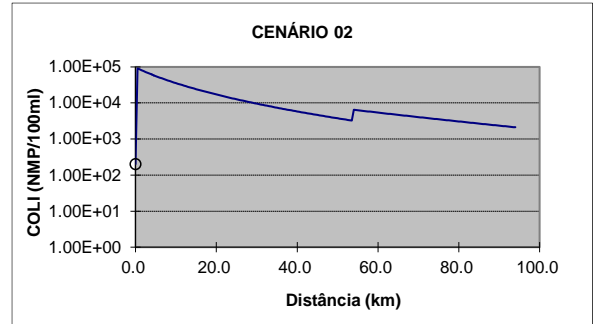
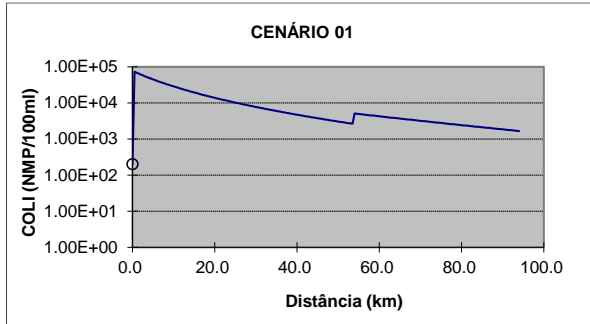
## 2. SUB-BACIA DO RIO ELVAS

### 2.1 Leito Principal do rio Elvas (e córrego Santa Rita)

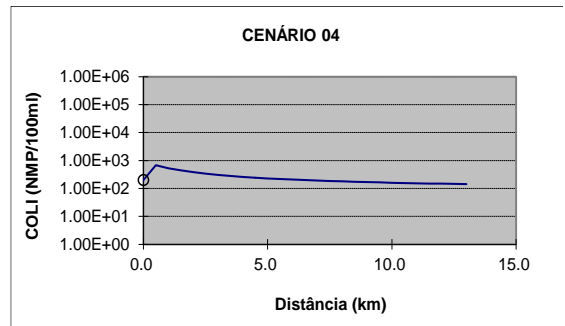
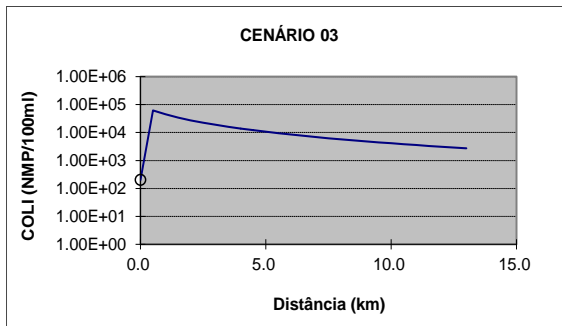
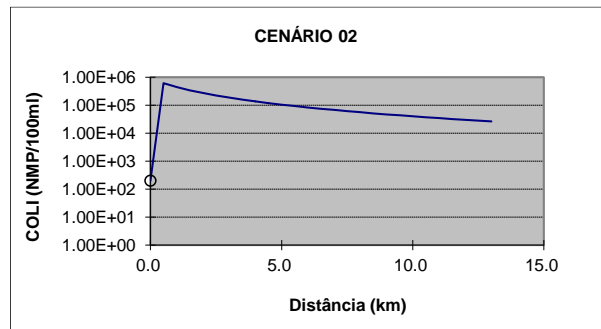
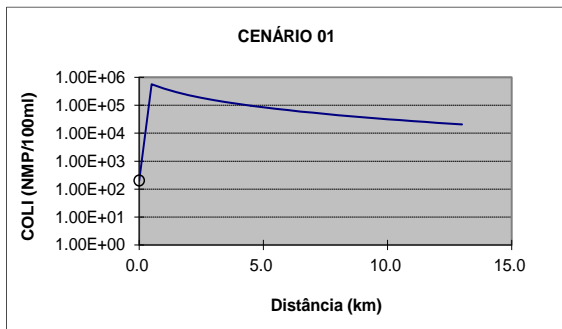


### 3. SUB-BACIA DO RIO CARANDAÍ

#### 3.1 Rio Carandaí (município de Carandaí)

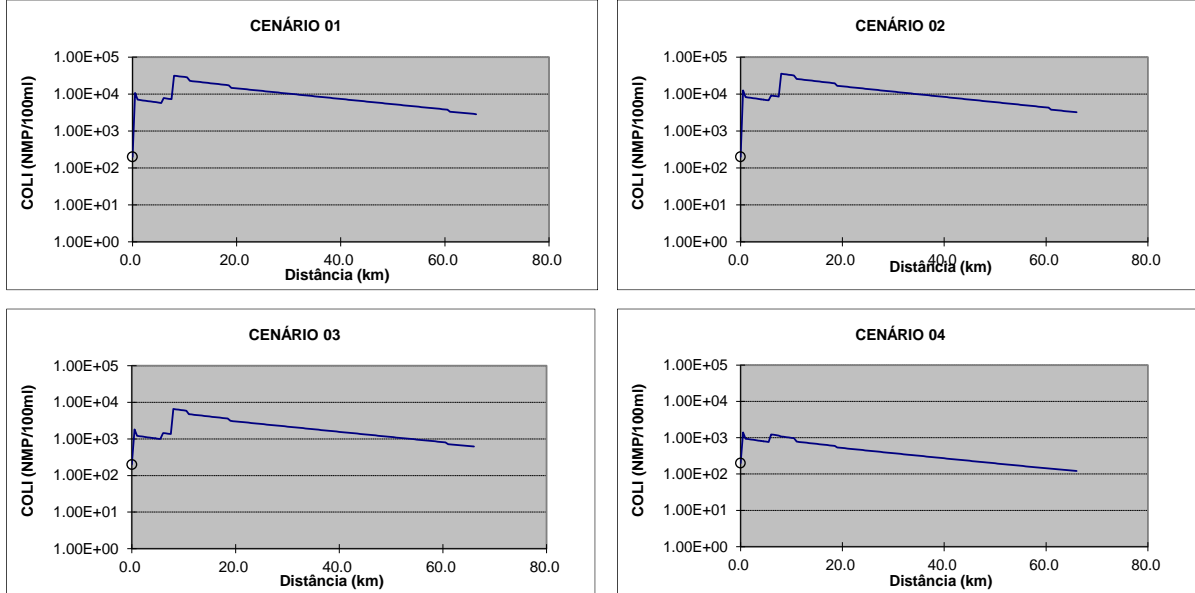


#### 3.2 Ribeirão Tanque (município de Lagoa Dourada)

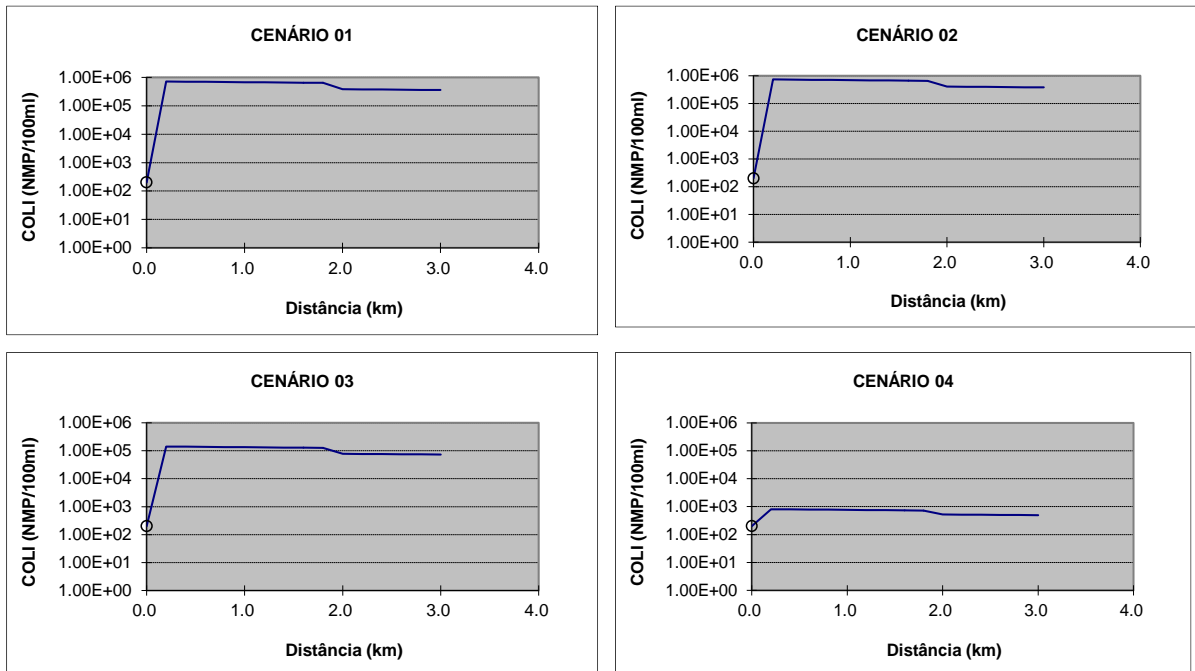


### 4. SUB-BACIA DO MÉDIO RIO DAS MORTES

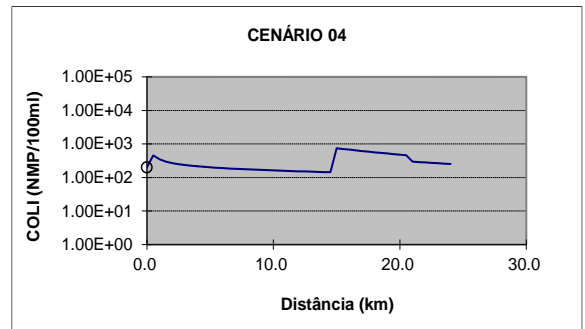
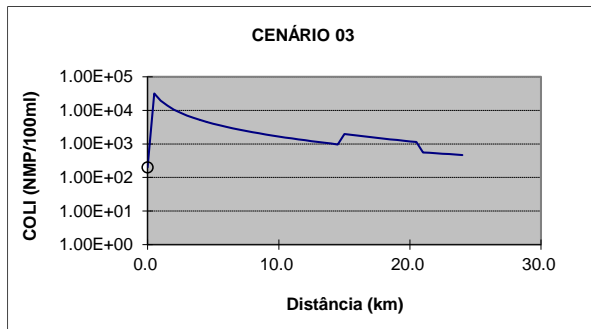
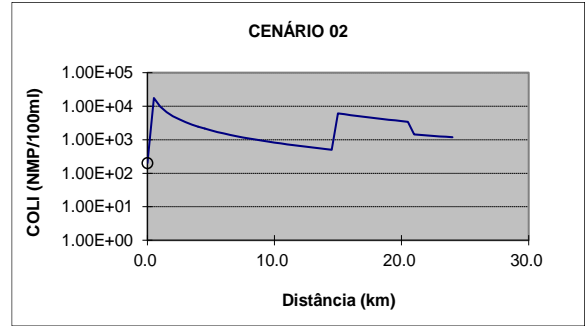
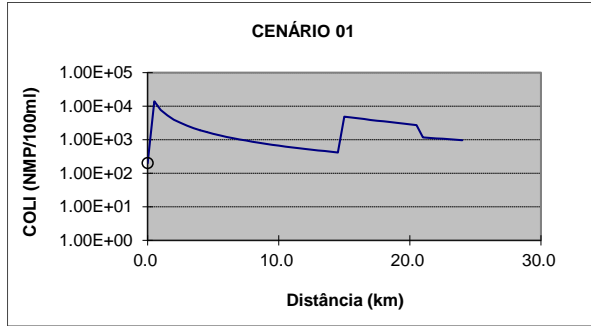
#### 4.1 Leito principal do rio das Mortes (município de Santa Cruz de Minas)



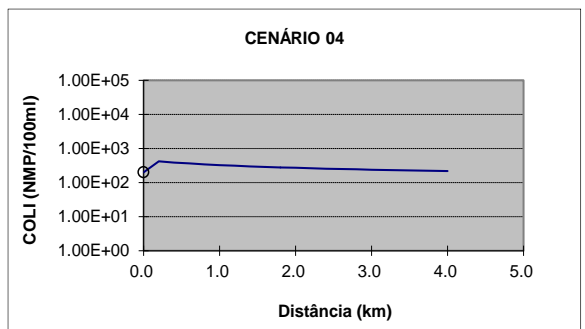
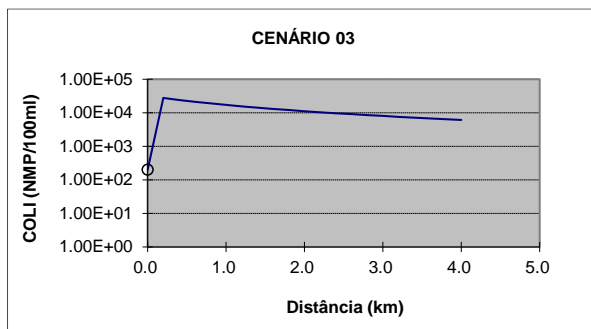
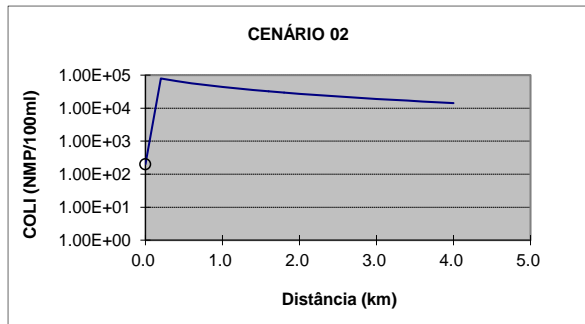
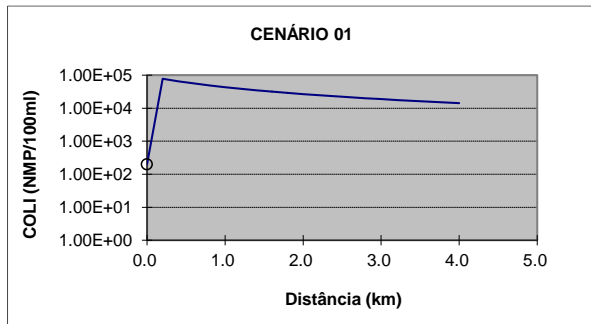
#### 4.2 Ribeirão Água Limpa (município de São João Del Rei)



### 4.3 Rio Santo Antônio (município de Resende Costa)

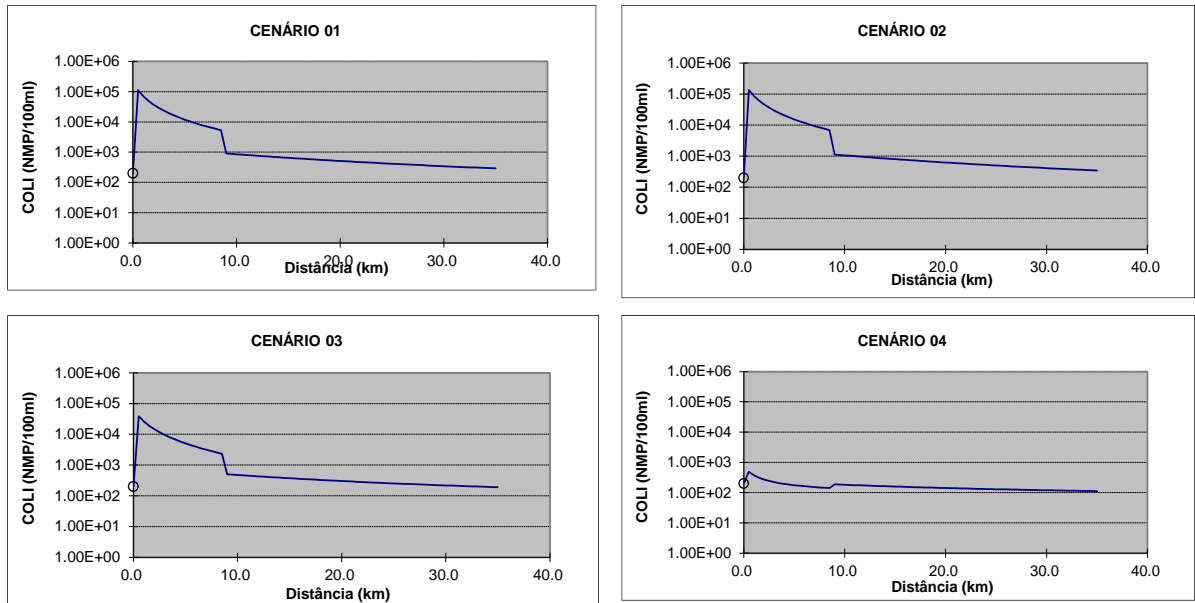


### 4.4 Córrego do Paiol (município de Ritápolis)



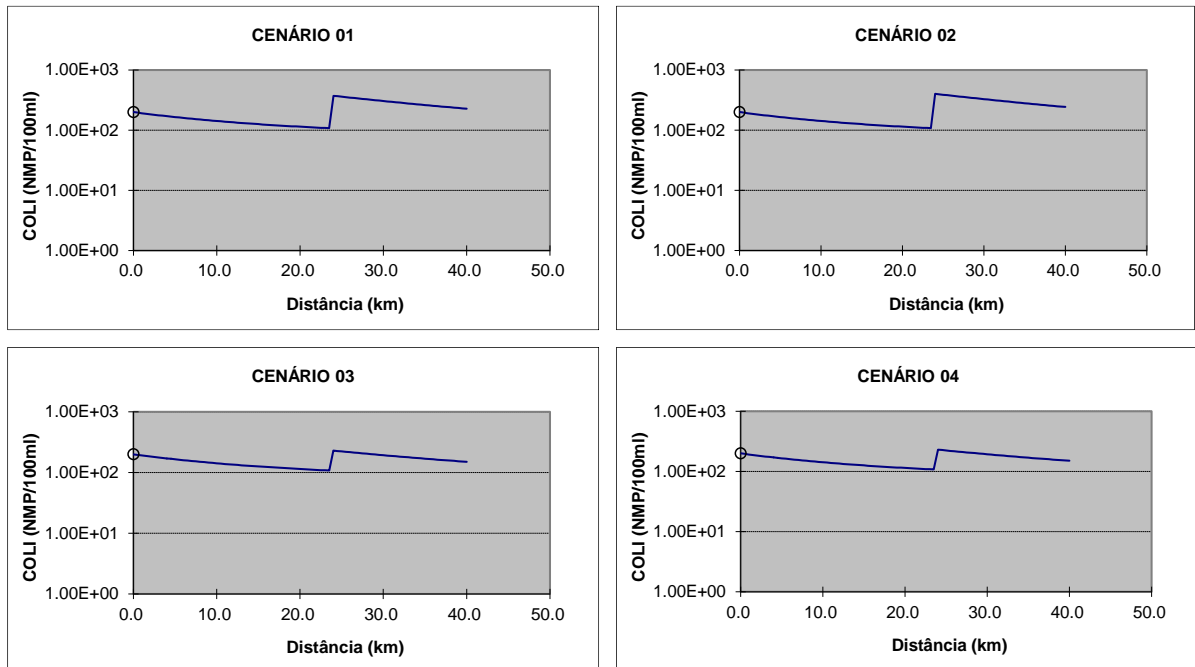
### 5. SUB-BACIA DO RIO DO PEIXE

#### 5.1 Leito principal do rio do Peixe e ribeirão Sujo (município de São Tiago)



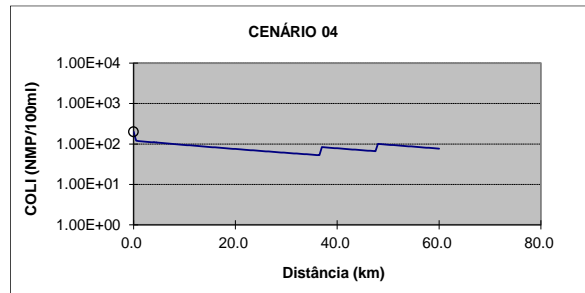
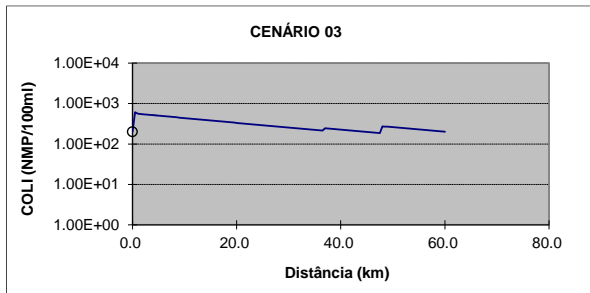
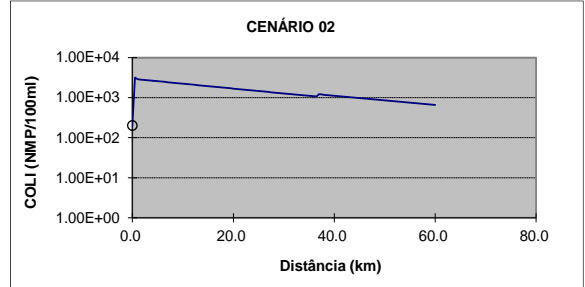
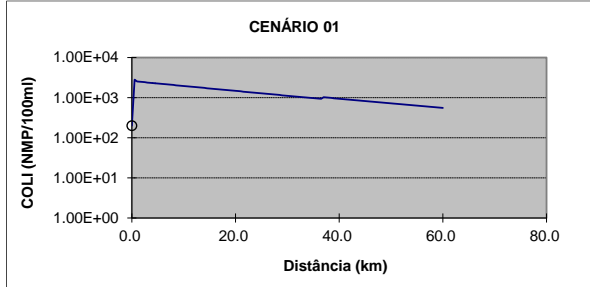
### 6. SUB-BACIA DO RIO BARBA-DE-LOBO

#### 6.1 Leito principal do rio Barba-de-lobo (município de Conceição da Barra de Minas)

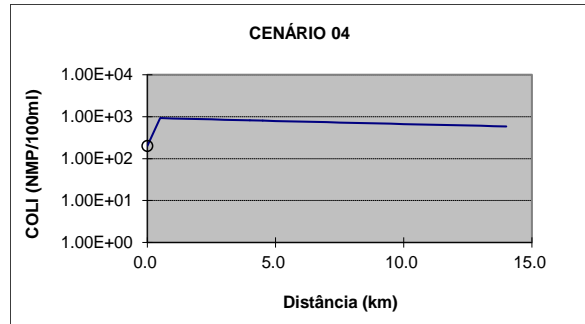
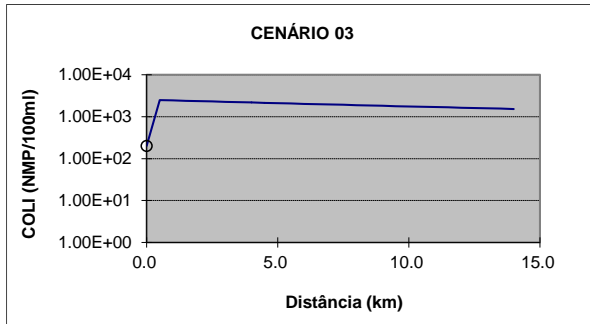
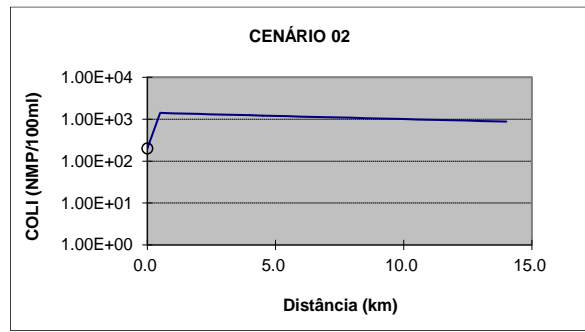
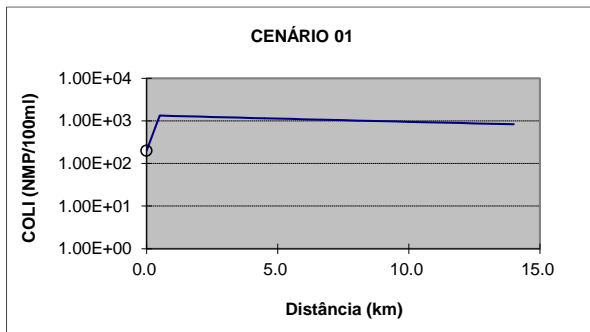


## 7. SUB-BACIA DO BAIXO RIO DAS MORTES

### 7.1 Leito principal do rio das Mortes (município de Ibituruna)

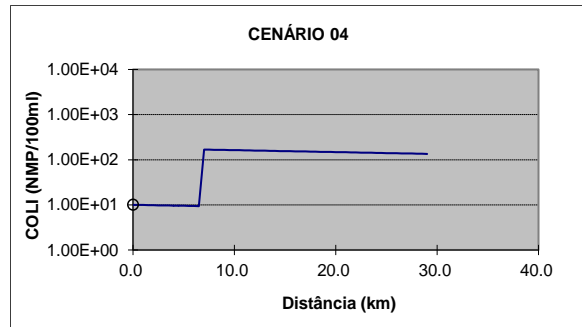
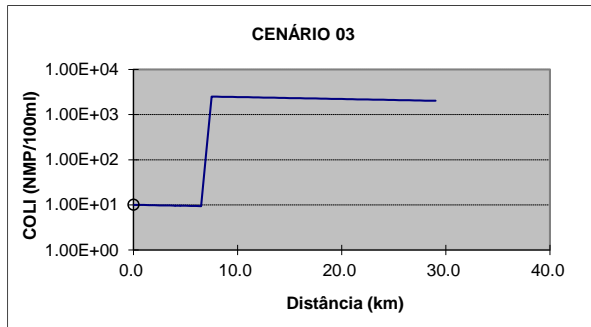
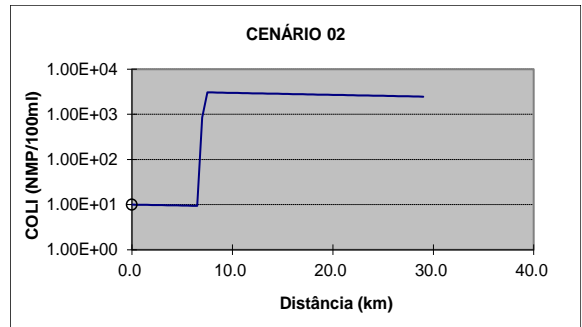
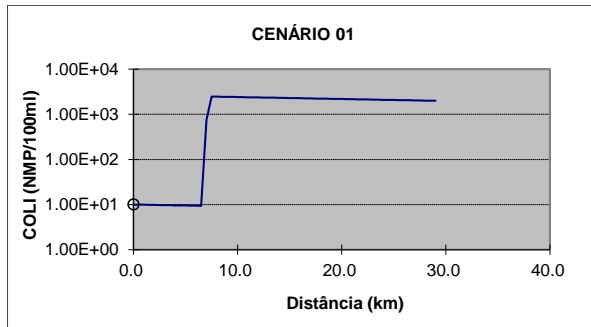


### 7.2 Rio Pirapetinga (município de Bom Sucesso)

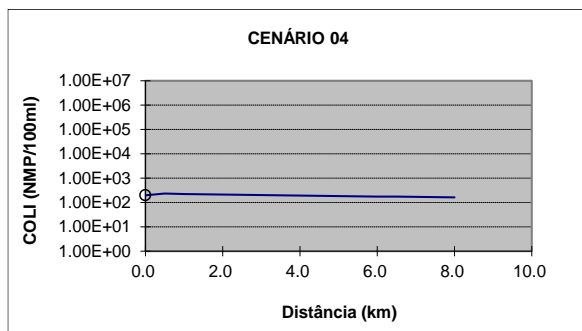
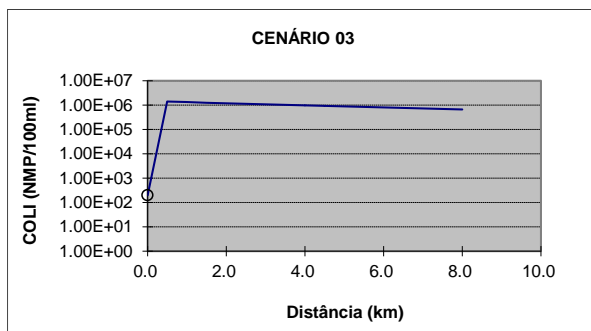
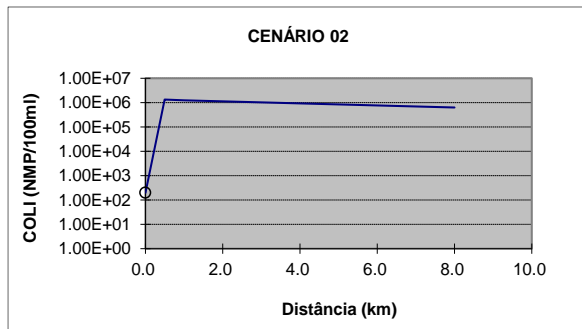
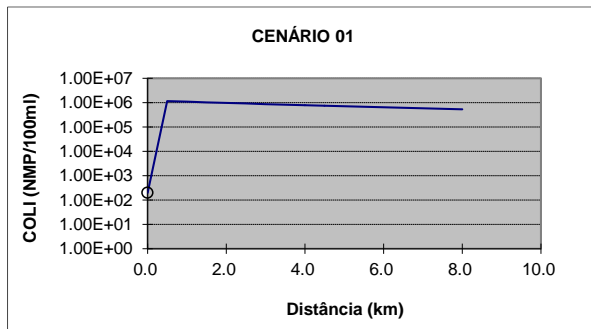


### 8. SUB-BACIA BAIXO DO ALTO RIO GRANDE

#### 8.1 Leito principal do rio Grande (município de Ribeirão Vermelho)

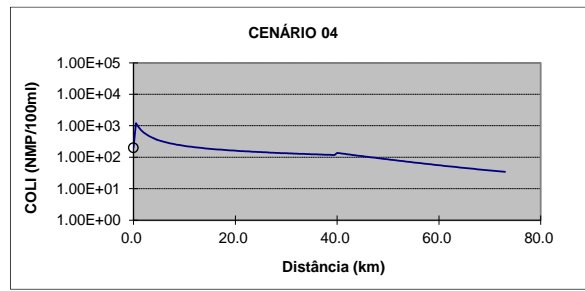
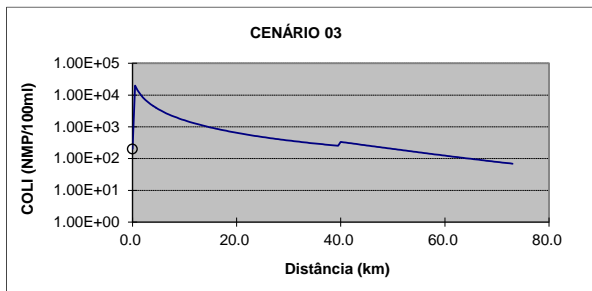
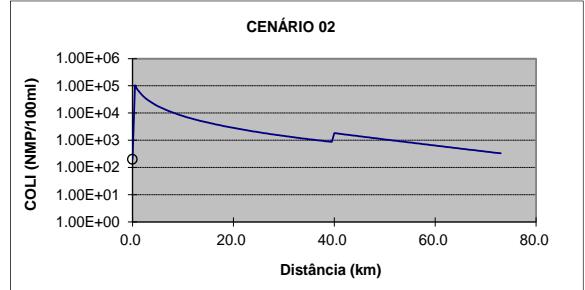
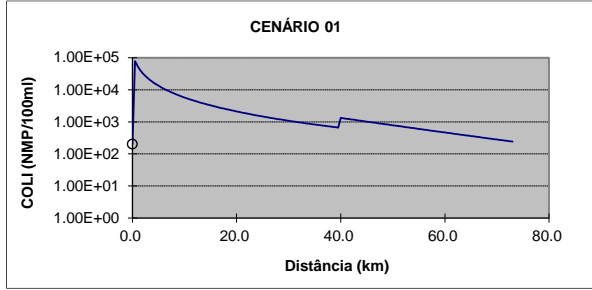


#### 8.2 Ribeirão Vermelho (município de Lavras)

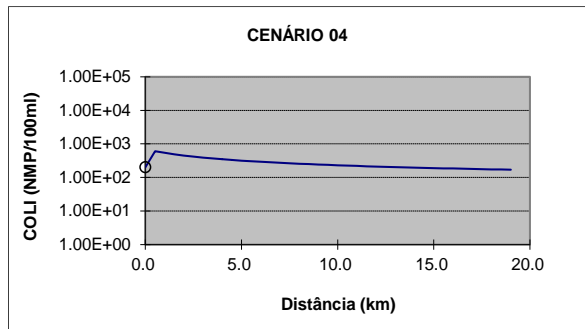
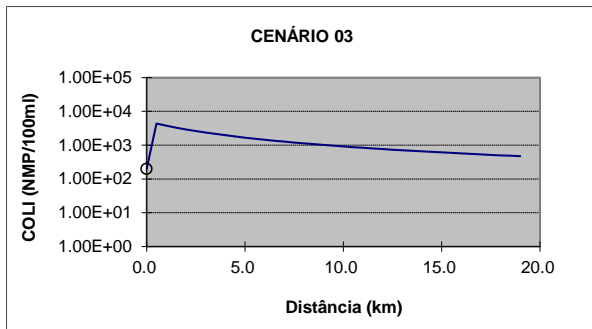
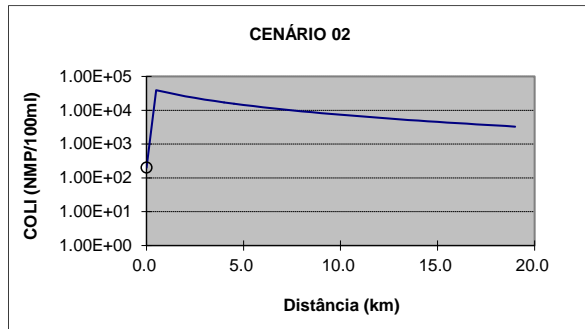
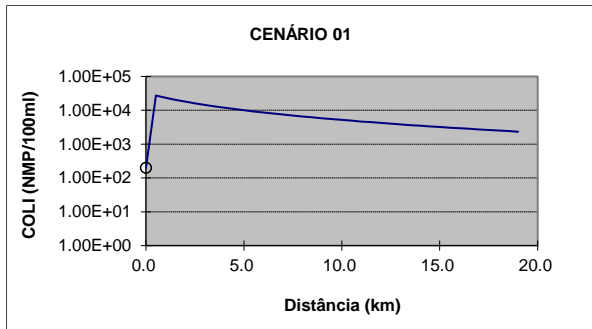


### 9. SUB-BACIA DO RIO DO CERVO

#### 9.1 Leito principal do rio do Cervo (município de São Bento do Abade)

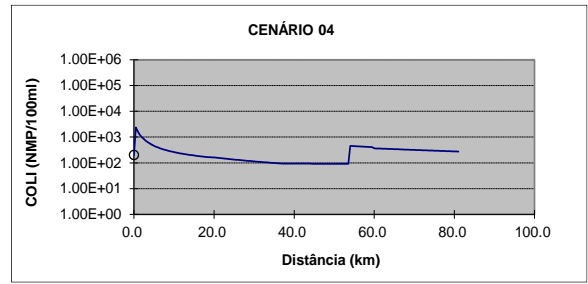
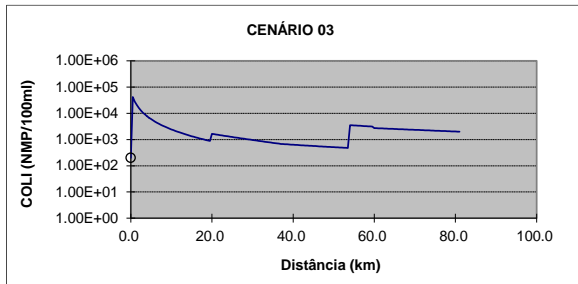
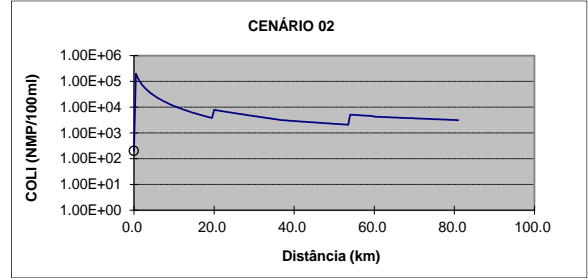
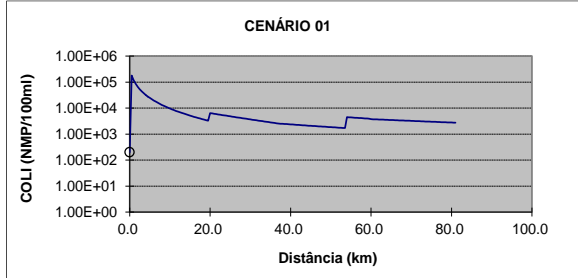


#### 9.2 Ribeirão do Salto (município de Carmo da Cachoeira)

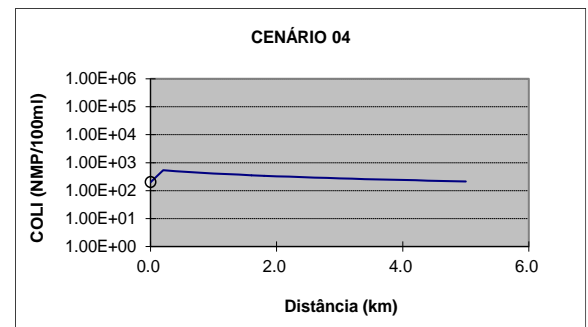
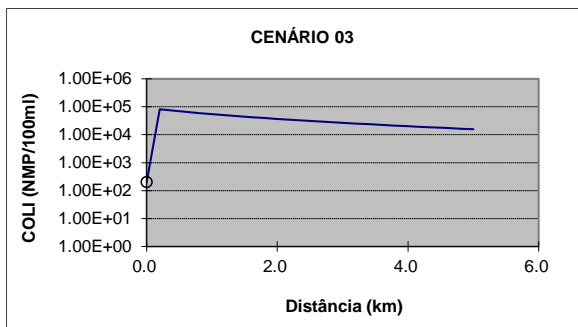
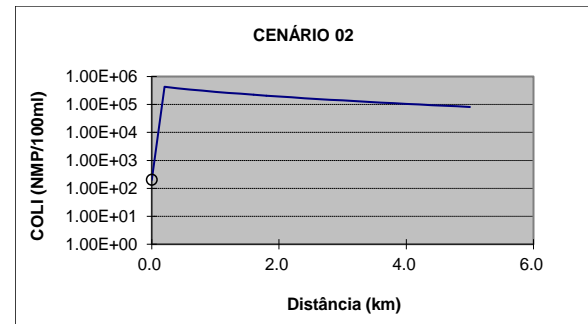
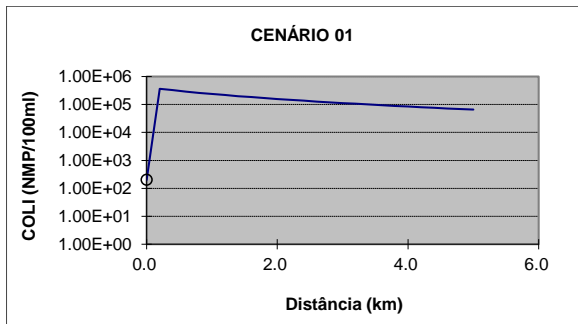


## 10. SUB-BACIA DO RIO JACARÉ

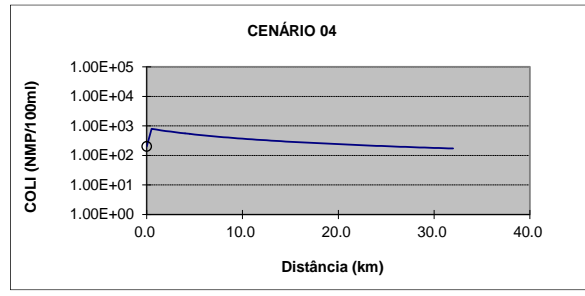
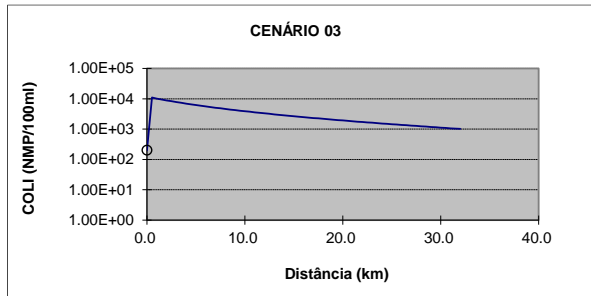
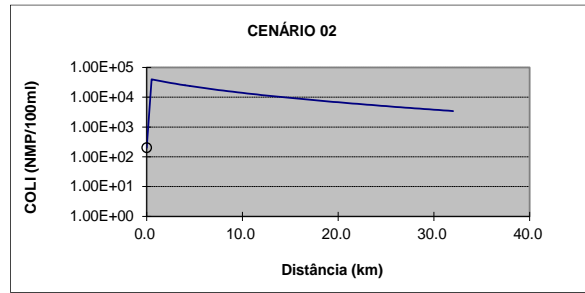
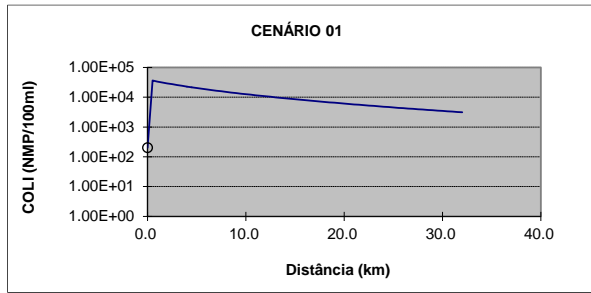
### 10.1 Leito principal do rio Jacaré e Ribeirão Maracanã (município de Oliveira)



### 10.2 Córrego Machadinha (município de São Francisco de Paula)



### 10.3 Rio do Amparo (município de Santo Antônio do Amparo)

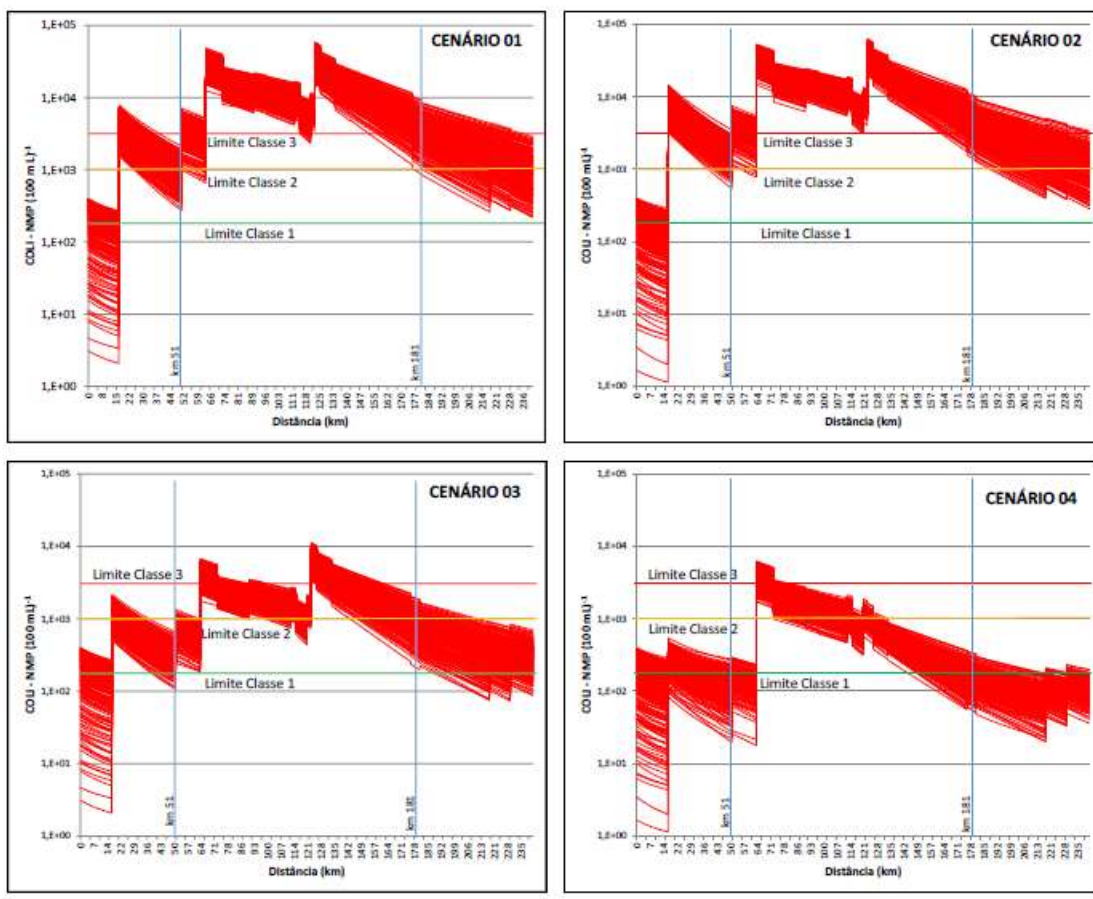


**APÊNDICE G – Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais –  
Coliformes Termotolerantes**

## Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais

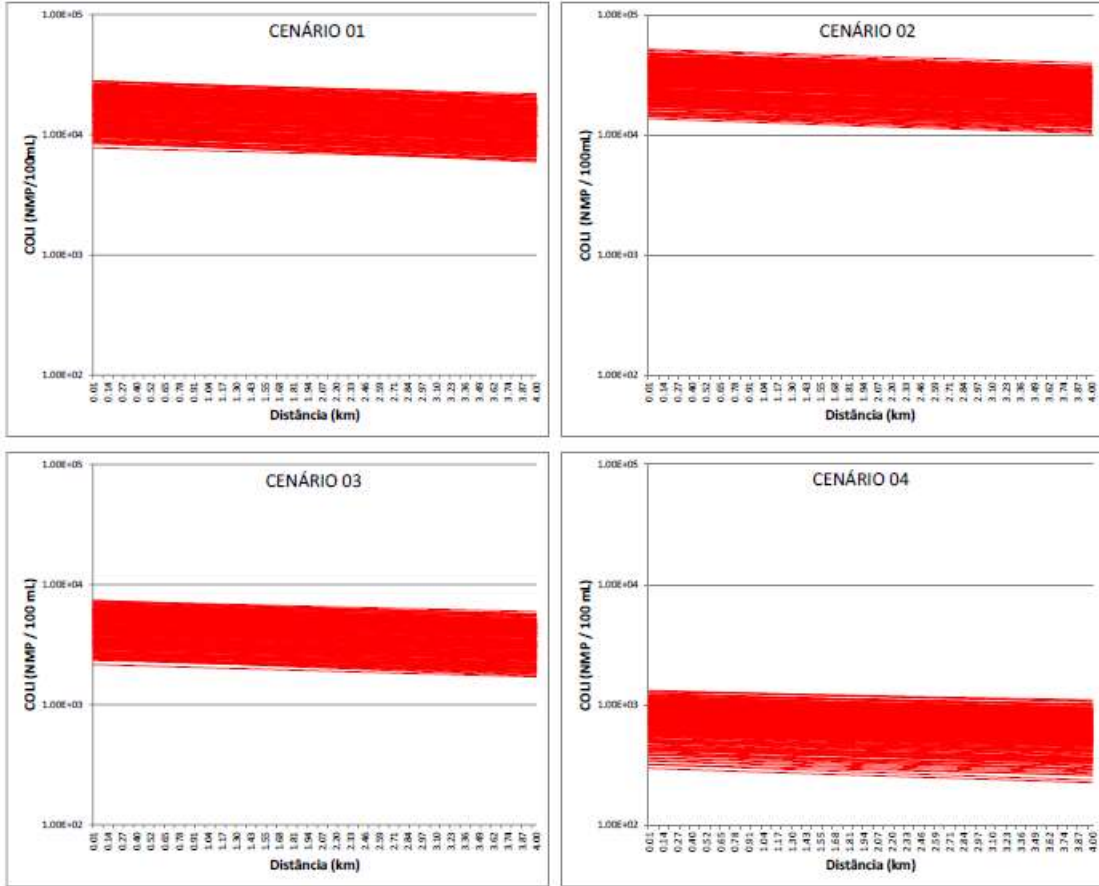
## Coliformes Termotolerantes

## 1. LEITO PRINCIPAL DO RIO DAS MORTES

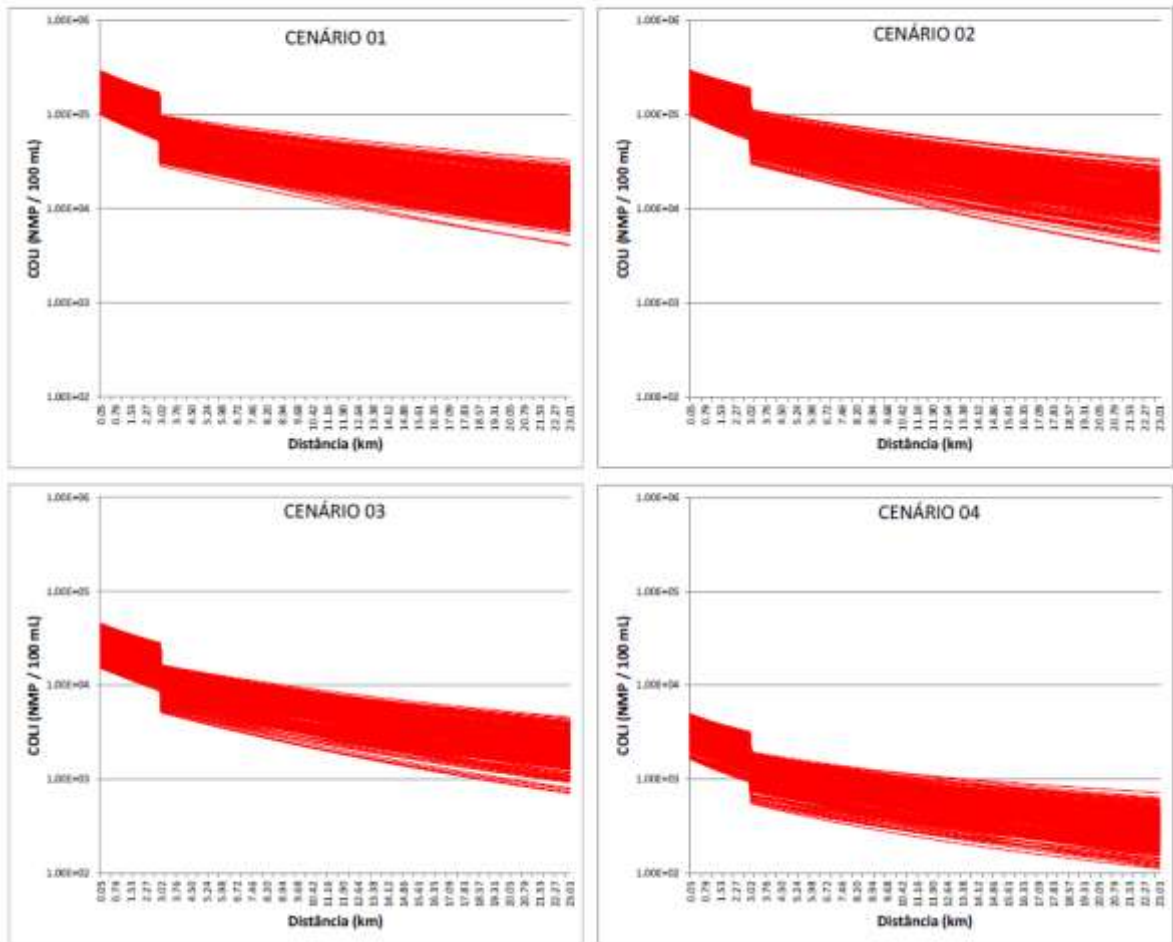


## 2. SUB-BACIA DO ALTO RIO DAS MORTES

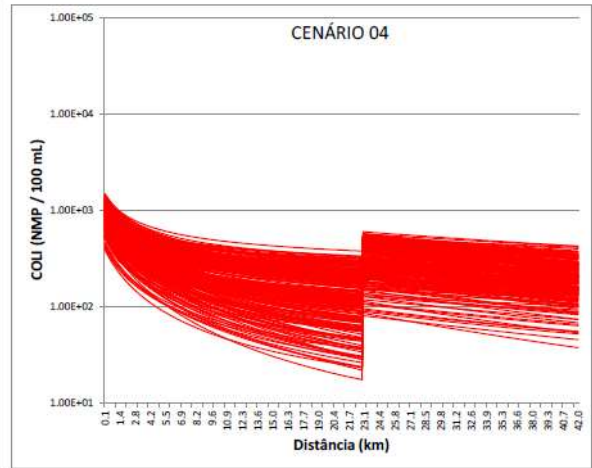
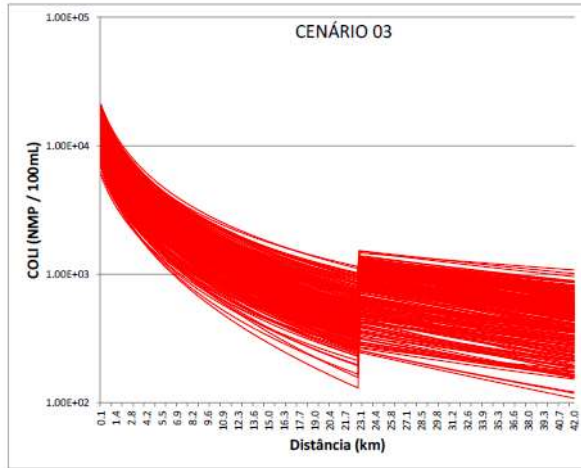
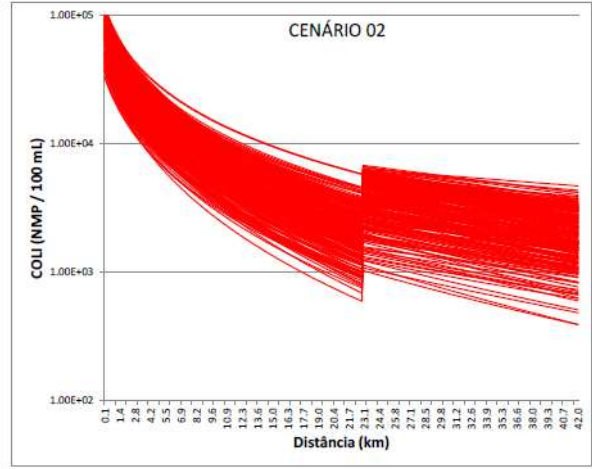
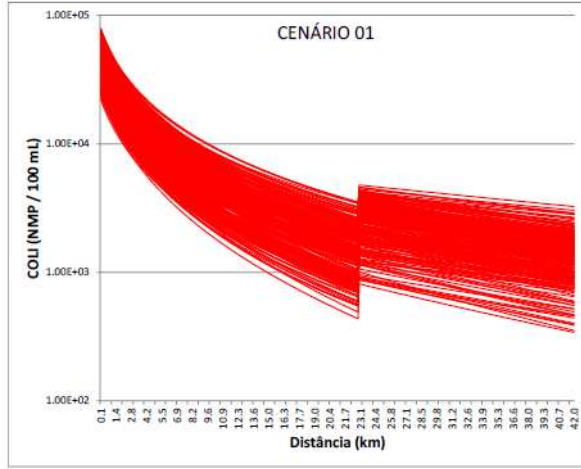
### 2.1 Ribeirão Bandeirinha (Município de Antônio Carlos)



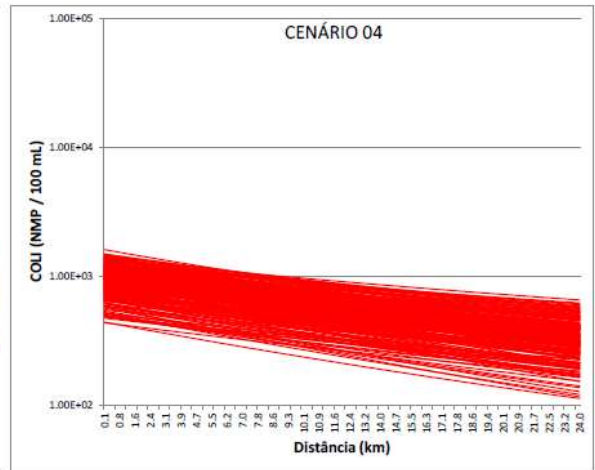
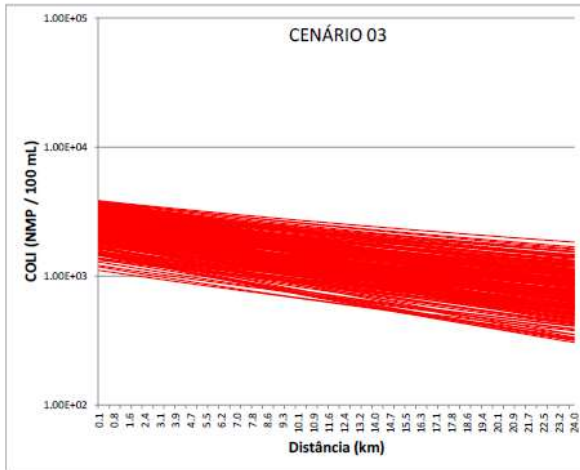
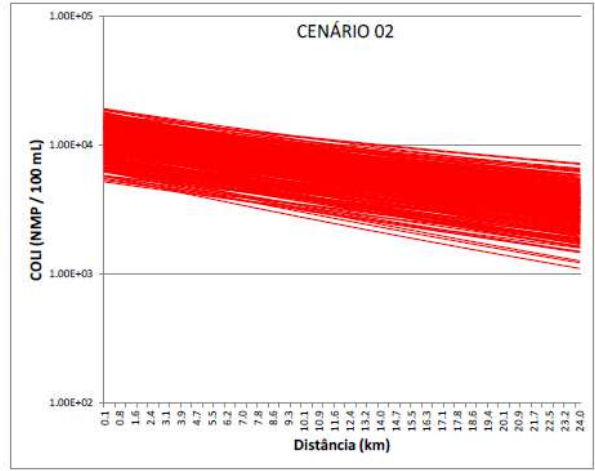
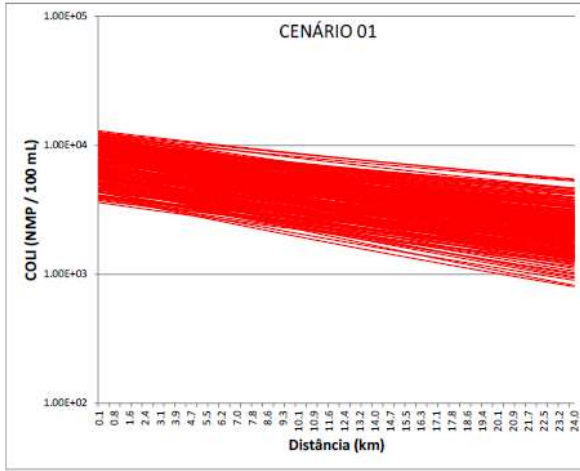
2.2 Ribeirão Caieiros (Município de Barbacena)



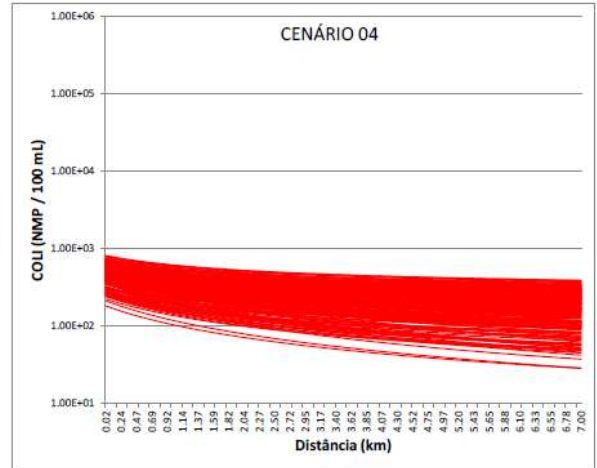
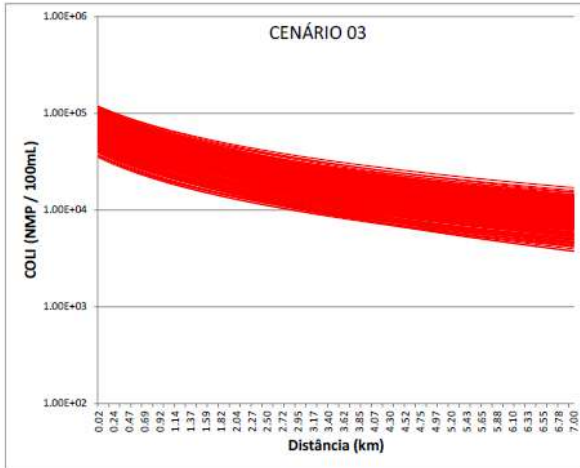
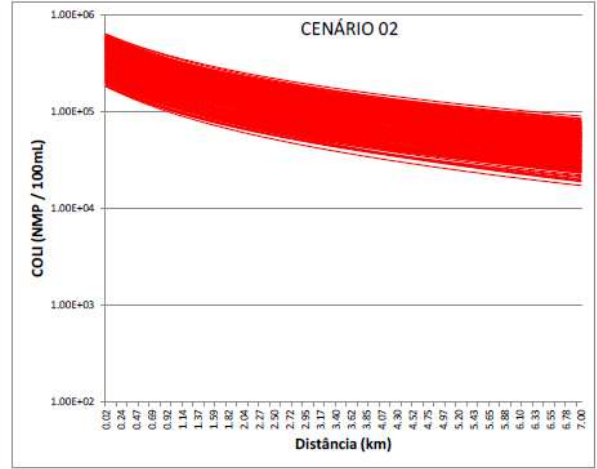
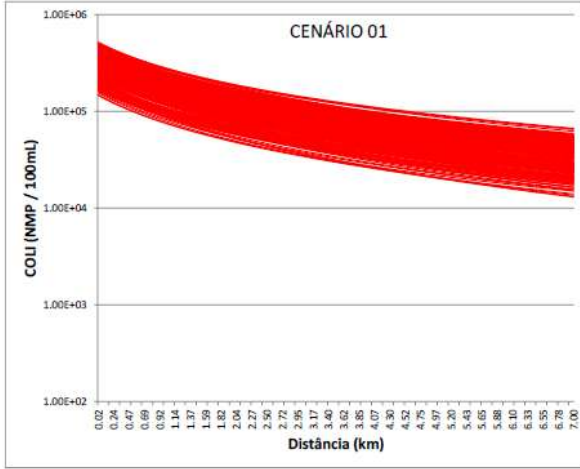
### 2.3 Ribeirão Ressaquinha (Município de Ressaquinha)



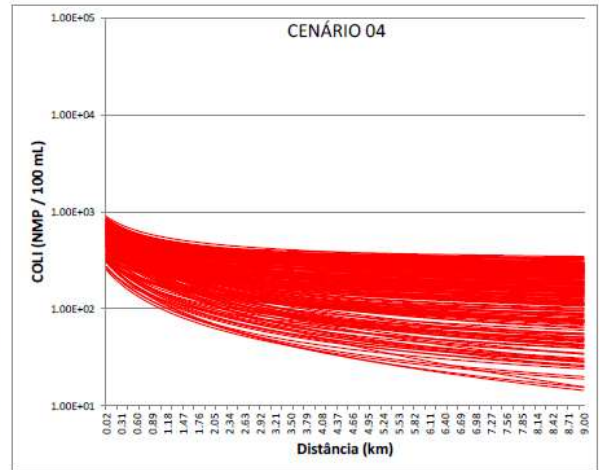
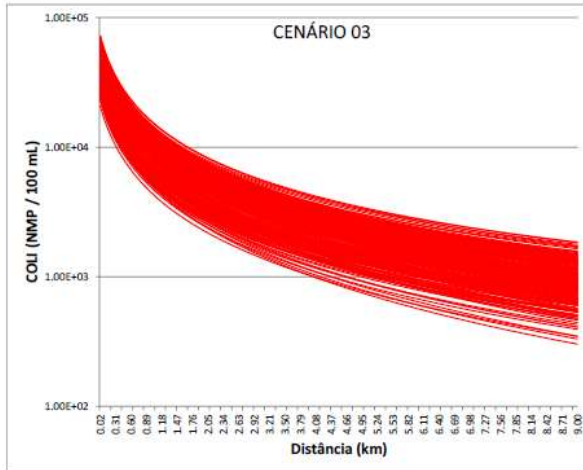
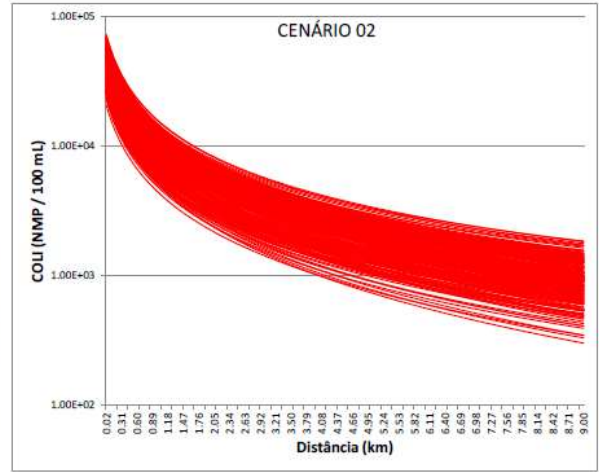
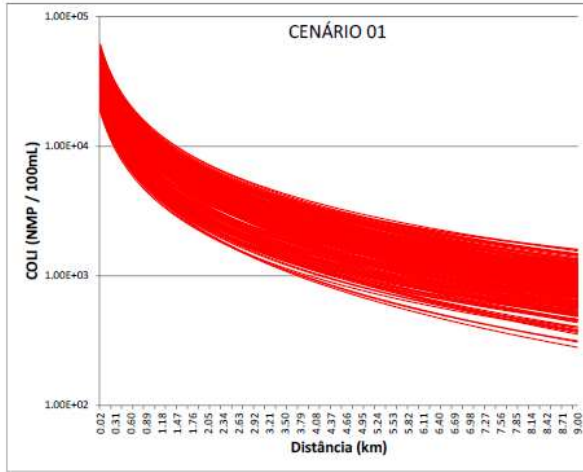
### 2.4 Ribeirão Loures (Município de Alfredo Vasconcelos)



2.5 Ribeirão do Patusca (Município de Dores de Campos)

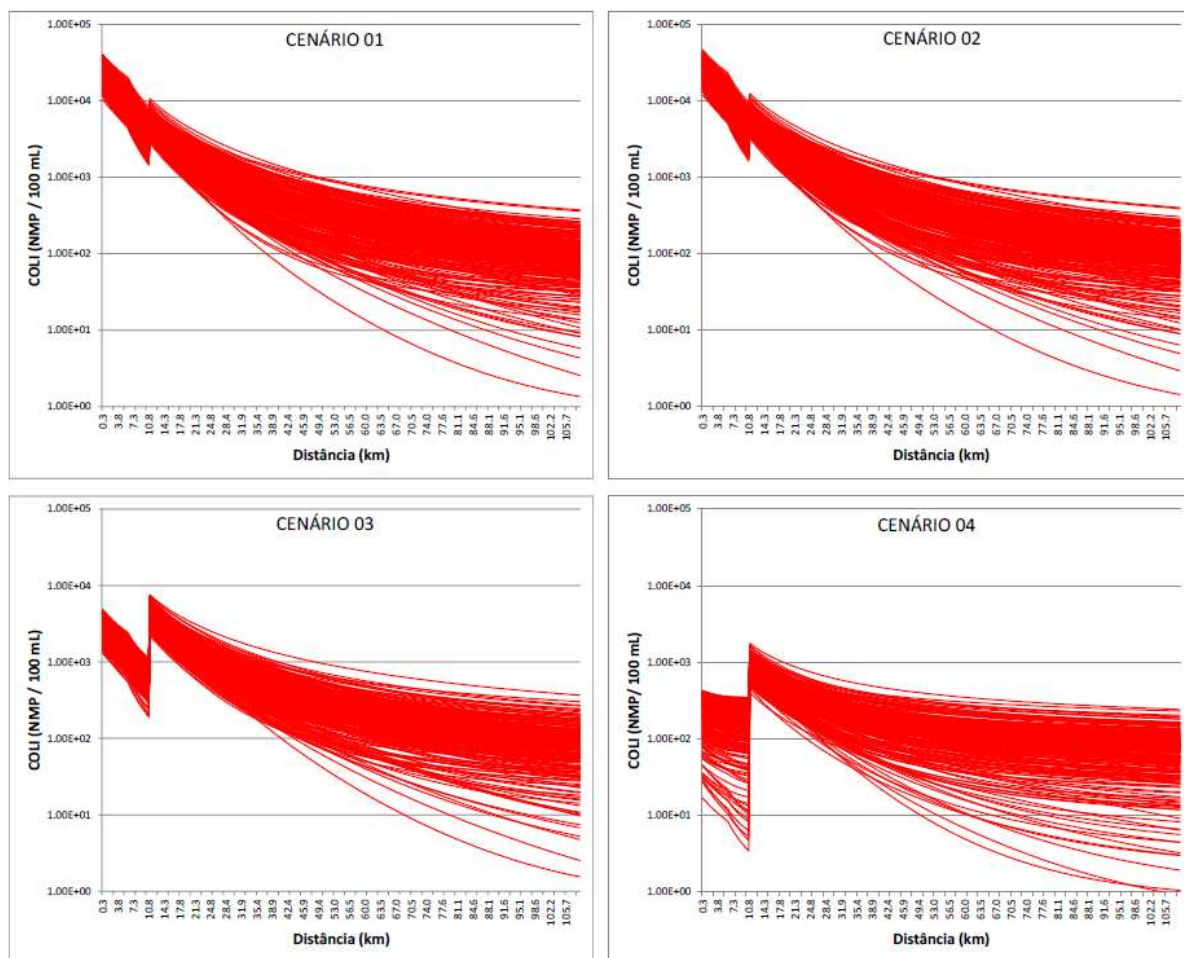


### 2.6 Ribeirão do Pinhão (Município de Prados)



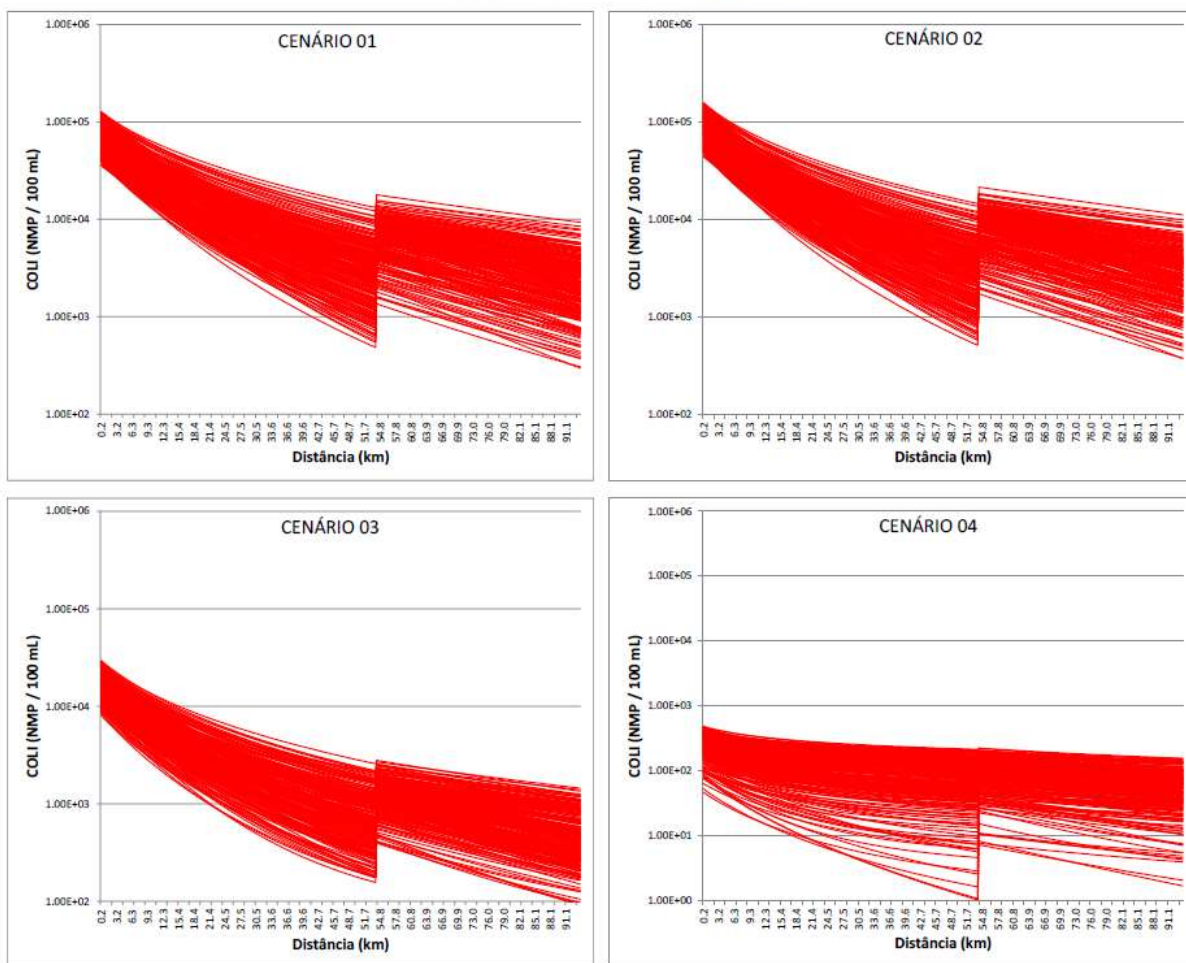
### 3 SUB-BACIA DO RIO ELVAS

#### 3.1 Leito Principal do rio Elvas (e córrego Santa Rita)

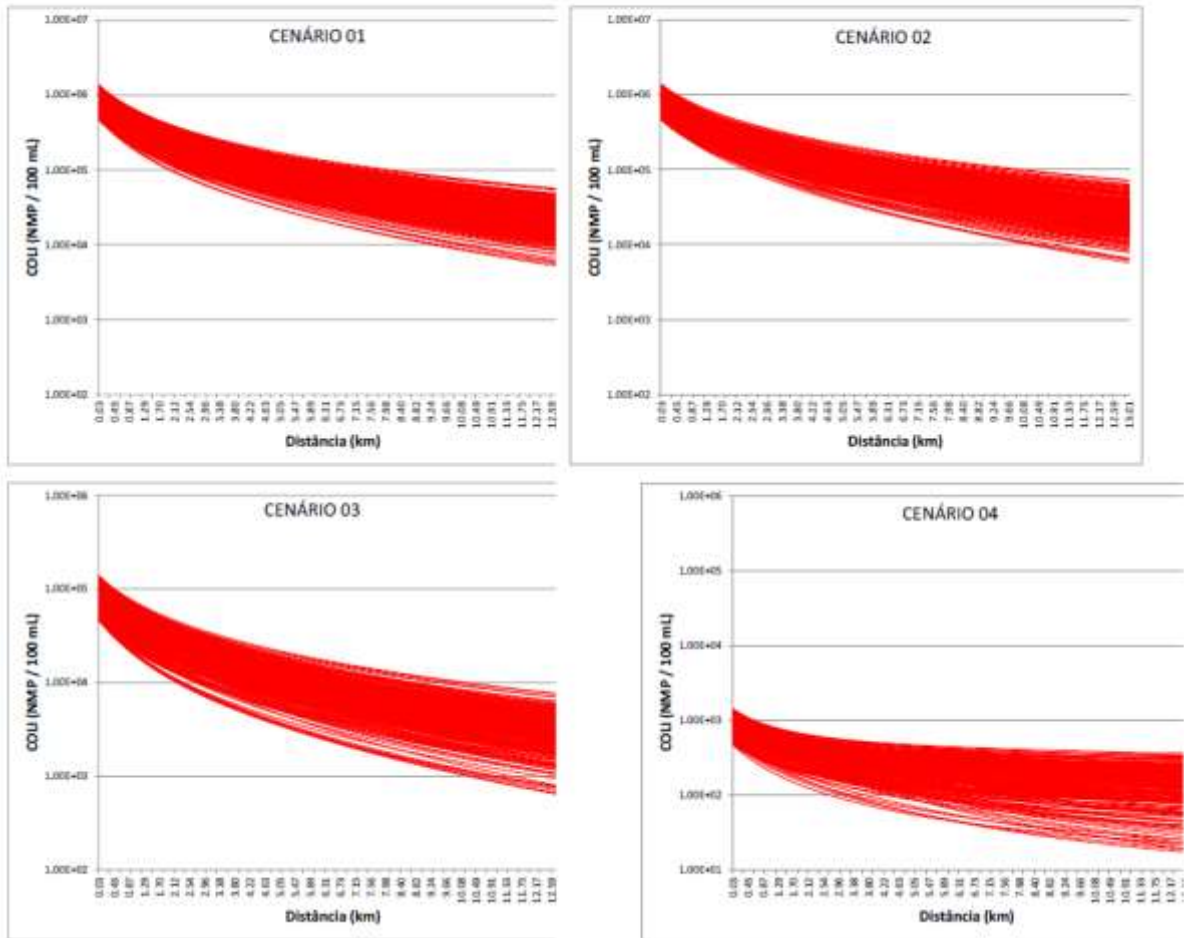


## 4 SUB-BACIA DO RIO CARANDAÍ

### 4.1 Rio Carandaí (município de Carandaí)

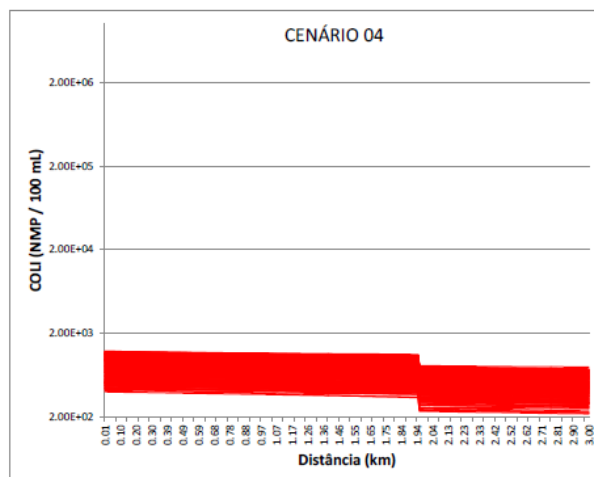
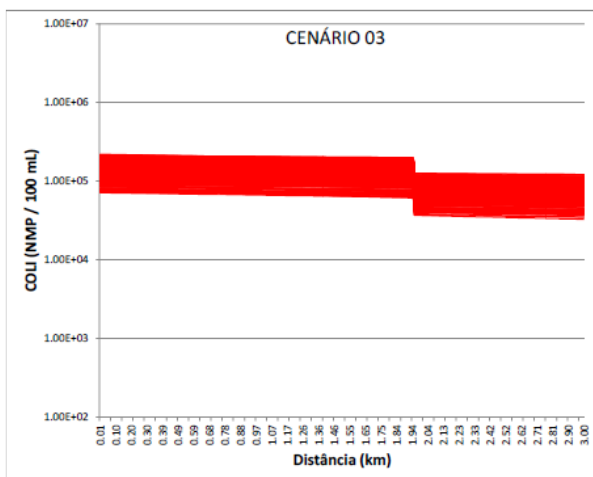
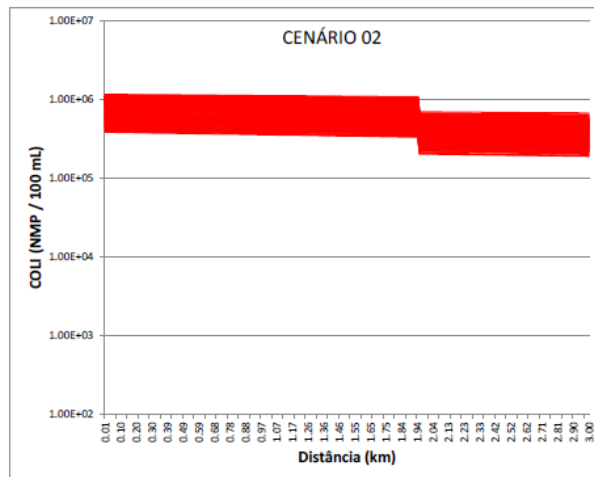
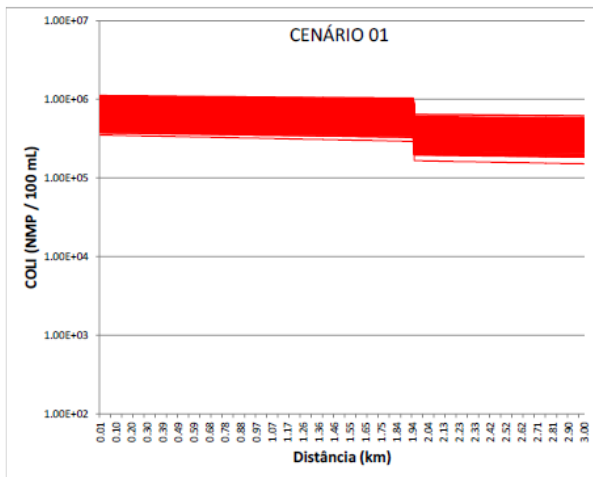


4.2 Ribeirão Tanque (município de Lagoa Dourada)

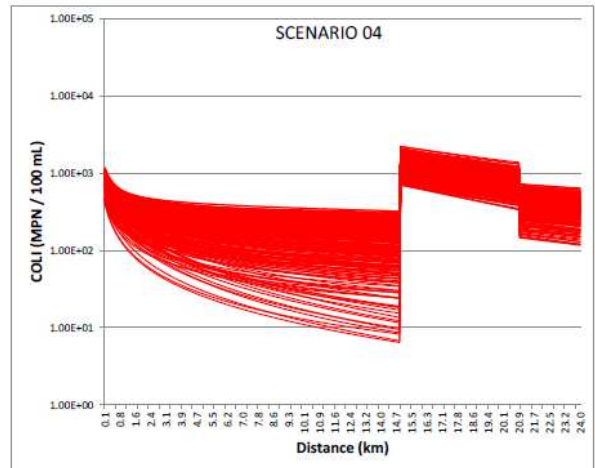
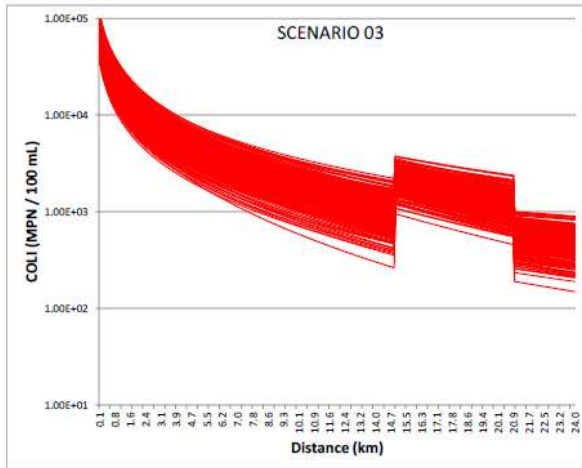
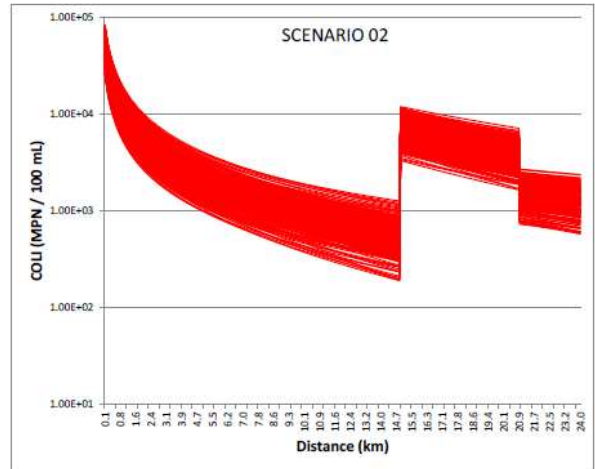
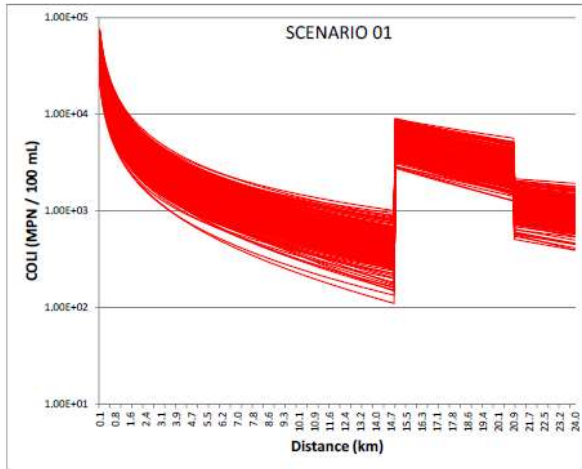


## 5 SUB-BACIA DO MÉDIO RIO DAS MORTES

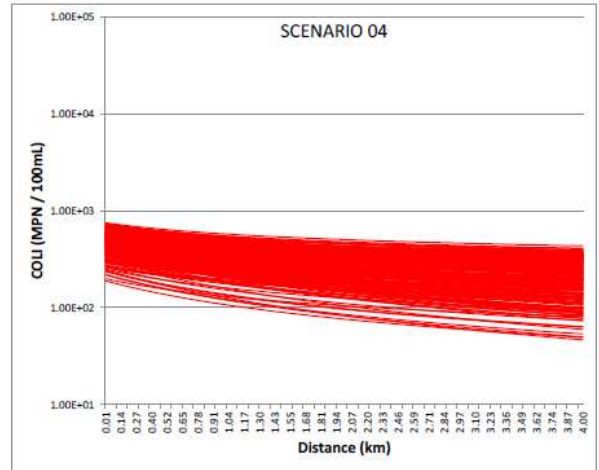
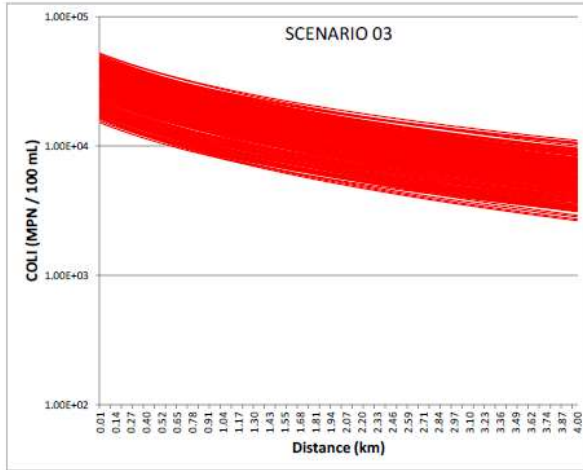
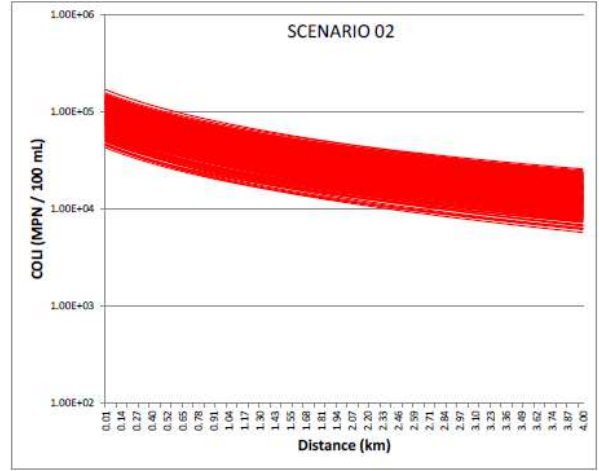
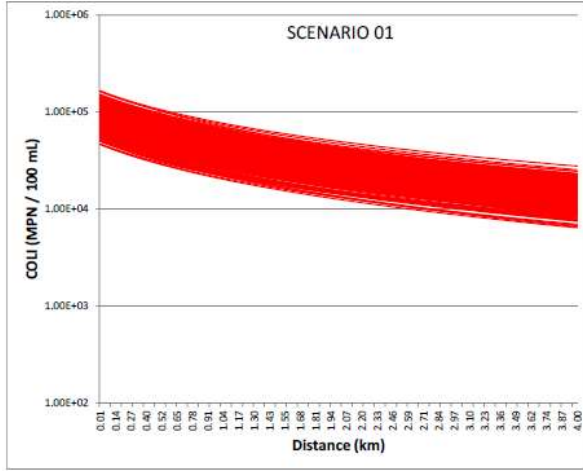
### 5.1 Ribeirão Água Limpa (município de São João Del Rei)



### 5.2 Rio Santo Antônio (município de Resende Costa)

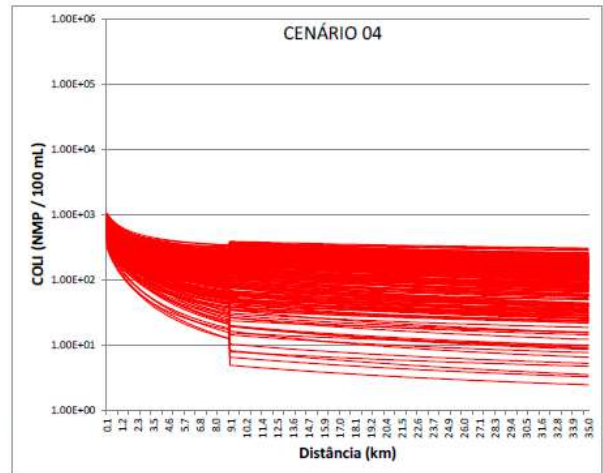
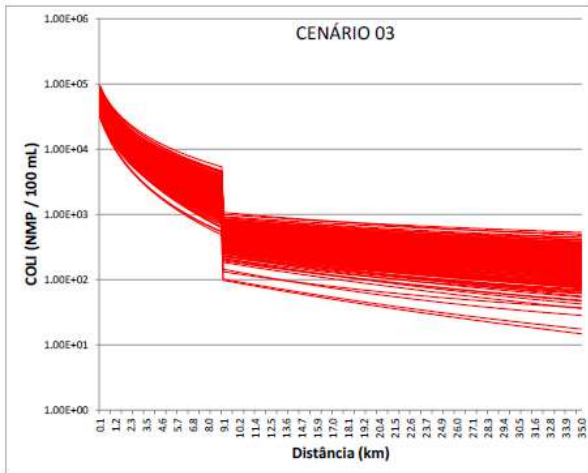
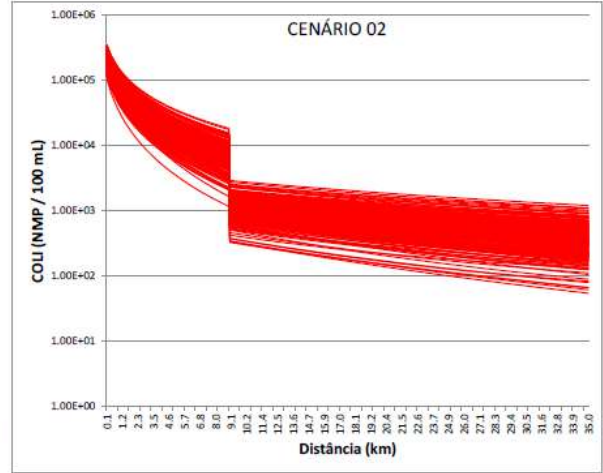
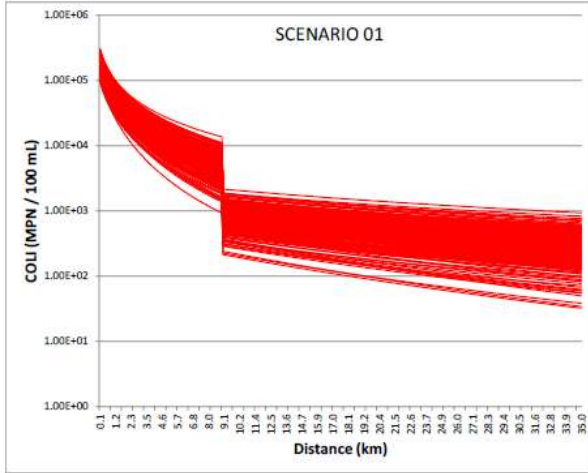


5.3 Córrego do Paiol (município de Ritópolis)



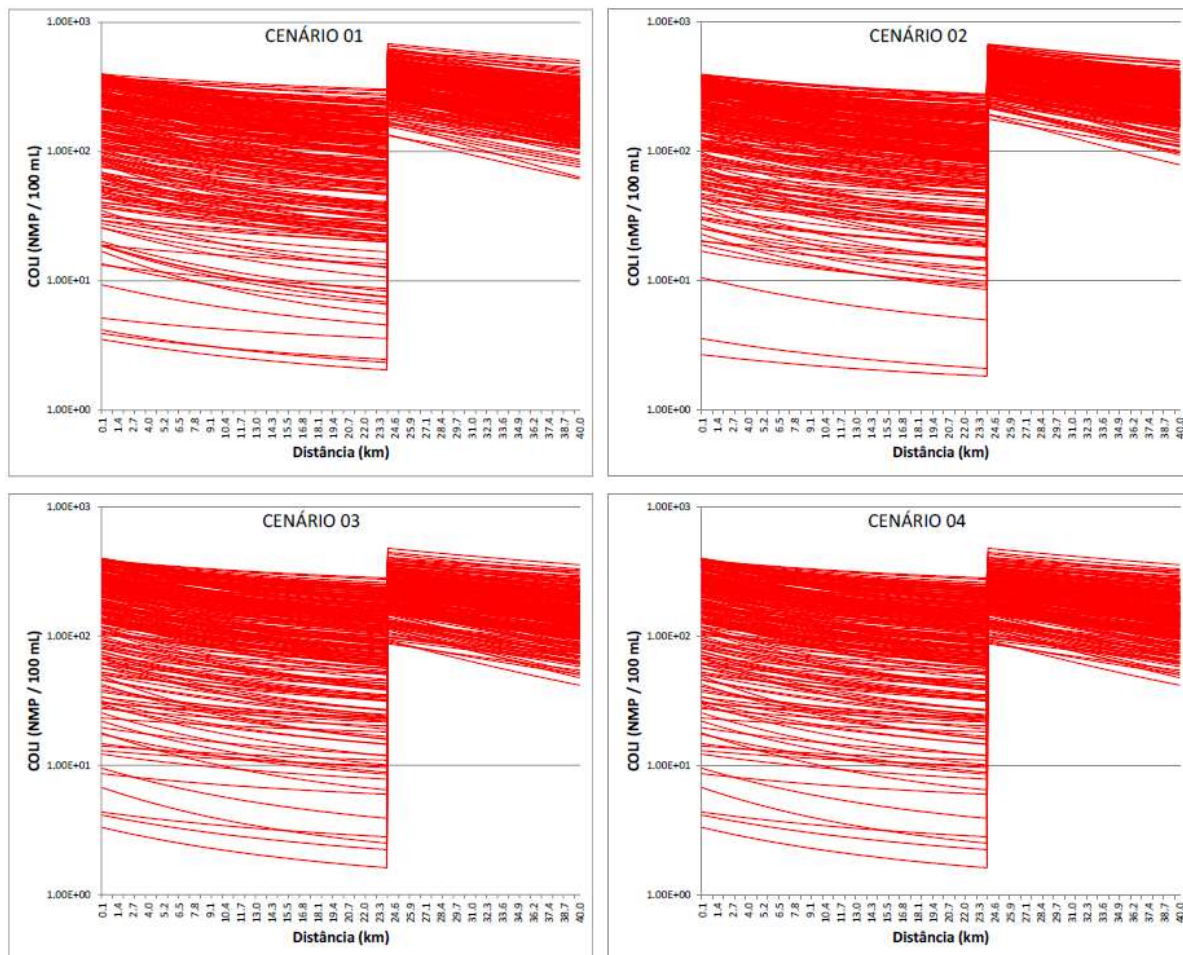
### 6 SUB-BACIA DO RIO DO PEIXE

#### 6.1 Leito principal do rio do Peixe e ribeirão Sujo (município de São Tiago)



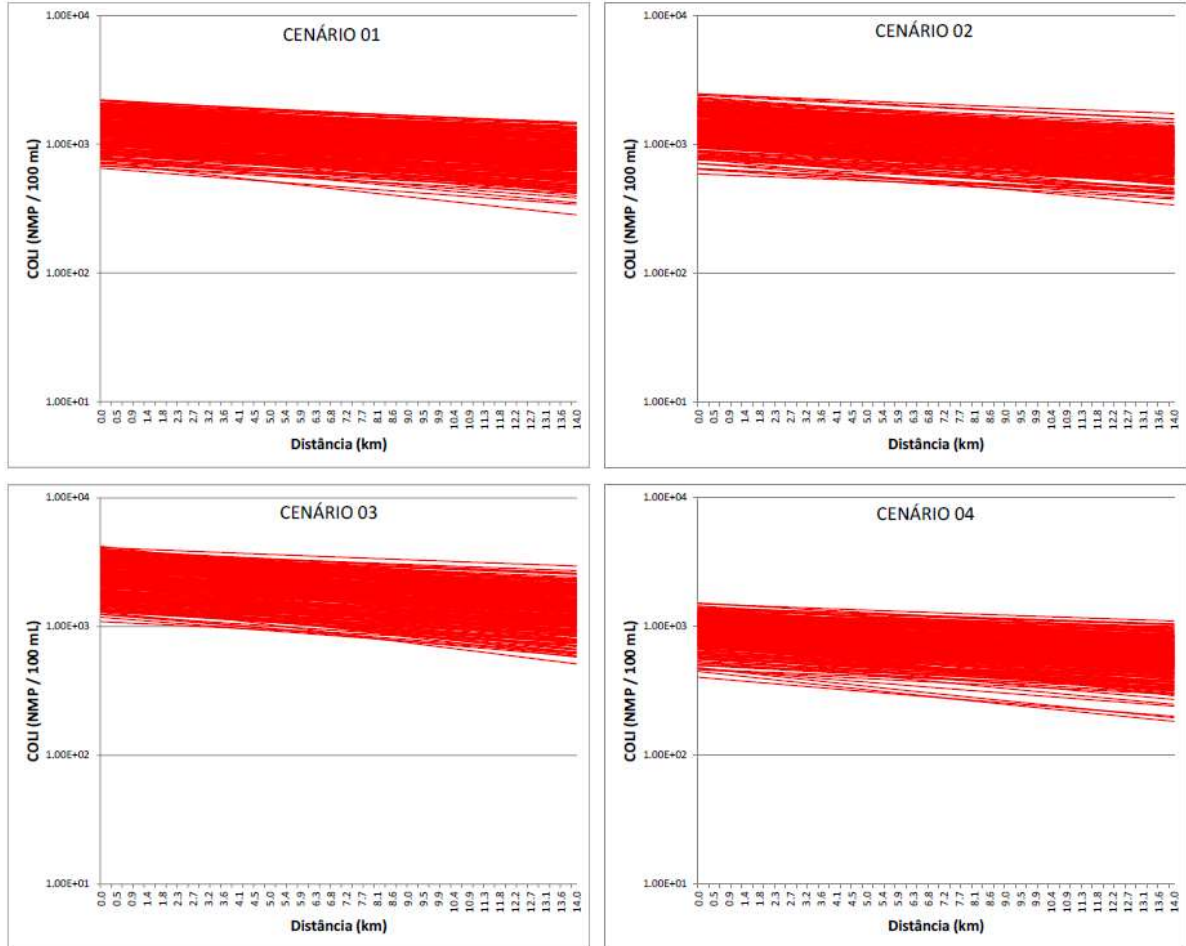
## 7 SUB-BACIA DO RIO BARBA-DE-LOBO

### 7.1 Leito principal do rio Barba-de-lobo (município de Conceição da Barra de Minas)



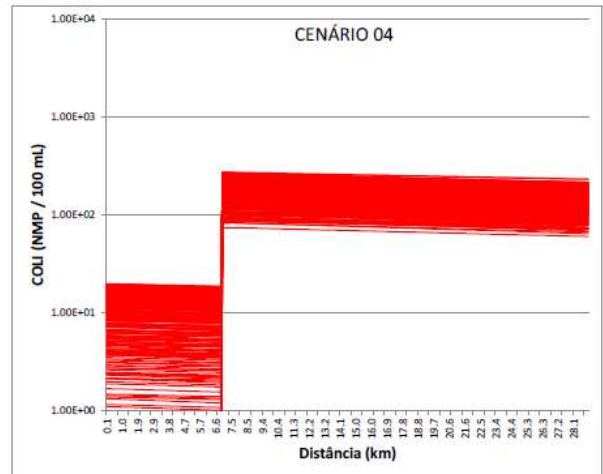
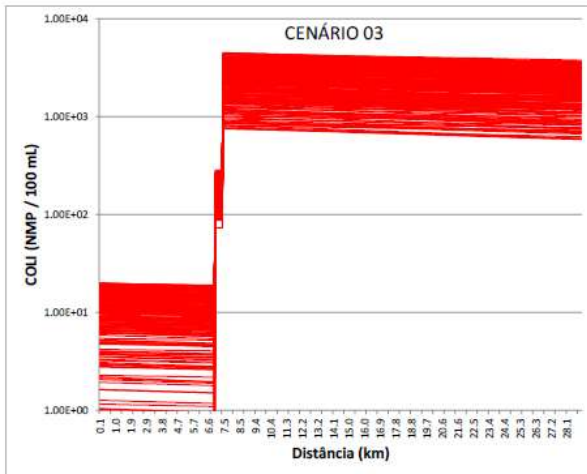
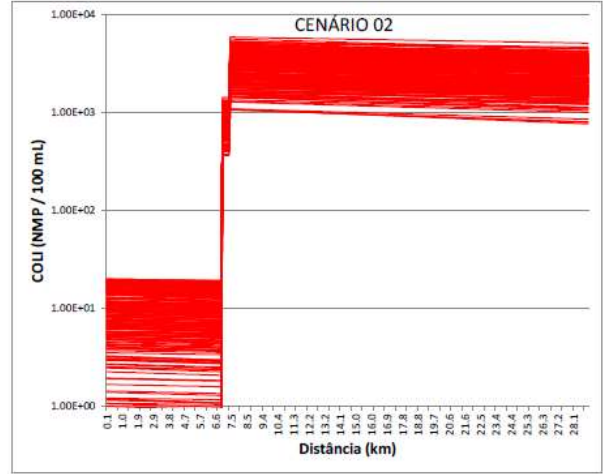
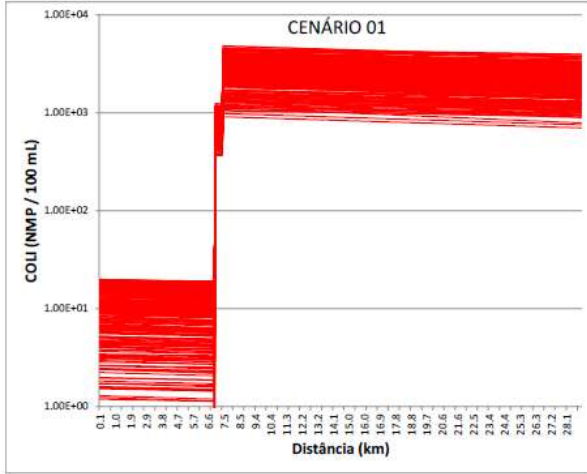
## 8 SUB-BACIA DO BAIXO RIO DAS MORTES

### 8.1 Rio Pirapetinga (município de Bom Sucesso)

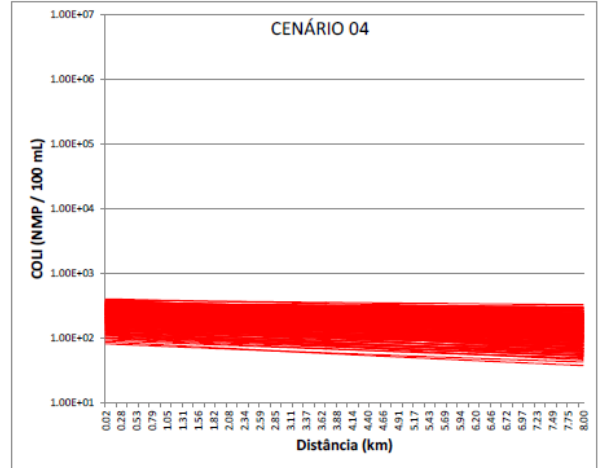
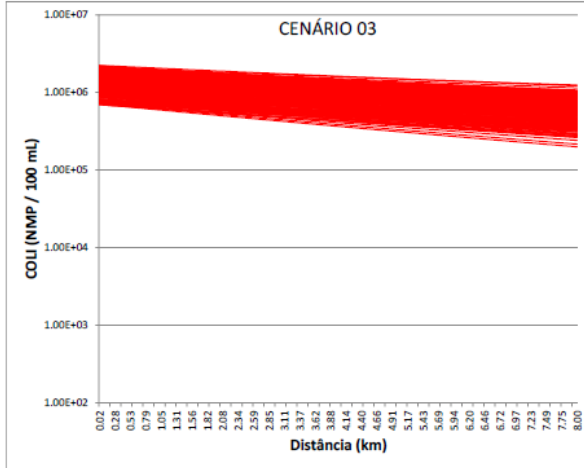
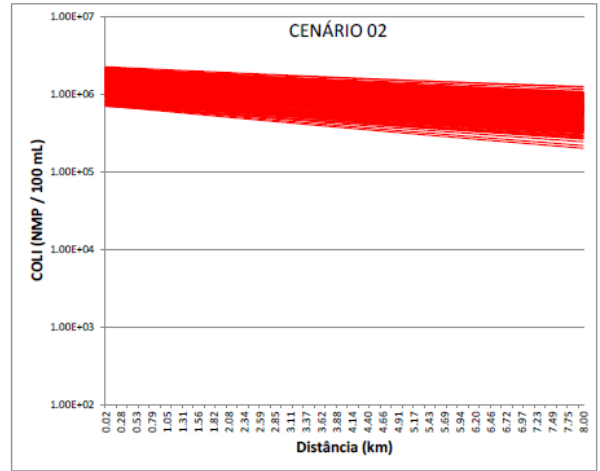
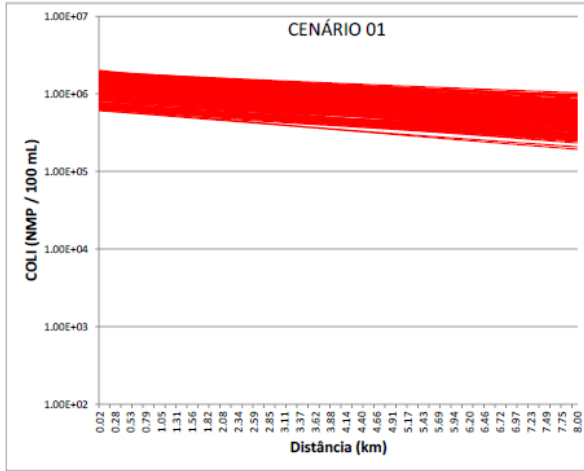


### 9 SUB-BACIA BAIXO DO ALTO RIO GRANDE

#### 9.1 Leito principal do rio Grande (município de Ribeirão Vermelho)

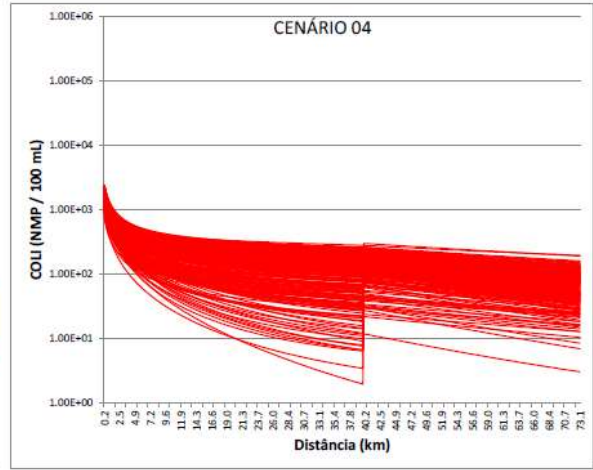
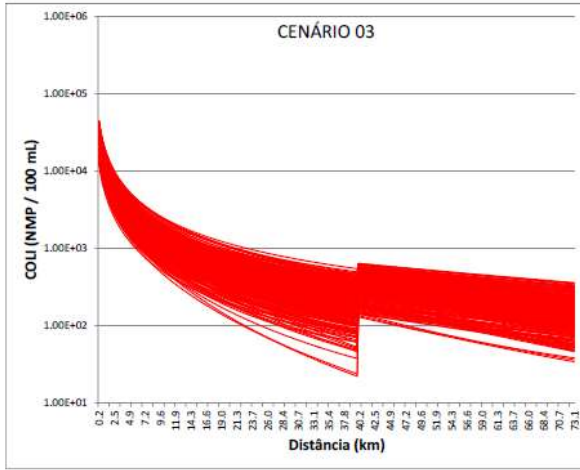
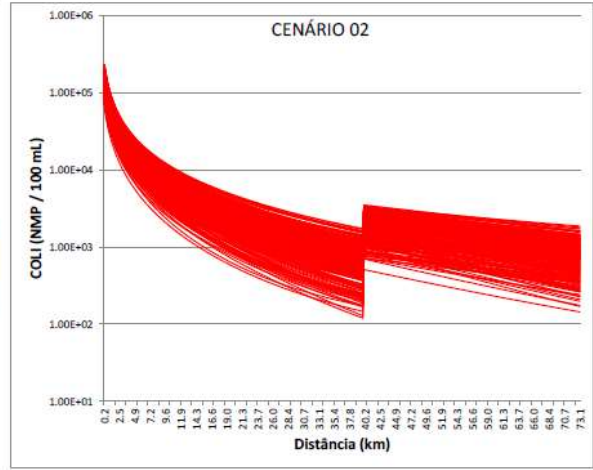
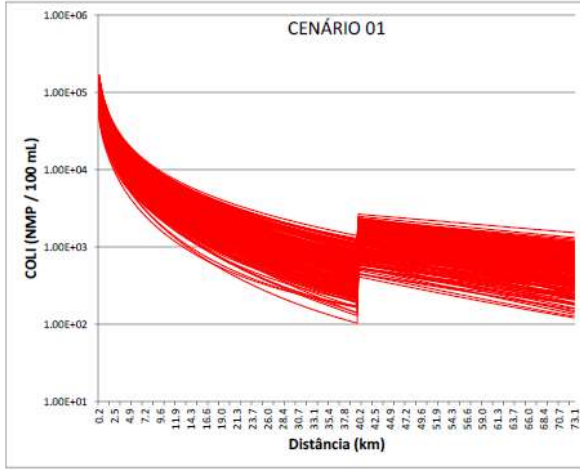


### 9.2 Ribeirão Vermelho (município de Lavras)

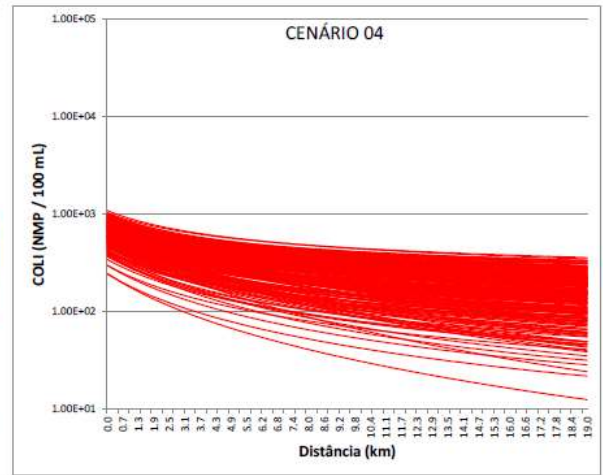
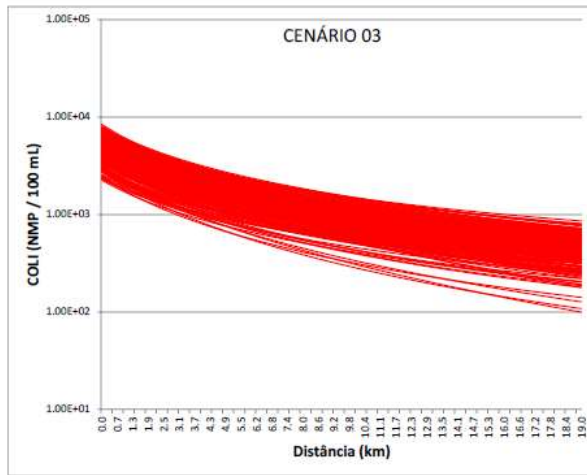
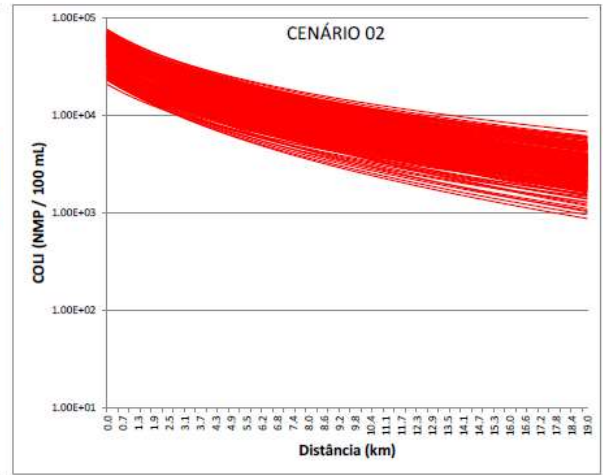
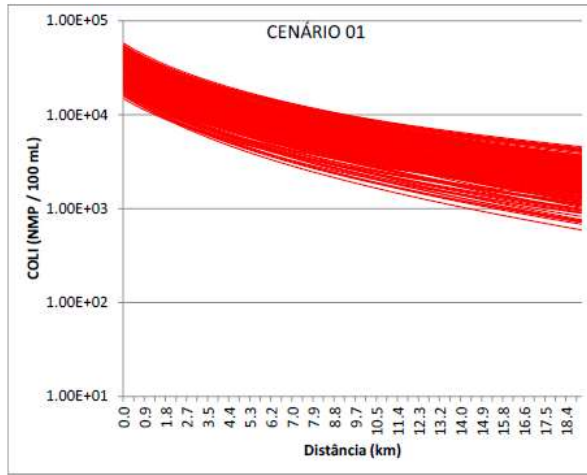


### 10 SUB-BACIA DO RIO DO CERVO

#### 10.1 Leito principal do rio do Cervo (município de São Bento do Abade)

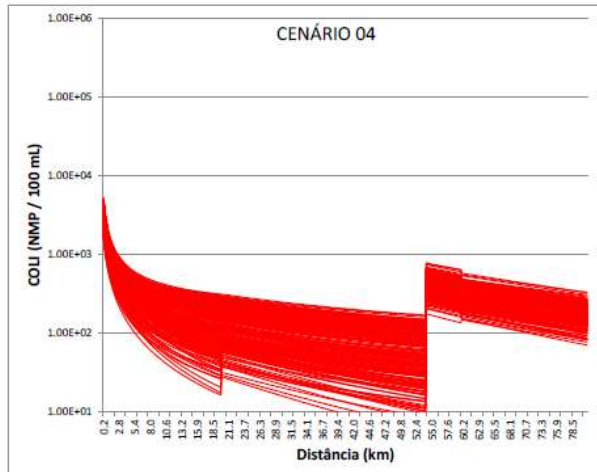
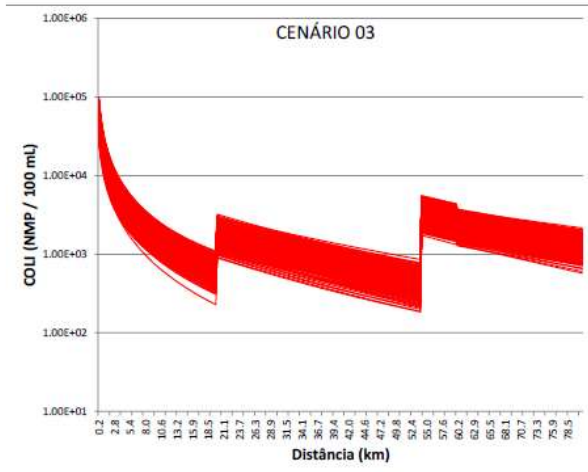
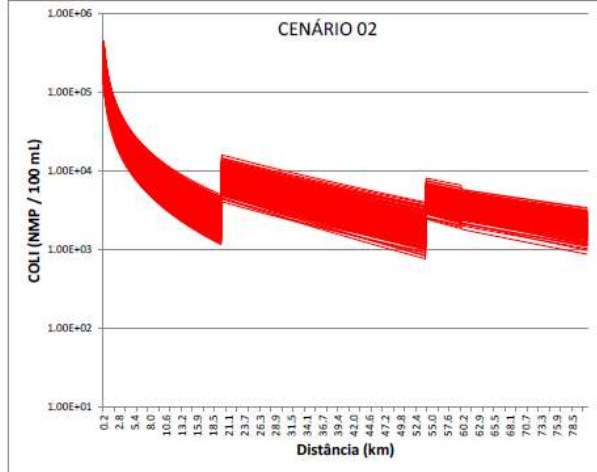
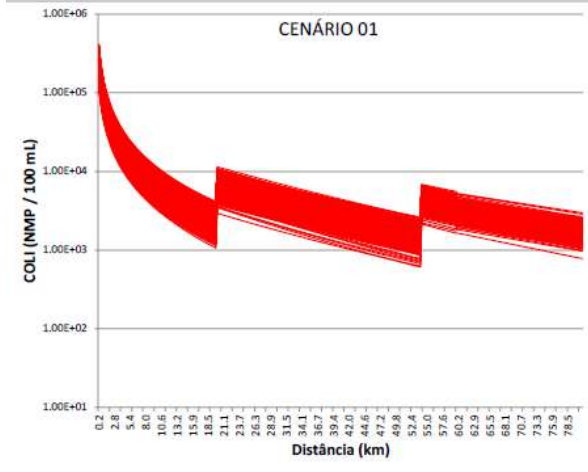


### 10.2 Ribeirão do Salto (município de Carmo da Cachoeira)

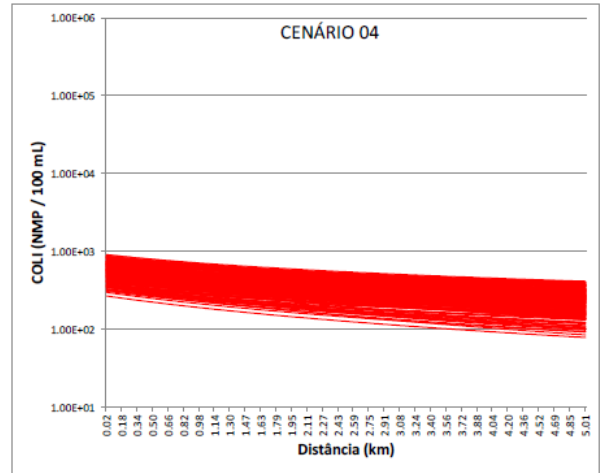
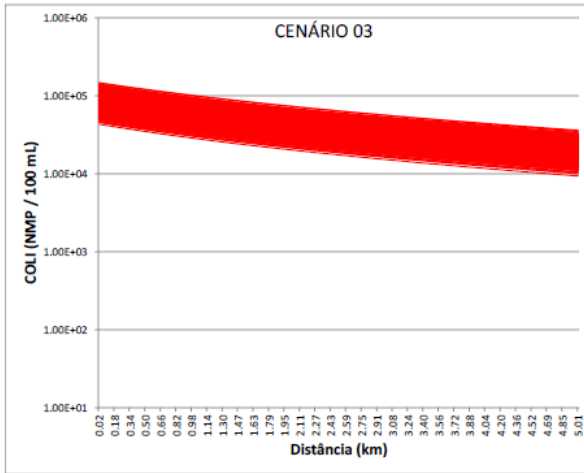
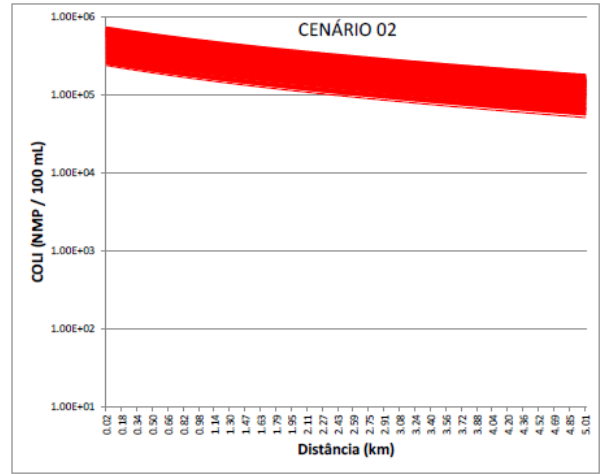
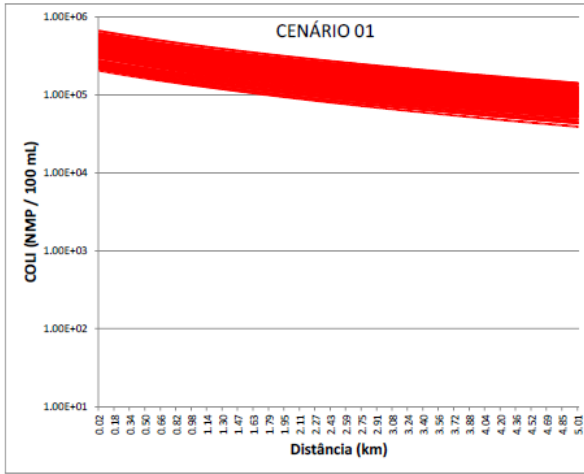


### 11 SUB-BACIA DO RIO JACARÉ

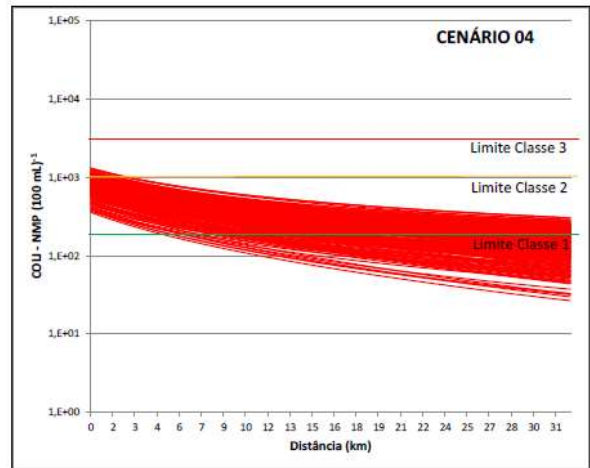
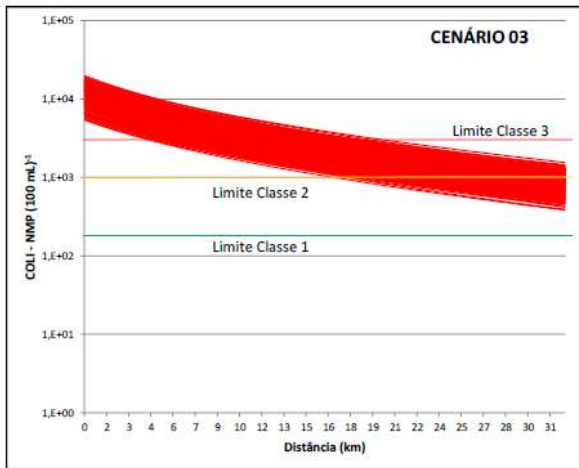
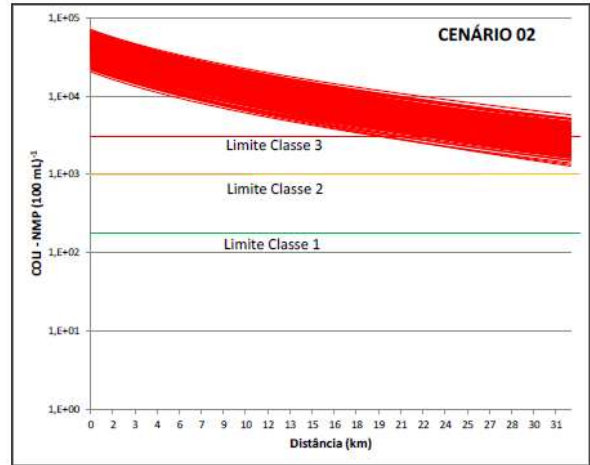
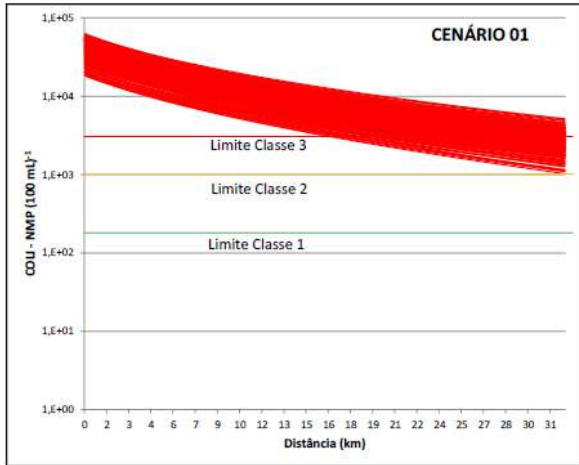
#### 11.1 Leito principal do rio Jacaré e Ribeirão Maracanã (município de Oliveira)



11.2 Córrego Machadinha (município de São Francisco de Paula)



11.3 Rio do Amparo (município de Santo Antônio do Amparo)



**APÊNDICE H – Análise de sensibilidade para a variável coliformes termotolerantes**

## ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - COLIFORMES TERMOTOLERANTES

Variável	Símbolo	Curso d'água																							%	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23		
Vazão de esgoto	Q e			*		*	*	*	*	*	*	*	*	*		*		*	*		*		*	*	*	60.9%
Coliformes Termot. esgoto bruto	Coli e			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		*			*		*		*	*	*	69.6%	
Vazão do rio	Q r					*		*			*		*							*		*			43.5%	
Coliformes Termot. no rio	Coli r		*		*						*				*			*					*	*	78.3%	
Velocidade do rio	V r	*		*		*		*	*	*	*	*	*				*	*		*	*	*	*	*	56.5%	
Temperatura do rio	T r	*			*	*	*		*	*	*				*	*		*		*	*	*	*	*	52.2%	
Coeficiente de Dec. Bacteriano	Kb	*		*		*	*	*	*	*	*		*		*			*		*		*	*	*	52.2%	

\* O modelo é sensível a esta variável

### Bacia do rio das Mortes

1 - Leito principal do rio das Mortes

### Alto rio das Mortes

2 - Ribeirão Bandeirinha (município de Antônio Carlos

3 - Ribeirão Caieiro (município de Barbacena)

4 - Ribeirão Loures (município de Alfredo Vasconcelos)

5 - Ribeirão Ressaquinha (município de Ressaquinha)

6 - Ribeirão do Patusca (Dores de Campos)

7 - Ribeirão do Pinhão (Prados)

### Rio Elvas

8 - Rio Elvas

### Rio Carandaí

9 - Tanque Grande (Lagoa Dourada)

10 - Rio Carandaí (Carandaí)

### Médio rio das Mortes

11 - Córrego Água Limpa (São João del Rei)

12 - Córrego do Quilombo (Resende Costa)

13 - Córrego do Paiol (Ritópolis)

### Rio do Peixe

14 - Rio do Peixe (São Tiago)

### Rio das Mortes Pequeno

15 - Rio das Mortes Pequeno (Conceição da Barra de Minas)

### Baixo rio das Mortes

16 - Rio Pirapetinga (Bom Sucesso)

### Baixo do Alto rio Grande

17 - Ribeirão Vermelho (Lavras)

18 - Rio Grande (Ribeirão Vermelho)

### Rio do Cervo

19 - Rio do Cervo (São Bento do Abade)

20 - Ribeirão do Salto (Carmo da Cachoeira)

### Rio Jacaré

21 - Rio Jacaré (Oliveira)

22 - Córrego Machadinho (São Francisco de Paula)

23 - Rio do Amparo (Santo Antônio do Amparo)

**APÊNDICE I – Processos, equações e coeficientes da modelagem de DBO e OD**

## PROCESSOS, EQUAÇÕES E COEFICIENTES ADOTADOS NA MODELAGEM DE DBO E OD

### 1. Decomposição da matéria orgânica na água

O processo de decomposição da matéria orgânica na água segue uma reação de cinética de primeira ordem, onde a taxa de redução da matéria orgânica (DBO) é proporcional à concentração do substrato presente no meio (Equação 1).

$$L_t = L_0 * e^{-K_1 * t} \quad (1)$$

Em que,

$L_0$  = Concentração de DBO inicial [ $\text{mg L}^{-1}$ ]

$L_t$  = Concentração de DBO<sub>remanescente</sub> [ $\text{mg L}^{-1}$ ];

$K_1$  = Coeficiente de desoxigenação [ $\text{d}^{-1}$ ].

$t$  = Tempo [d].

Ao se determinar o coeficiente de desoxigenação –  $K_1$  através do teste da DBO em laboratório e ao se comparar tal valor com o observado no curso d'água, tem-se que os valores podem ser diferentes. Na maioria das situações, as condições ambientais tendem a fazer com que a taxa de remoção seja maior do que na garrafa de DBO, no laboratório (VON SPERLING, 2014a). As principais causas são a sedimentação e a remoção de DBO pelo lodo de fundo (CHAPRA, 2008).

O coeficiente de decomposição da DBO no rio, incorporando a decomposição da matéria orgânica pela biomassa suspensa na massa líquida, bem como pela biomassa no lodo de fundo, é denominado  $K_d$ . Dessa forma, o valor de  $K_d$  é superior ou, no mínimo, igual a  $K_1$  (EPA, 1987).

Na Tabela 1 são apresentados os valores típicos para  $K_1$  e  $K_d$ , para rios rasos e profundos, recebendo diversos tipos de despejos, proposta por von Sperling (2014b) com base na compilação de valores reportados por diversos autores.

Tabela 01 - Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K1 e Kd).

Origem	K <sub>1</sub> (d <sup>-1</sup> ) (laboratório)	K <sub>d</sub> (d <sup>-1</sup> ) - rio	
		Rios rasos	Rios profundos
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45	0,50 – 1,00	0,35 – 0,50
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40	0,40 – 0,80	0,30 – 0,45
Efluente primário	0,30 – 0,40	0,40 – 0,80	0,30 – 0,45
Efluente secundário	0,12 – 0,24	0,12 – 0,24	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20	0,08 – 0,20	0,08 – 0,20

Fonte: Arceivala (1981), Thomann e Mueller (1987) e EPA (1987)

A relação entre a temperatura e a taxa de desoxigenação é dada por:

$$k_T = k_{20} * \theta^{(T-20)} \quad (2)$$

Onde:

$k_T$  = Coeficiente de desoxigenação em temperatura T qualquer (d<sup>-1</sup>);

$k_{20}$  = Coeficiente de desoxigenação em temperatura de 20° C (d<sup>-1</sup>);

$\theta$  = Coeficiente de temperatura (adimensional), constante e igual a 1,047 (STREETER; PHELPS, 1925; THERIAULT, 1927).

## 2. Reaeração do curso d'água

Assim como a desoxigenação, a reaeração também pode ser modelada conforme cinética de primeira ordem (Equação 3), sendo dependente do déficit de oxigênio (D) e do coeficiente de reaeração (K<sub>2</sub>) (BRAGA et al., 2005; METCALF; EDDY, 1991; VON SPERLING, 2014b).

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 * D \quad (3)$$

Onde:

$D$  = Déficit de oxigênio dissolvido [ $\text{mg L}^{-1}$ ];

$t$  = Tempo [d];

$K_2$  = Coeficiente de reaeração [ $\text{d}^{-1}$ ].

Unindo as Equações 1 e 3, obtém-se a Equação 4, de taxa de variação temporal do déficit de oxigênio:

$$\frac{dD}{dt} = K_1 * L - K_2 * D \quad (4)$$

Integrando a Equação 4, resulta na equação de variação de oxigênio em função do tempo:

$$D_t = \frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * (e^{-K_1 * t} - e^{-K_2 * t}) + D_0 * e^{-K_2 * t} \quad (5)$$

O déficit de oxigênio dissolvido, em um determinado tempo  $t$  ( $D_t$ ) é igual a concentração de saturação menos a concentração de OD em  $t$  ( $C_t$ ). Assim, substituindo  $D_t$  por  $C_s - C_t$  e  $D_0$  por  $C_s - C_0$ , obtém-se a curva da concentração de oxigênio dissolvido:

$$C_t = C_s - \left[ \frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * (e^{-K_1 * t} - e^{-K_2 * t}) + (C_s - C_0) * e^{-K_2 * t} \right] \quad (6)$$

Já o coeficiente  $K_2$  é dependente das condições de mistura e da turbulência responsável pelo gradiente de velocidade, vazão, da temperatura, da mistura pelo vento, de quedas d'águas e de barragens (THOMANN; MUELLER, 1987). Segundo von Sperling (2014b), os valores de  $K_2$  podem ser determinados por valores médios tabelados e por equações dadas em função de características hidráulicas do corpo d'água, além de valores relacionados com a vazão do curso d'água. No presente trabalho, utilizou-se as equações apresentadas na Tabela 2.

Tabela 02 - Valores do coeficiente  $K_2$ , baseados em dados hidráulicos

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação
O'Connor; DOBBINS, (1958)	$3,73*v^{0,5}*H^{-1,5}$	$0,60 \text{ m} \leq H < 4,00 \text{ m}$ $0,05 \text{ m s}^{-1} \leq v < 0,80 \text{ m s}^{-1}$
Churchill; Elmore; Buckingham (1962)	$5,0*v^{0,97}*H^{-1,67}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,80 \text{ m s}^{-1} \leq v < 1,50 \text{ m s}^{-1}$
Owens; Edwards; Gibbs, (1964)	$5,3*v^{0,67}*H^{-1,85}$	$0,10 \text{ m} \leq H < 0,60 \text{ m}$ $0,05 \text{ m s}^{-1} \leq v < 1,85 \text{ m s}^{-1}$

Nota: Em que,  $v$  é a velocidade ( $\text{m s}^{-1}$ ) e  $H$  é profundidade (m).

Fonte: von Sperling (2014b)

O coeficiente de reaeração também sofre influência da temperatura, seguindo a Equação 7:

$$K_{2(T)} = K_{2(20)} * \theta^{T-20} \quad (7)$$

Onde:

$K_{2(T)}$  =  $K_2$  a uma temperatura  $T$  qualquer [ $\text{d}^{-1}$ ];

$K_{2(20)}$  =  $K_2$  a uma temperatura  $T = 20^\circ \text{C}$  [ $\text{d}^{-1}$ ];

$T$  = Temperatura do líquido [ $^\circ\text{C}$ ];

$\theta$  = Coeficiente de temperatura, usualmente 1,024 (STREETER; PHELPS, 1925; THERIAULT, 1927).

### 3. Demanda nitrogenada

Nos esgotos e eventualmente no curso d'água, o nitrogênio orgânico é parcialmente convertido a amônia, pelo processo de amonificação. Já a amônia, sofre o processo de nitrificação, que ocorre em alguns sistemas de tratamento de esgotos, e pode ocorrer também no curso d'água, onde o nitrogênio amoniacal é convertido a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e este a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Isto ocorre pela ação de alguns microorganismos autótrofos quimiossintetizantes, denominados, genericamente, de bactérias nitrificadoras. Para estes microorganismos, a principal fonte de carbono é o  $\text{CO}_2$ , sendo que a energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como

a amônia. Este processo implica no consumo de oxigênio dissolvido, o qual é geralmente referido como demanda nitrogenada (EMERSON et al., 1975).

A seguir, são apresentadas as equações utilizadas na modelagem da dinâmica do nitrogênio no ambiente aquático. Estas equações baseiam-se na convergência de modelos apresentados por Thomann e Mueller (1987), EPA (1987) e Chapra (2008), apud Von Sperling (2014b).

- Nitrogênio orgânico

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -K_{oa} \cdot N_{org} - K_{so} \cdot N_{org} \quad (8)$$

- Amônia

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{oa} \cdot N_{org} - K_{an} \cdot N_{amon} + \frac{S_{Namon}}{H} \quad (9)$$

- Nitrito

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = K_{an} \cdot N_{amon} - K_{nn} \cdot N_{nitri} \quad (10)$$

- Nitrato

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = K_{nn} \cdot N_{nitri} \quad (11)$$

- Nitrogênio total

$$N_{tot} = N_{org} + N_{amon} + N_{nitri} + N_{nitra} \quad (12)$$

Onde:

$N_{tot}$  = nitrogênio total (mgN L<sup>-1</sup>);

$N_{org}$  = nitrogênio orgânico (mgN L<sup>-1</sup>);

$N_{amon}$  = amônia (mgN L<sup>-1</sup>);

$N_{nitri}$  = nitrito (mgN L<sup>-1</sup>);

$N_{nitra}$  = nitrato (mgN L<sup>-1</sup>);

$K_{so}$  = coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação (d<sup>-1</sup>);

$K_{oa}$  = coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia (d<sup>-1</sup>);

$K_{an}$  = coeficiente de conversão de amônia a nitrito (nitrificação) (d<sup>-1</sup>);

$K_{nn}$  = coeficiente de conversão de nitrito a nitrato (nitrificação) ( $d^{-1}$ );

$S_{Namon}$  = coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ( $g\ m^{-2}\ d^{-1}$ );

H = profundidade do curso d'água (m).

Salienta-se que, no processo de nitrificação, representado pelas Equações 9, 10 e 11, ocorre o consumo de oxigênio (VON SPERLING, 2014b), que foi considerado nesta modelagem. A quantidade de oxigênio consumida nos processos de conversão de amônia a nitrito e deste a nitrato, e dada pelos coeficientes abaixo.

$O_{2\ Namon}$  =  $O_2$  consumido na conversão da amônia a nitrito ( $mgO_2\ (mgNamon\ oxid)^{-1}$ )

$O_{2\ Nnitri}$  =  $O_2$  consumido na conversão nitrito a nitrato ( $mgO_2\ (mgNitrito\ oxid)^{-1}$ )

No Quadro 01, está apresentado o resumo dos valores típicos dos coeficientes de reação ( $20^\circ C$ ) do ciclo do nitrogênio em cursos d'água (THOMANN; MUELLER, 1987; EPA, 1987; CHAPRA, 2008).

Quadro 01 - Coeficientes utilizados na modelagem de Nitrogênio.

Coef.	Valores usuais ( $20^\circ C$ )
$K_{so}$	- Remansos: $0,10\ d^{-1}$
	- Rios lentos: águas naturais a moderadamente poluídas: $0,05\ d^{-1}$ Águas fortemente poluídas: $0,10\ d^{-1}$
	- Rios rápidos: águas naturais: $0,02\ d^{-1}$ ; águas moderadamente poluídas: $0,05\ d^{-1}$ ; águas fortemente poluídas: $0,10\ d^{-1}$
	- Corredeiras: $0,00\ d^{-1}$
$K_{oa}$	$0,20$ a $0,20\ d^{-1}$
$K_{an}$	$0,15$ a $0,25\ d^{-1}$
$K_{nn}$	- Cursos d'água profundos: $0,10$ a $0,50\ d^{-1}$
	- Cursos d'água rasos: $0,20$ a $1,00\ d^{-1}$ ou mais
	- Similares aos valores de $K_d$ (decomposição da DBO) incluindo a distinção entre rios rasos e profundos (THOMANN; MUELLER, 1987)
$S_{Namon}$	$0,00$ a $0,50\ g/m^2.d$ (menores valores para rios rápidos e limpos)
$O_{2\ Namon}$	$3,20\ mgO_2\ (mgNamon\ oxid)^{-1}$
$O_{2\ Nnitri}$	$3,10\ mgO_2\ (mgNitrito\ oxid)^{-1}$

Fonte: Adaptado de von Sperling (2014b).

Os coeficientes ainda devem ser corrigidos pela temperatura. Valores sugeridos para o coeficiente de temperatura  $\theta$  são:

- Correção de  $K_{oa}$ :  $\theta = 1,047$  (EPA, 1987);
- Correção de  $K_{an}$ :  $\theta = 1,080$  (THOMANN; MUELLER, 1987).

Todos os coeficientes adotados no modelo foram obtidos no processo de calibração e estão apresentados no próximo item.

#### 4. Coeficientes adotados no modelo após a calibração

Tabela 03 - Coeficientes adotados no modelo após a calibração

Coeficiente	Sub-bacia									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$K_1$ (d <sup>-1</sup> )	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,10	0,10	0,40	0,40	0,40
$K_s$ (d <sup>-1</sup> )	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0,25	0,10	0,29
$K_d$ (d <sup>-1</sup> )	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,20	0,20	0,75	0,50	0,90
$K_2$ (d <sup>-1</sup> )	*	*	*	**	*	*	**	***	*	*
						**			**	
$K_{2\max}$ (d <sup>-1</sup> )	50	50	50	50	15	50	50	50	30	7,55
$K_{so}$ (d <sup>-1</sup> )	0,10	0,05	0,05	0,10	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
$K_{oa}$ (d <sup>-1</sup> )	0,17	0,25	0,25	0,40	0,25	0,25	0,02	0,20	0,20	0,20
$K_{an}$ (d <sup>-1</sup> )	0,10	0,20	0,20	0,10	0,20	0,20	0,10	0,15	0,15	0,25
$K_{nn}$ (d <sup>-1</sup> )	2,00	0,60	0,60	2,00	0,60	0,60	2,00	1,00	2,00	2,00
O <sub>2</sub> Namon	3,20 mgO <sub>2</sub> (mgNamon oxid) <sup>-1</sup>									
O <sub>2</sub> Nnitri	3,10 mgO <sub>2</sub> (mgNitrito oxid) <sup>-1</sup>									

Nota: \*  $5,3 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85}$  (OWENS; EDWARDS; GIBBS, 1964)

\*\*  $3,73 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-1,5}$  (O'CONNOR; DOBBINS, 1958)

\*\*\*  $5,0 \cdot v^{0,97} \cdot H^{-1,67}$  (CHURCHILL; ELMORE; BUCKINGHAM, 1962b)

1 – Alto rio das Mortes 2 – Rio Elvas 3 – Rio Carandaí

4 – Médio rio das Mortes 5 – Rio dos Peixes 6 – Rio das Mortes Pequeno

7 – Baixo rio das Mortes 8 – Baixo do alto rio Grande 9 – Rio do Cervo

10 – Rio Jacaré

Fonte: Do autor (2023).

## REFERÊNCIAS

- ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control.** New York: Marcel Dekker, 1981.
- CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling.** New York: WCB/McGraw-Hill, Mc, 2008.
- CHURCHILL, M. A.; ELMORE, H. L.; BUCKINGHAM, R. A. Prediction of Stream Reaeration Rates. **Journal of the Sanitary Engineering Division**, v. 88, n. 4, p. 1–46, jul. 1962.
- EMERSON, K. et al. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. **Journal Fish. Res. Board Can.**, v. 32, n. 12, p. 2379–2383, 1975.
- EPA, U. S. E. P. A. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS.** Athens: Documentation and user model, 1987.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse.** New York: McGraw-Hill, 1991.
- O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. Mechanism of Reaeration in Natural Streams. **Transactions of the American Society of Civil Engineers**, v. 123, n. 1, 1958.
- OWENS, M.; EDWARDS, R. W.; GIBBS, J. W. Some reaeration studies in streams. **Air and water pollution**, v. 8, p. 469, 1964.
- STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. US Public Health Service. **Public Health Bulletin**, v. 146, p. 75, 1925.
- THERIAULT, E. J. **The oxygen demand of polluted waters.** Washington DC: US Government Printing Office - bulletin 173, 1927.
- THOMANN, R. V; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control.** [s.l.] Harper & Row Publishers, 1987.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014a.
- VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios.** 2ª ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014b.

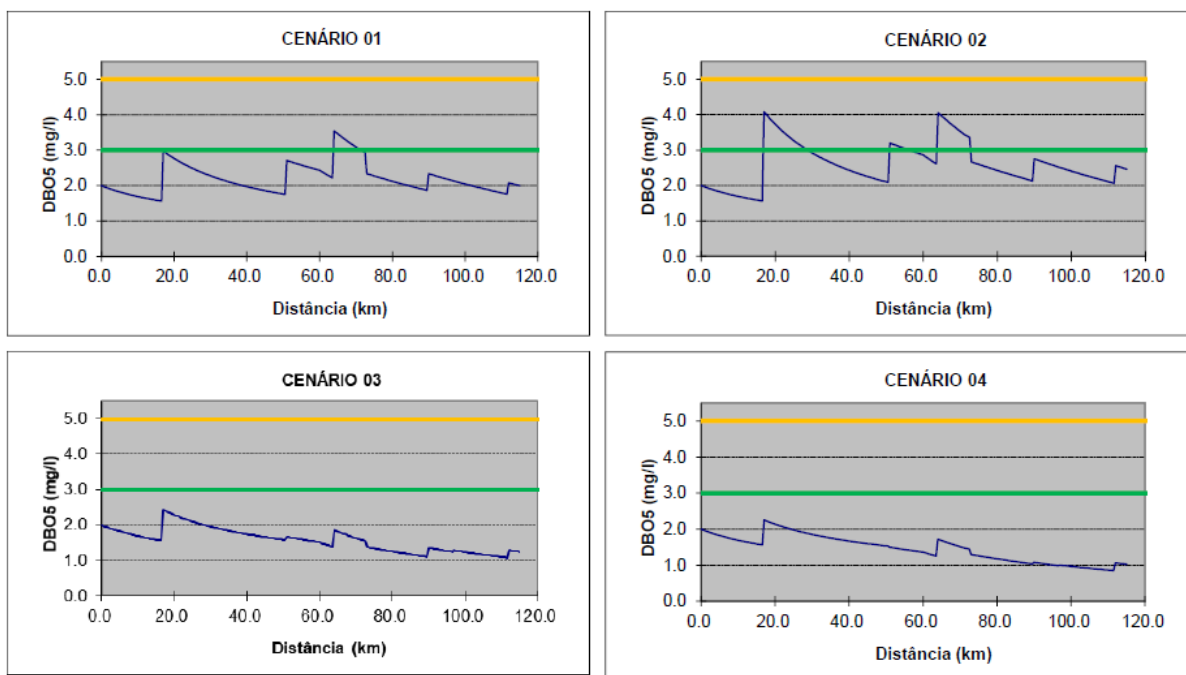
**APÊNDICE J - Perfis Longitudinais para os cursos d'água modelados – DBO**

## Perfis Longitudinais para os cursos d'água modelados

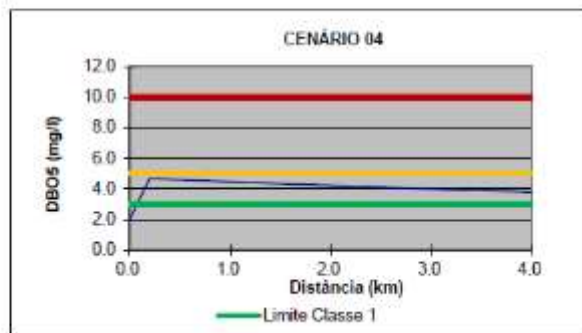
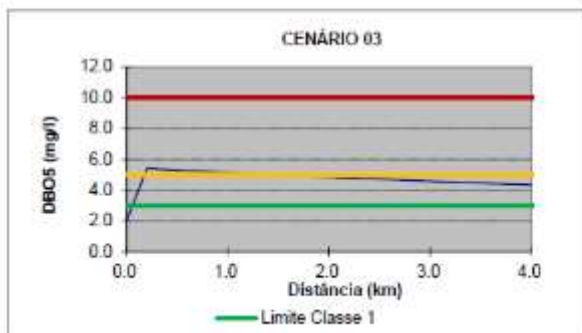
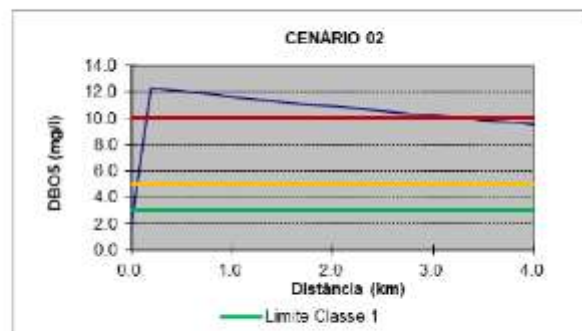
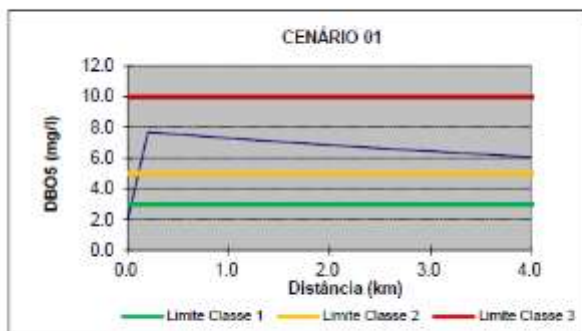
## Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO

## 1. SUB-BACIA DO ALTO RIO DAS MORTES

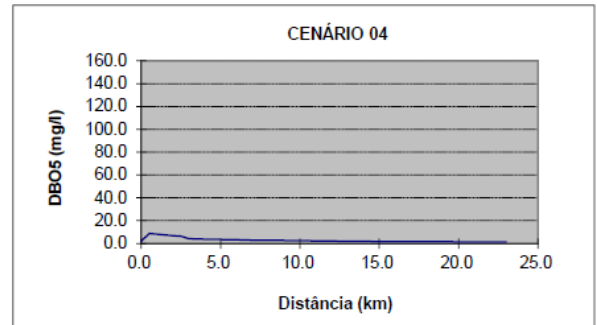
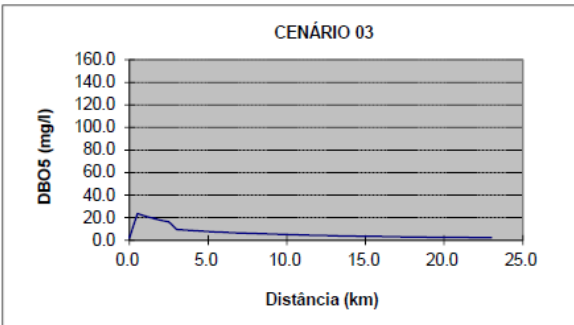
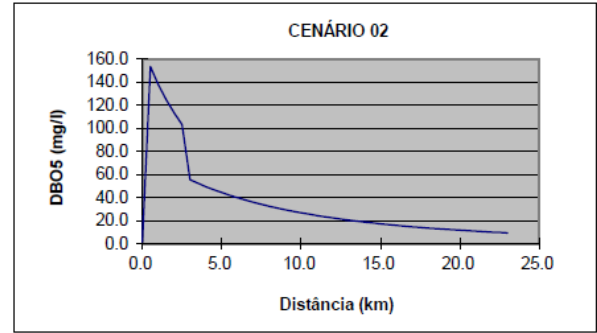
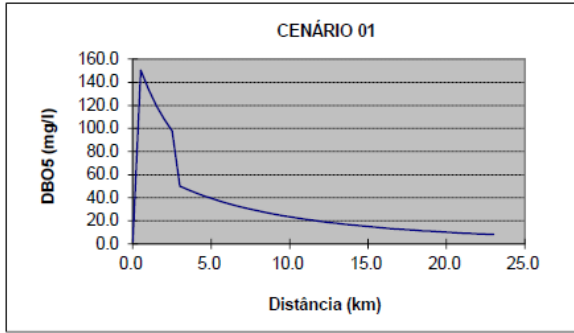
## 1.1 Leito Principal do rio das Mortes



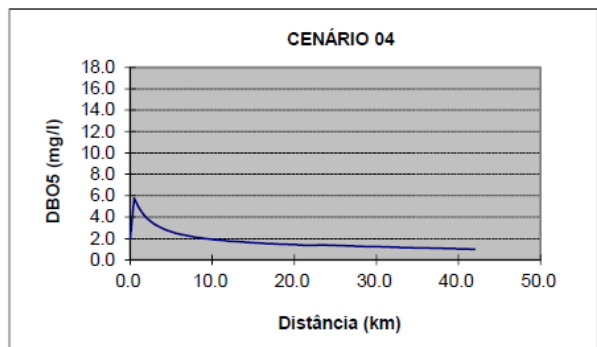
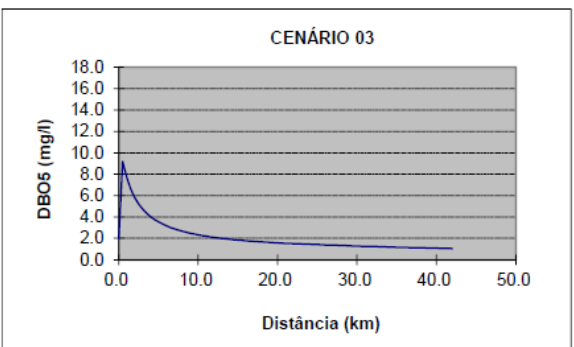
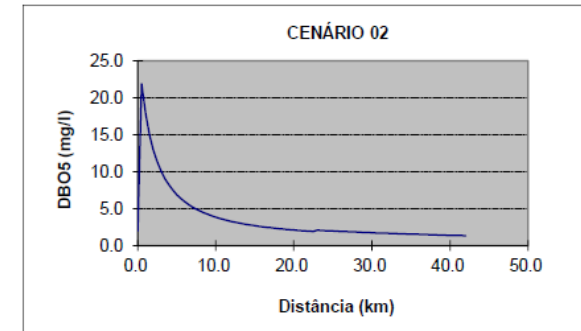
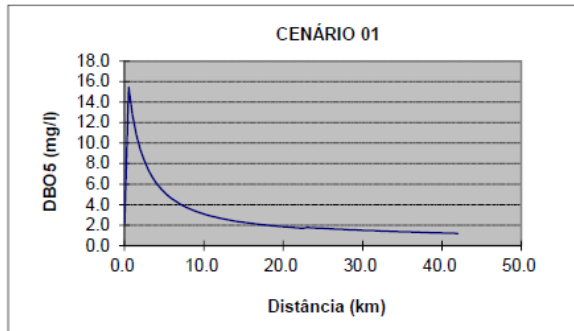
## 1.2 Ribeirão Bandeirinha (Município de Antônio Carlos)



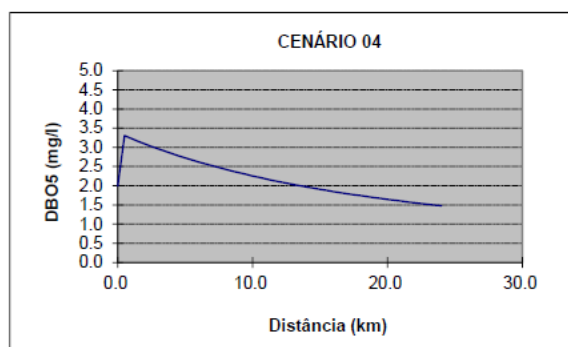
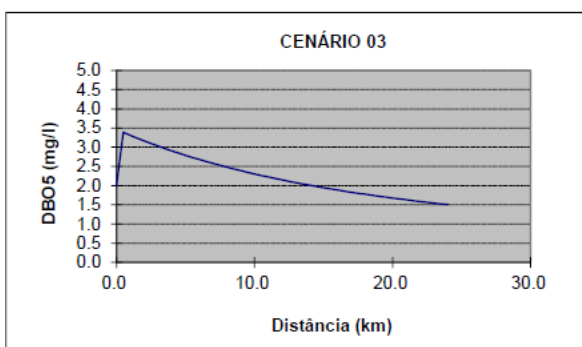
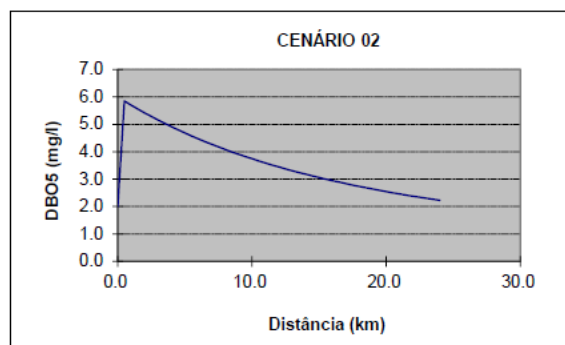
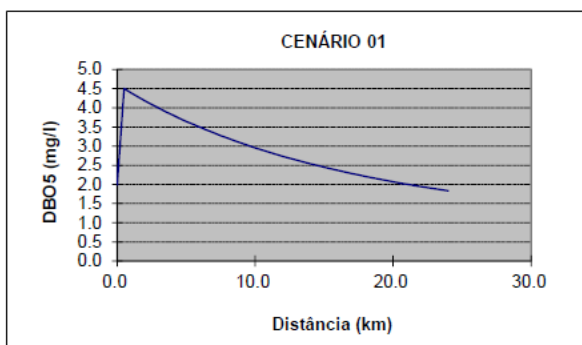
### 1.3 Ribeirão Caieiros (Município de Barbacena)



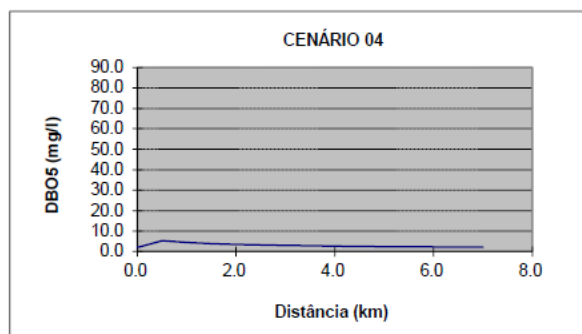
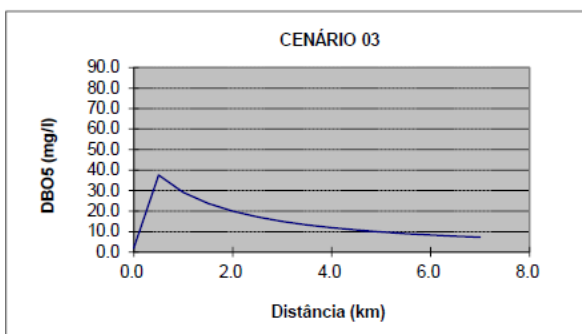
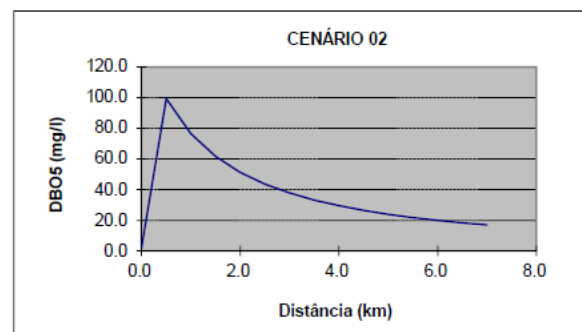
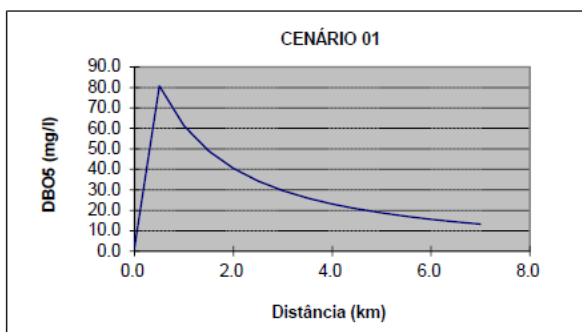
### 1.4 Ribeirão Ressaquinha (Município de Ressaquinha)



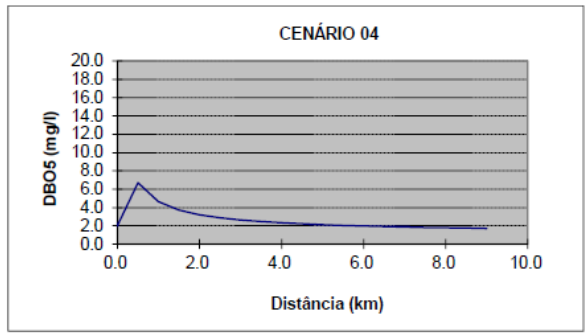
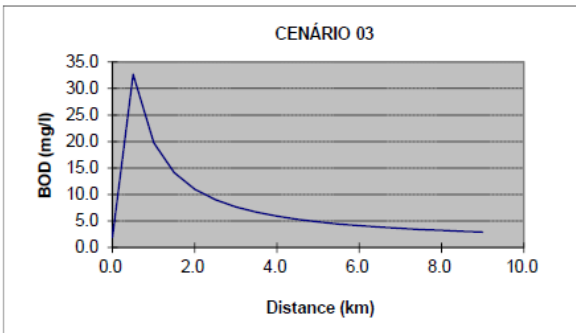
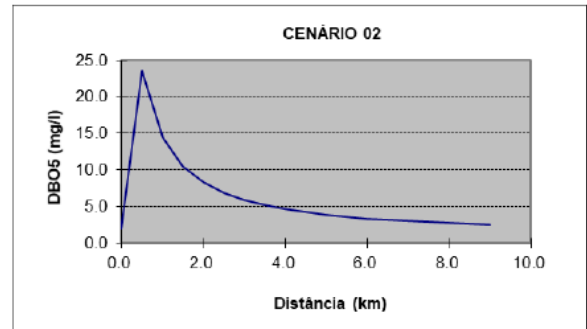
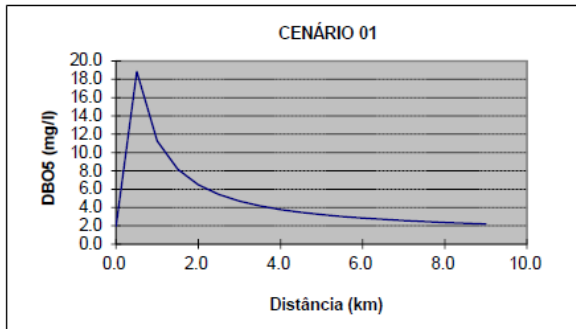
## 1.5 Ribeirão Loures (Município de Alfredo Vasconcelos)



## 1.6 Ribeirão do Patusca (Município de Dolores de Campos)

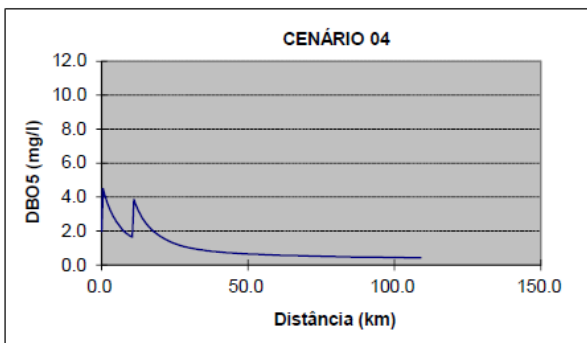
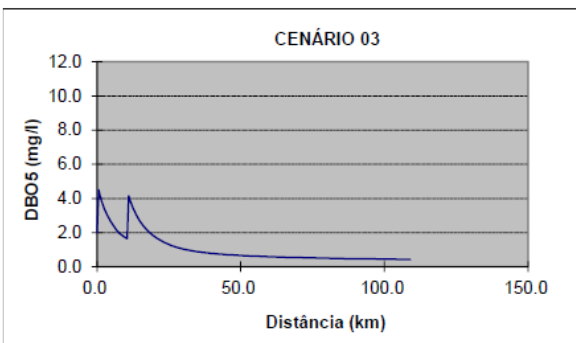
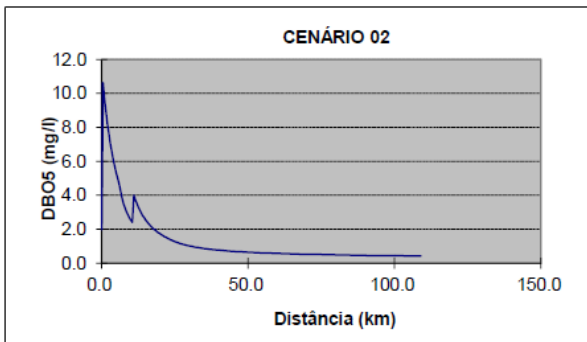
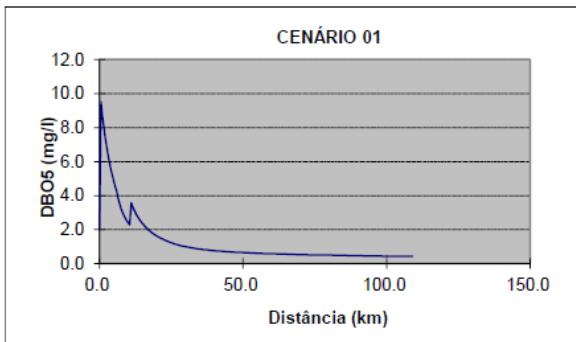


1.7 Ribeirão do Pinhão (Município de Prados)



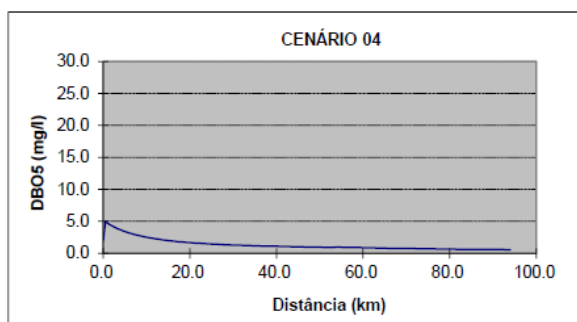
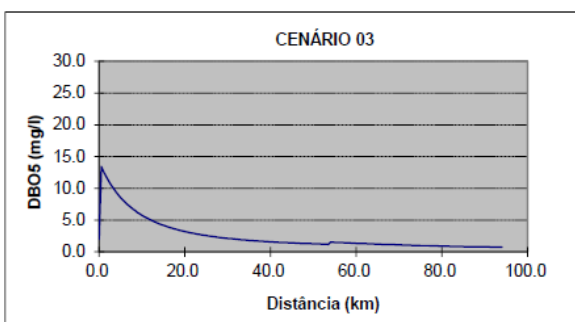
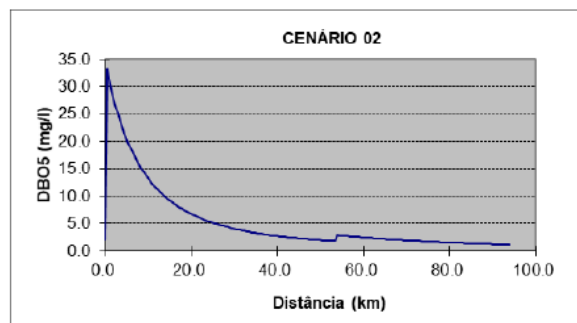
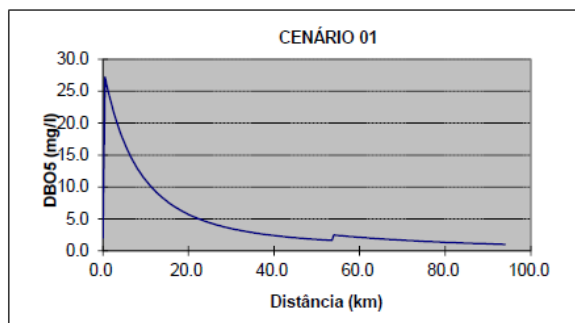
2. SUB-BACIA DO RIO ELVAS

2.1 Leito Principal do rio Elvas (e córrego Santa Rita)

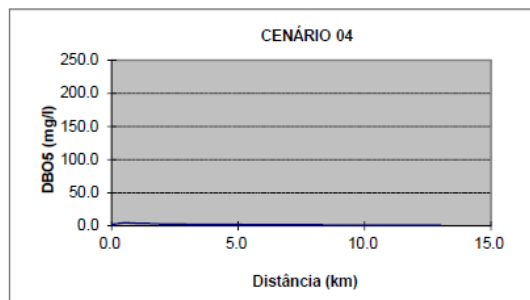
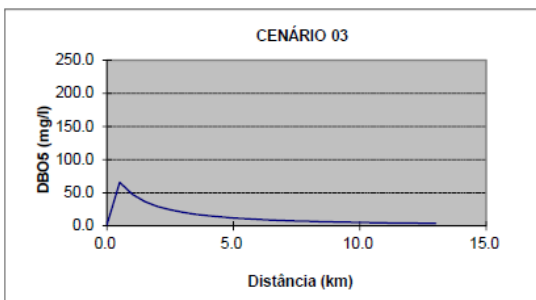
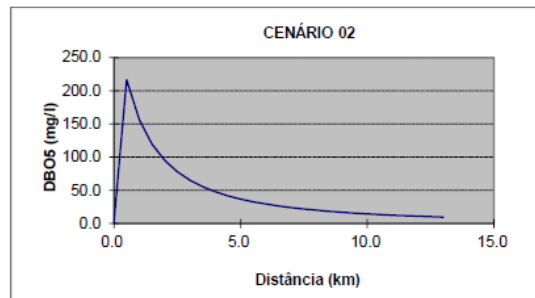
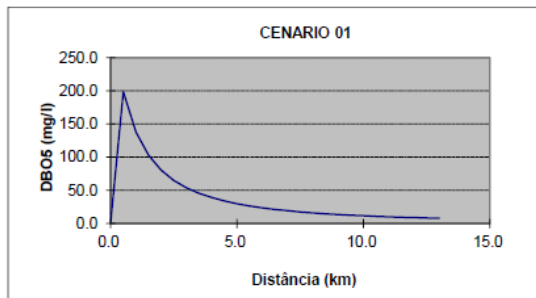


### 3. SUB-BACIA DO RIO CARANDAÍ

#### 3.1 Rio Carandaí (município de Carandaí)

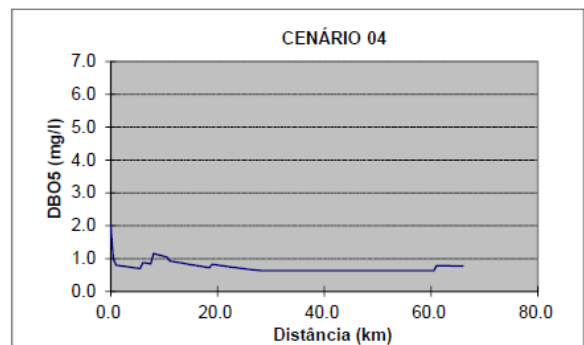
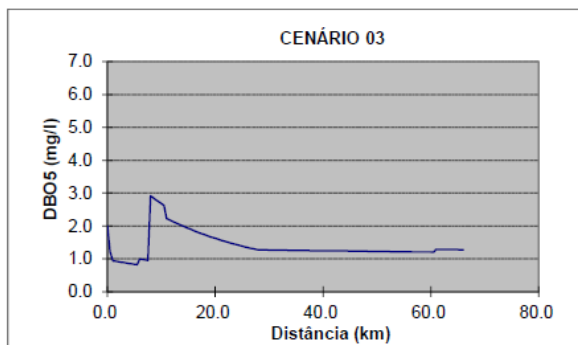
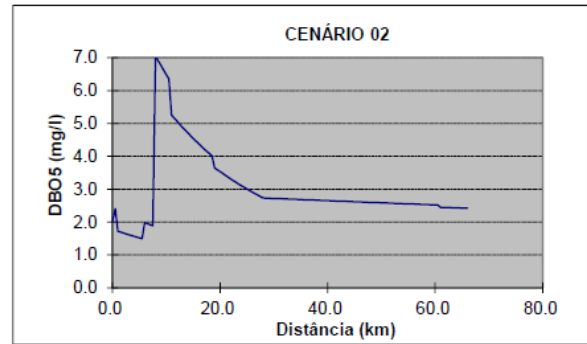
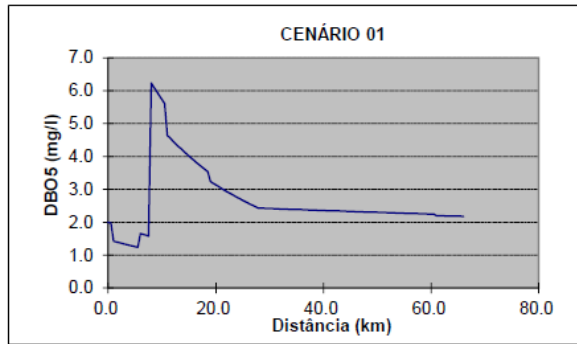


#### 3.2 Ribeirão Tanque (município de Lagoa Dourada)

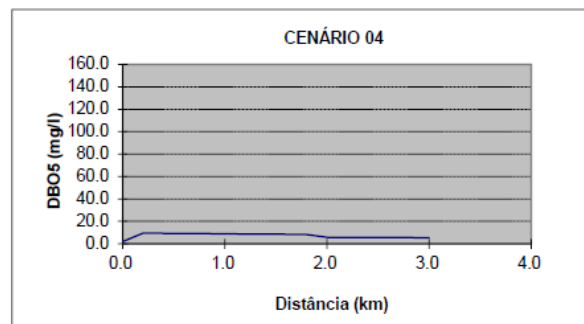
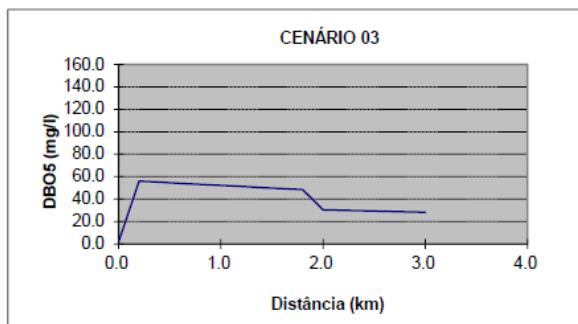
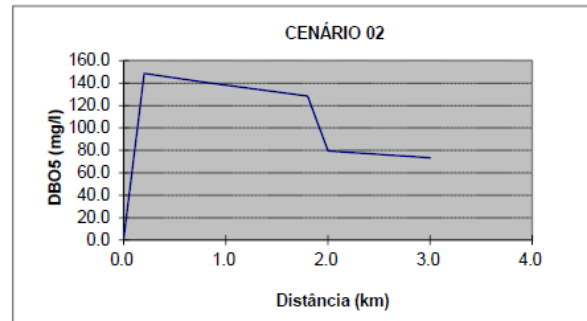
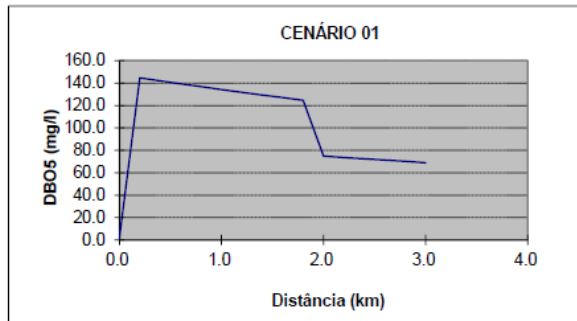


### 4. SUB-BACIA DO MÉDIO RIO DAS MORTES

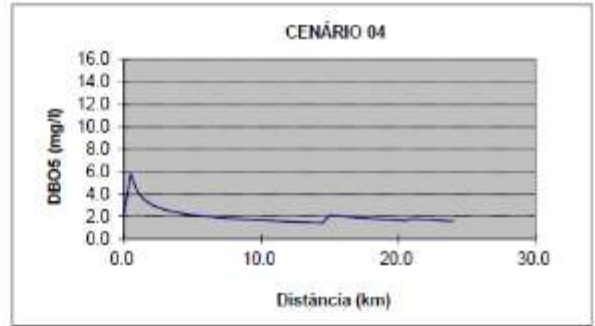
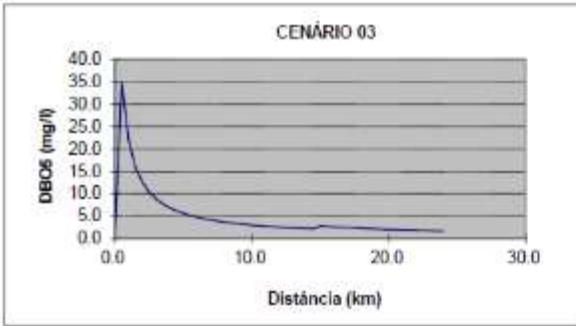
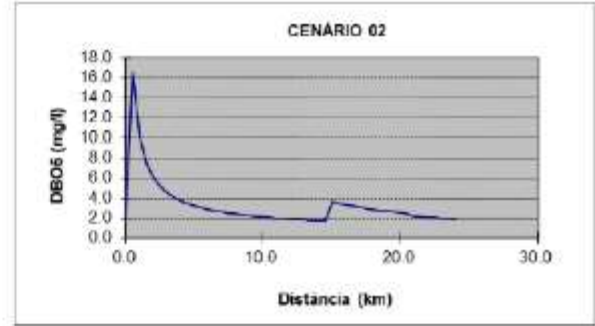
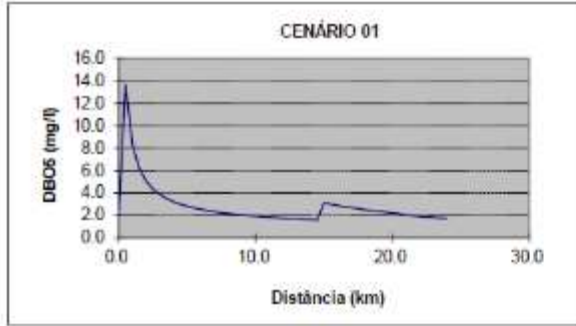
#### 4.1 Leito principal do rio das Mortes (município de Santa Cruz de Minas)



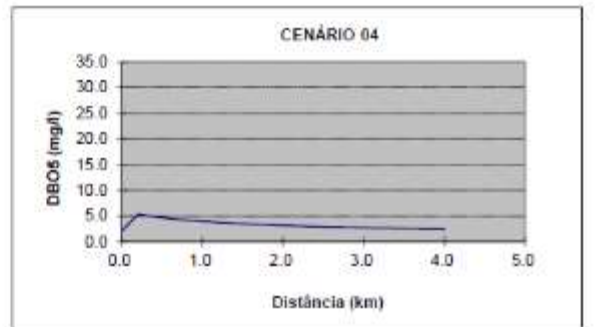
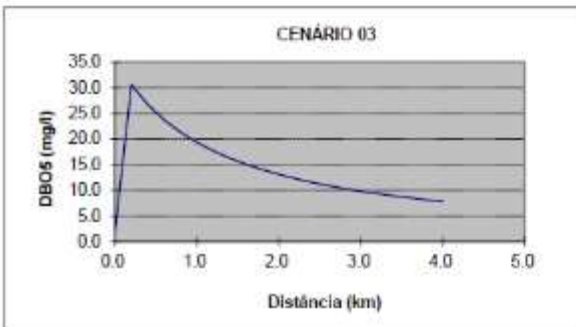
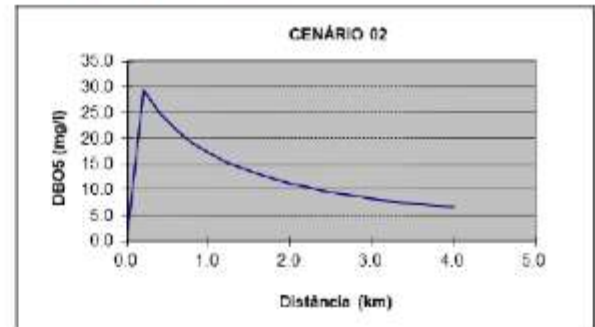
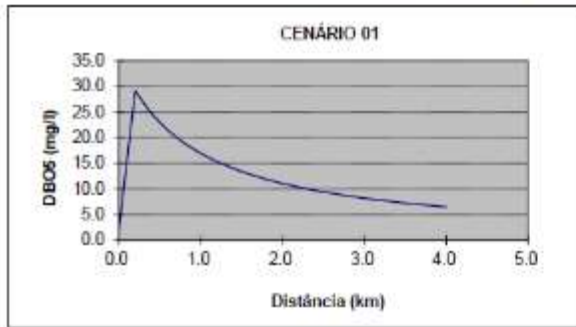
#### 4.2 Ribeirão Água Limpa (município de São João Del Rei)



4.3 Rio Santo Antônio (município de Resende Costa)

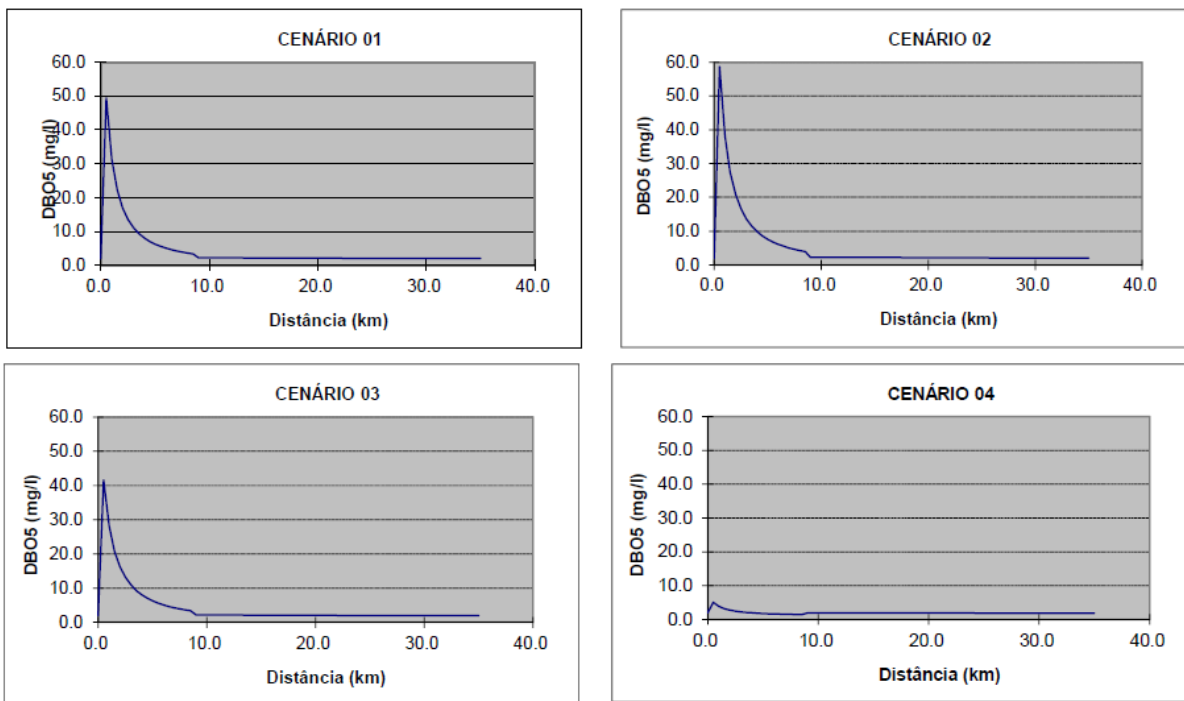


4.4 Córrego do Paiol (município de Ritópolis)



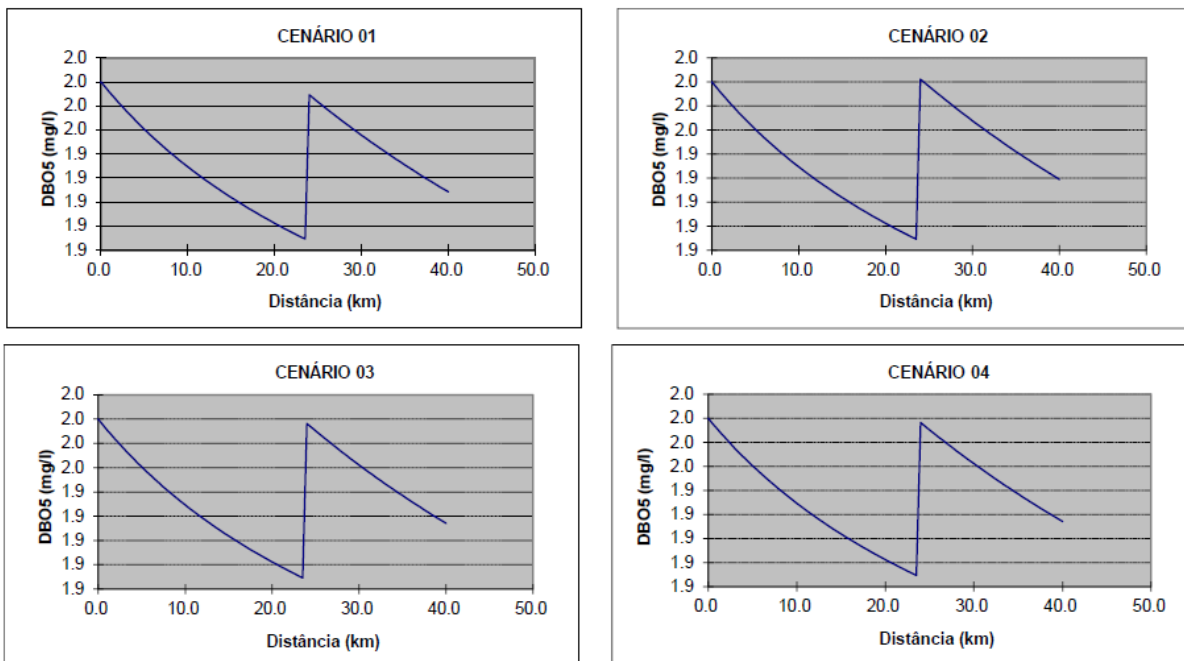
### 5. SUB-BACIA DO RIO DO PEIXE

#### 5.1 Leito principal do rio do Peixe e ribeirão Sujo (município de São Tiago)



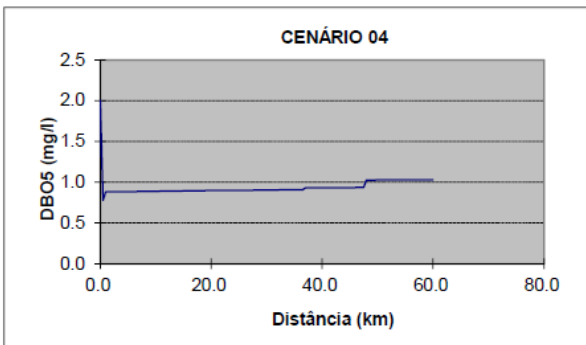
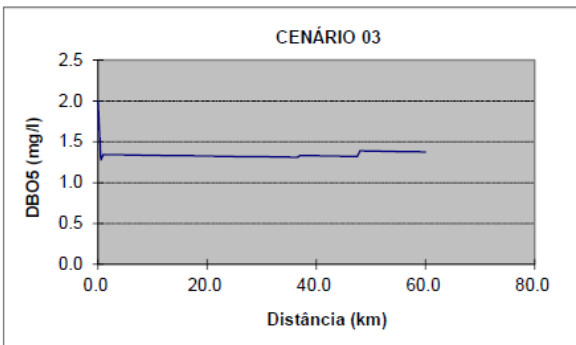
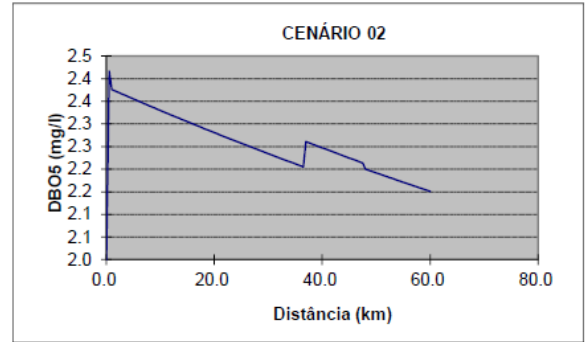
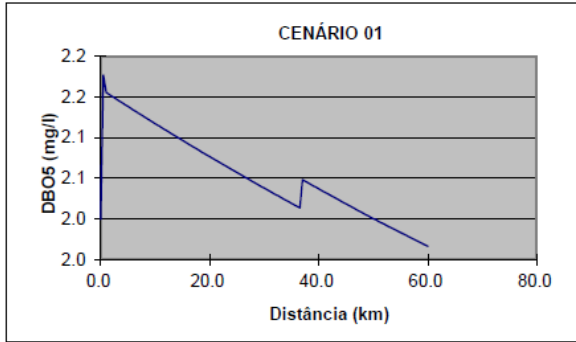
### 6. SUB-BACIA DO RIO BARBA-DE-LOBO

#### 6.1 Leito principal do rio Barba-de-lobo (município de Conceição da Barra de Minas)

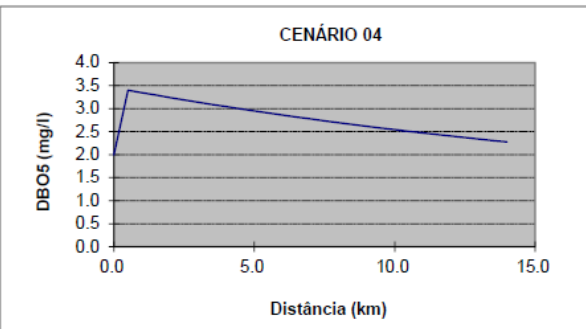
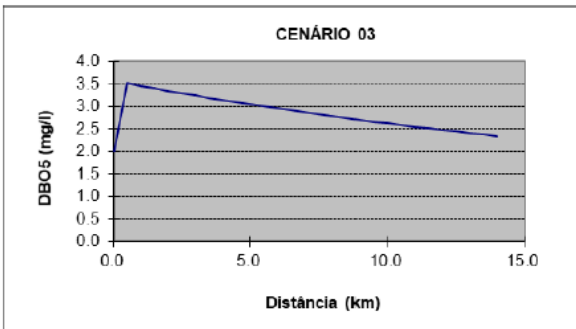
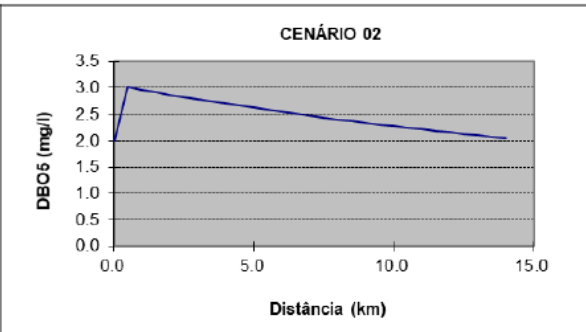
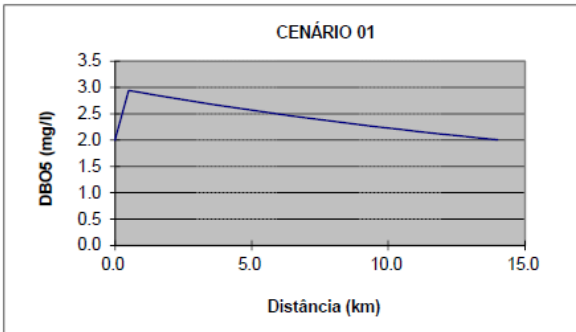


**7. SUB-BACIA DO BAIXO RIO DAS MORTES**

**7.1 Leito principal do rio das Mortes (município de Ibituruna)**

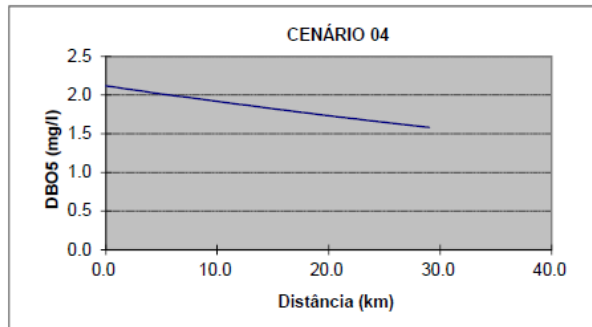
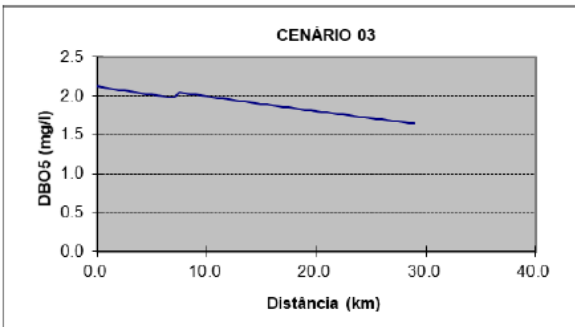
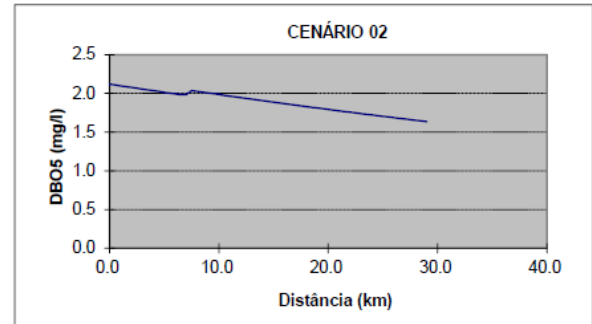
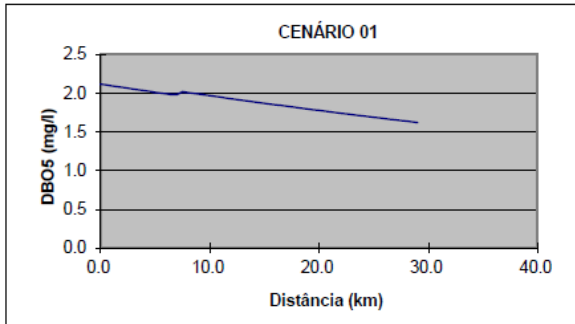


**7.2 Rio Pirapetinga (município de Bom Sucesso)**

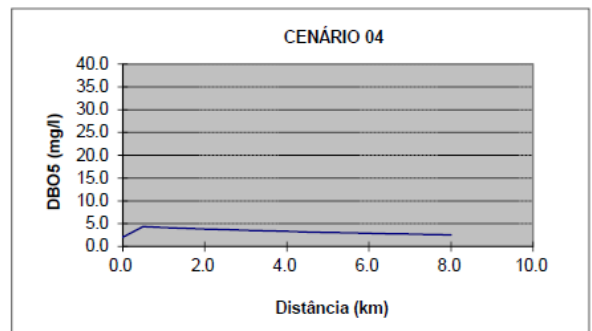
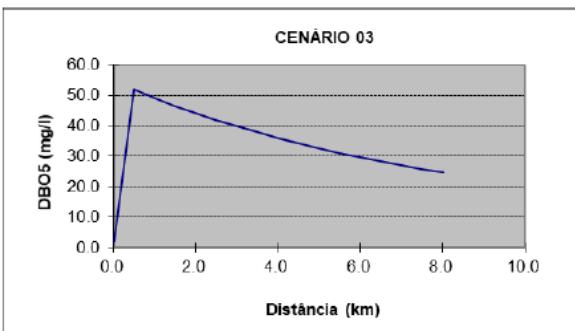
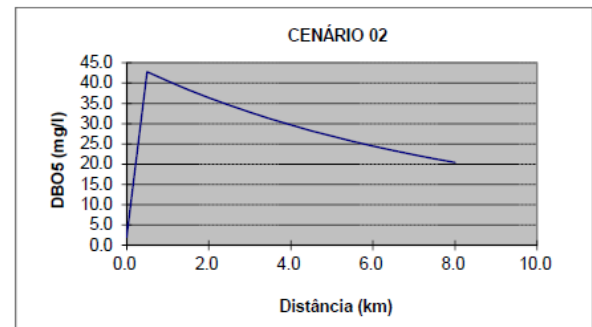
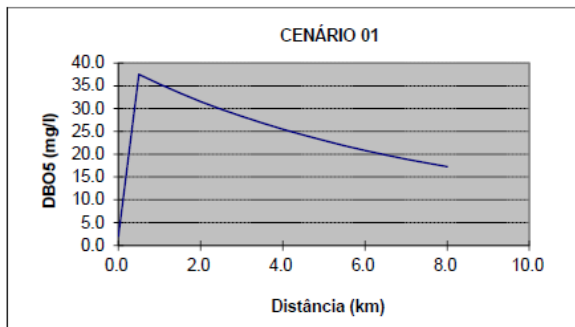


## 8. SUB-BACIA BAIXO DO ALTO RIO GRANDE

### 8.1 Leito principal do rio Grande (município de Ribeirão Vermelho)

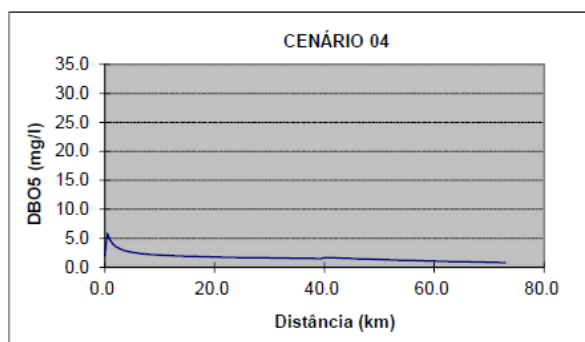
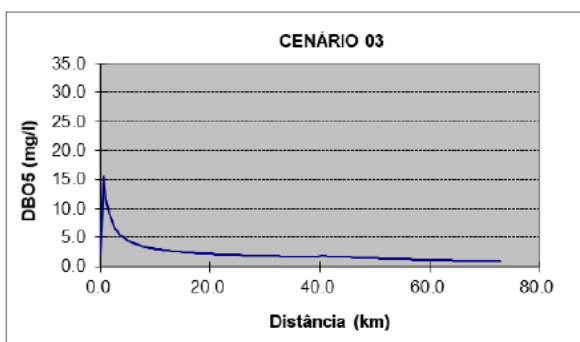
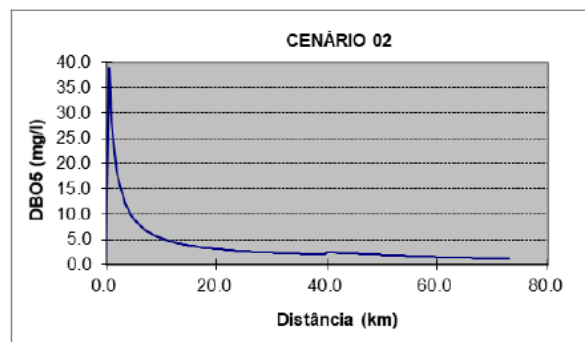
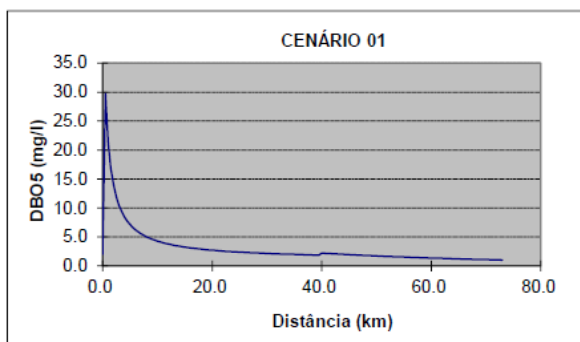


### 8.2 Ribeirão Vermelho (município de Lavras)

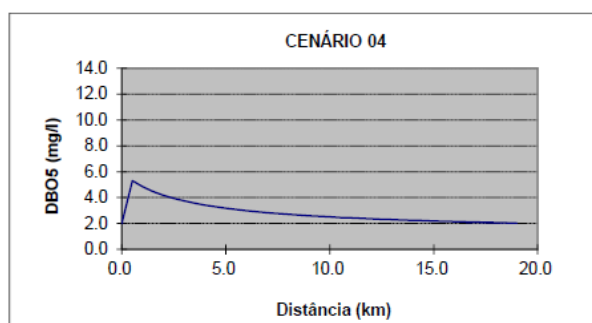
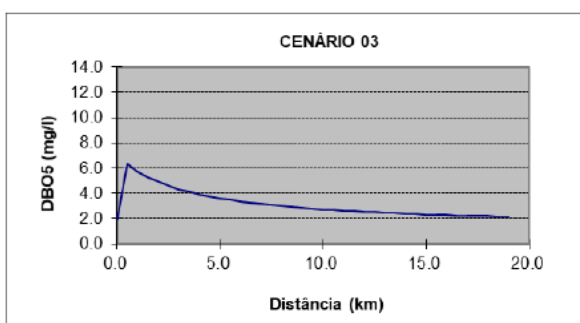
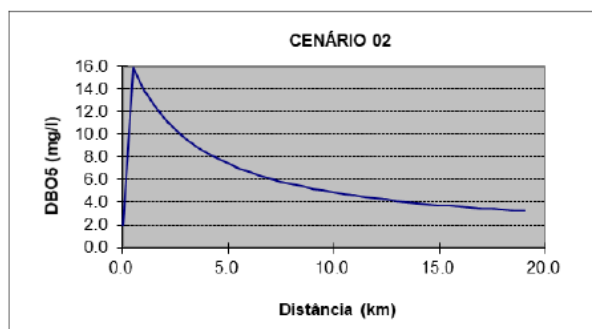
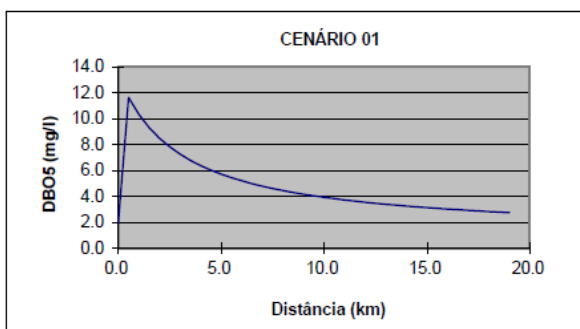


## 9. SUB-BACIA DO RIO DO CERVO

### 9.1 Leito principal do rio do Cervo (município de São Bento do Abade)

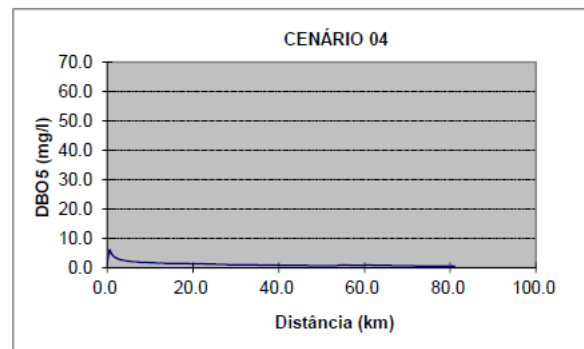
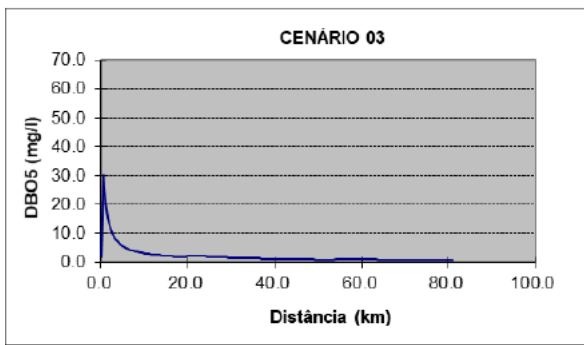
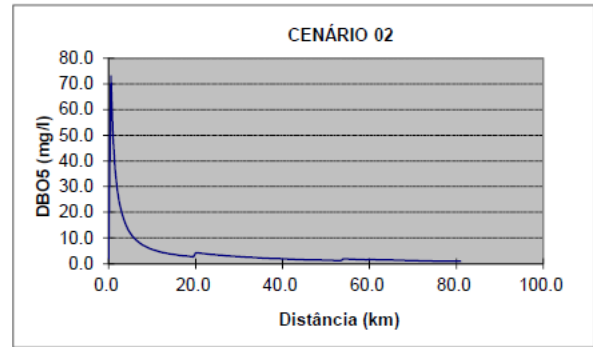
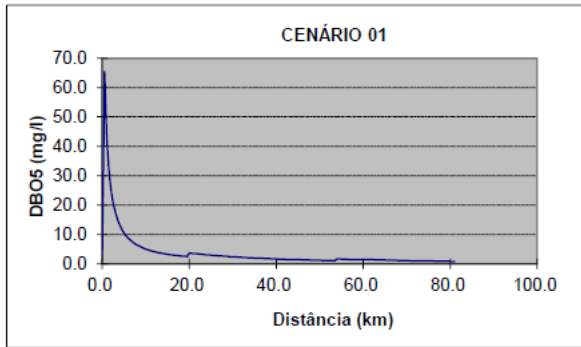


### 9.2 Ribeirão do Salto (município de Carmo da Cachoeira)

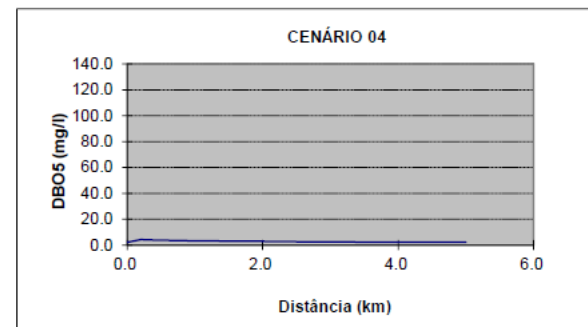
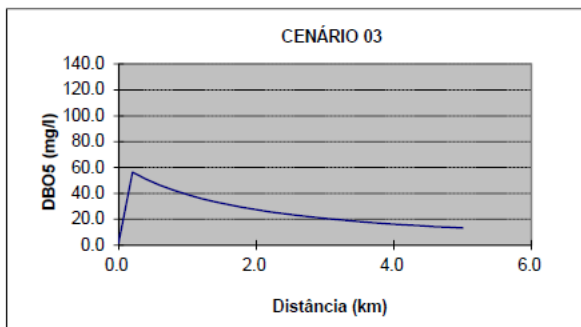
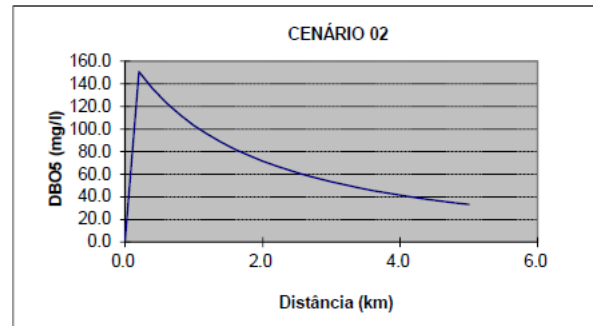
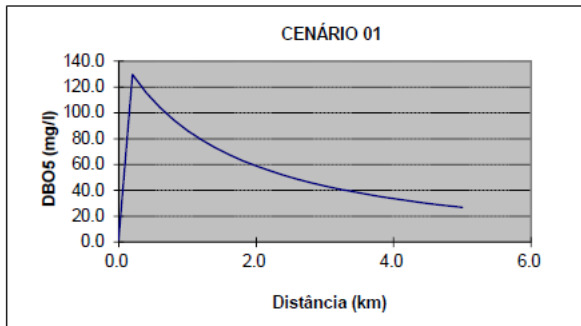


## 10. SUB-BACIA DO RIO JACARÉ

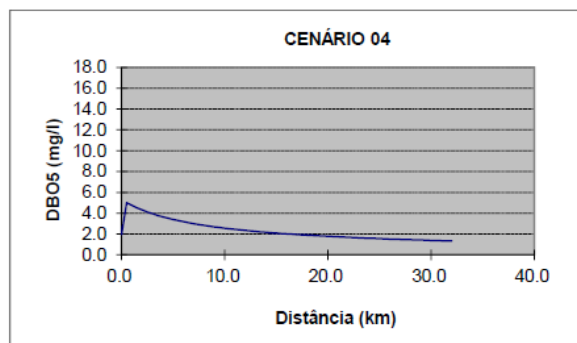
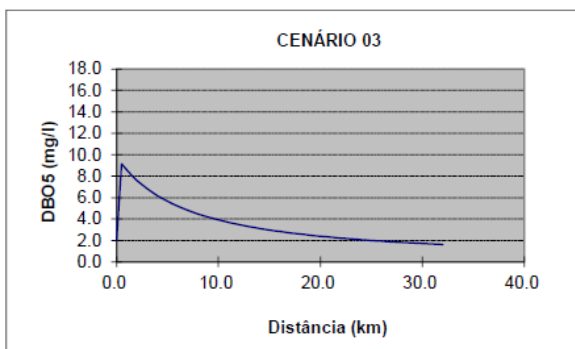
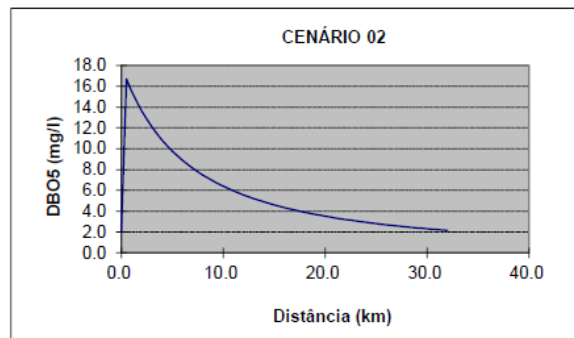
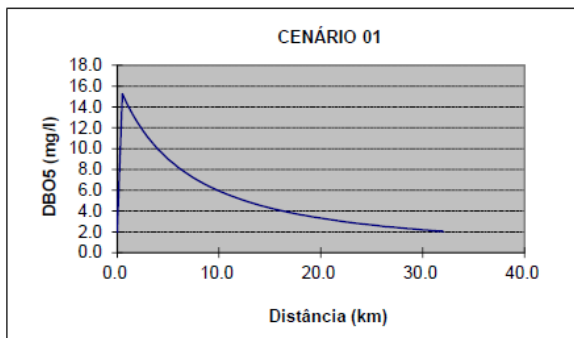
### 10.1 Leito principal do rio Jacaré e Ribeirão Maracanã (município de Oliveira)



### 10.2 Córrego Machadinha (município de São Francisco de Paula)



## 10.3 Rio do Amparo (município de Santo Antônio do Amparo)



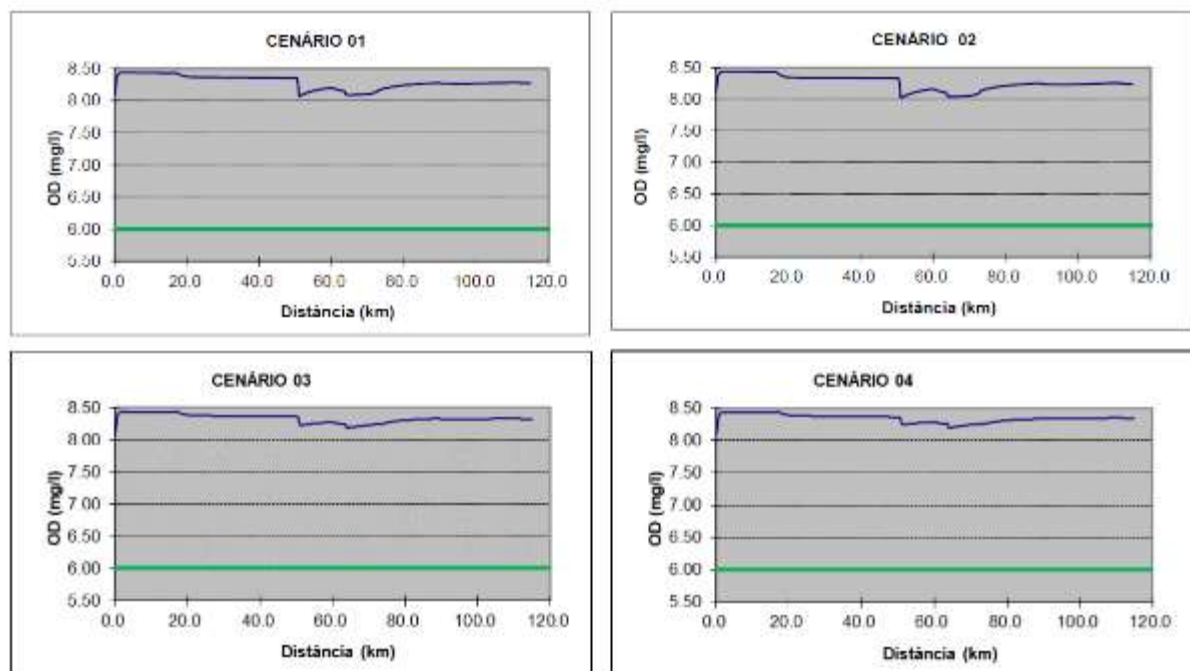
**APÊNDICE K - Perfis Longitudinais para os cursos d'água modelados – OD**

## Perfis Longitudinais para os cursos d'água modelados

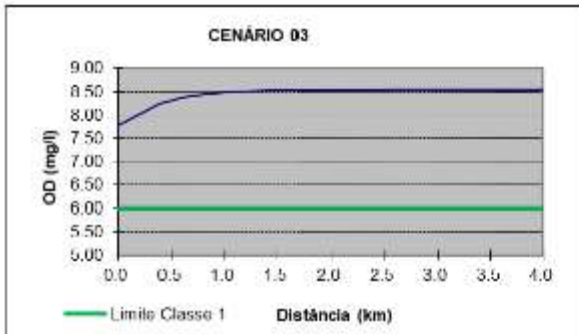
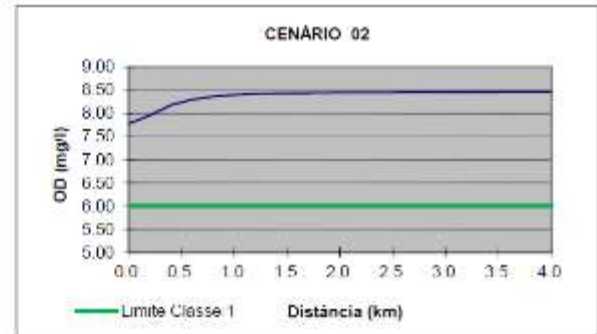
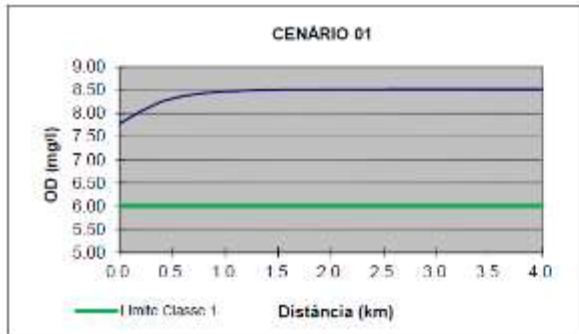
## Oxigênio Dissolvido - OD

## 1. SUB-BACIA DO ALTO RIO DAS MORTES

## 1.1 Leito Principal do rio das Mortes

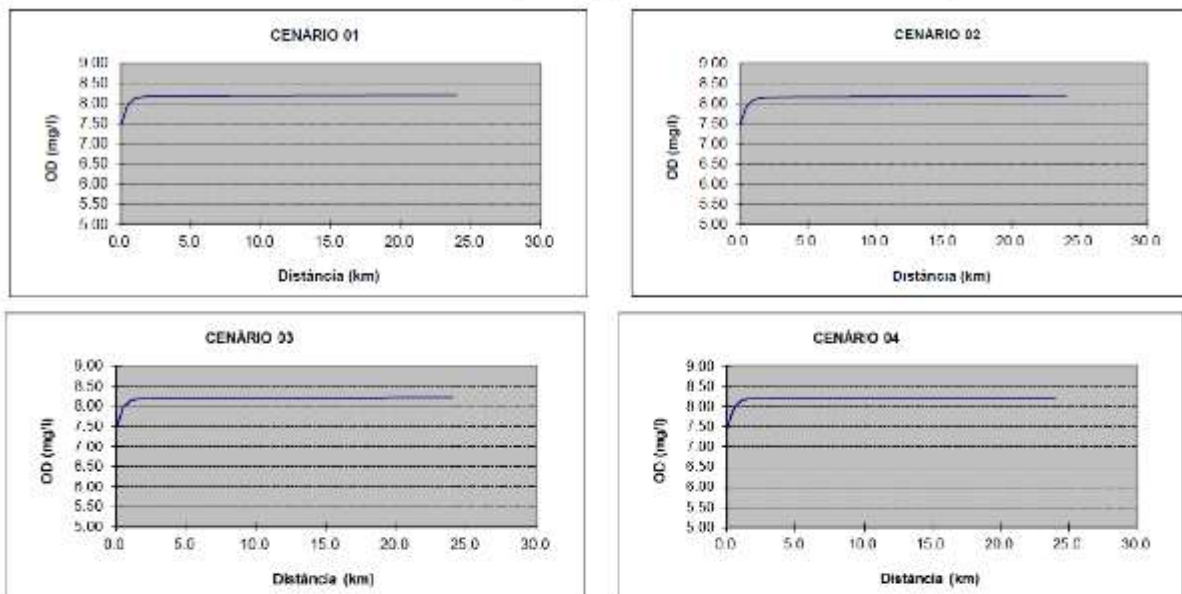


## 1.2 Ribeirão Bandeirinha (Município de Antônio Carlos)

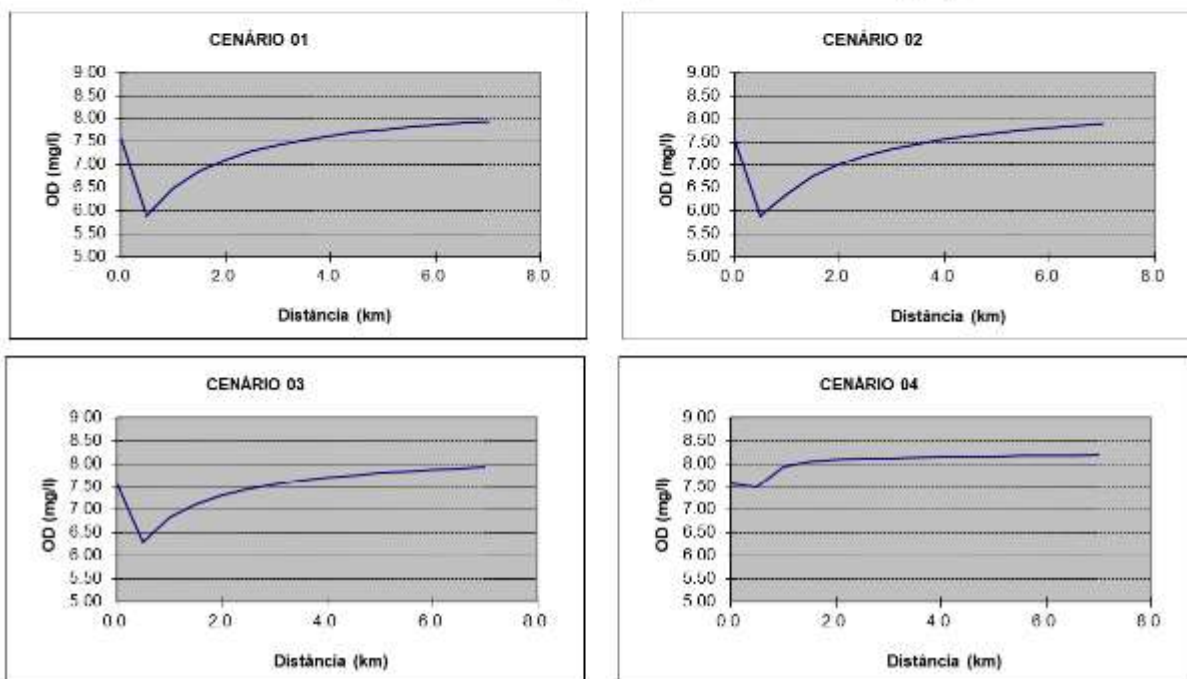




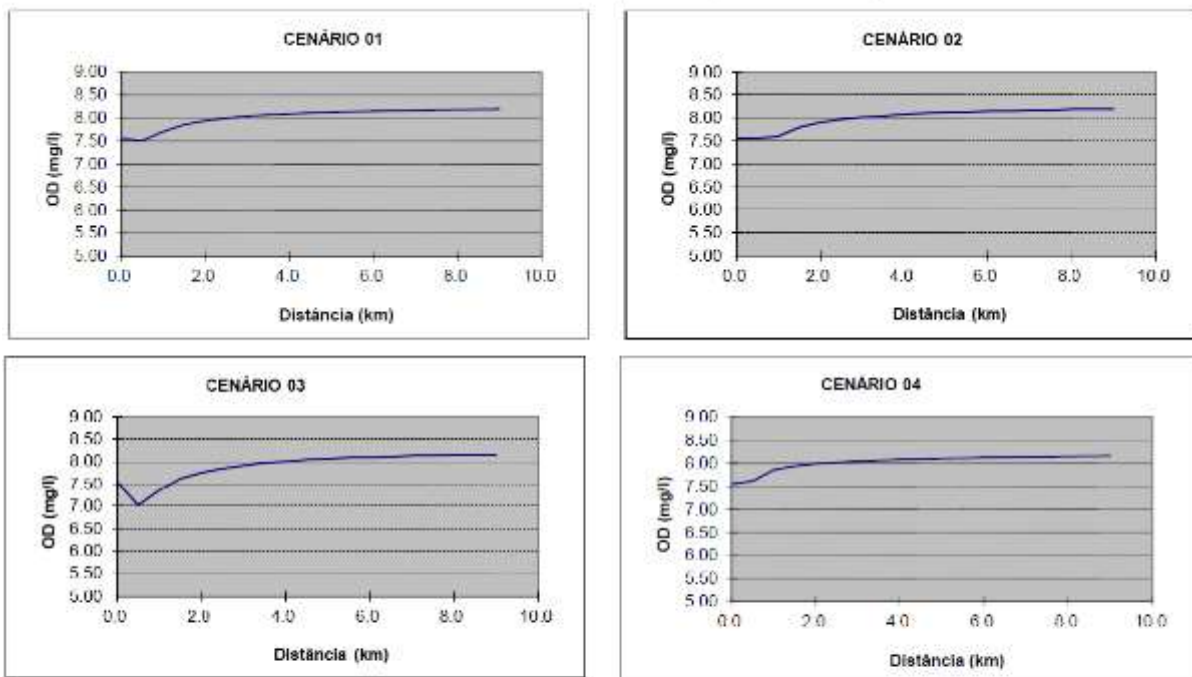
## 1.5 Ribeirão Loures (Município de Alfredo Vasconcelos)



## 1.6 Ribeirão do Patúsca (Município de Dolores de Campos)

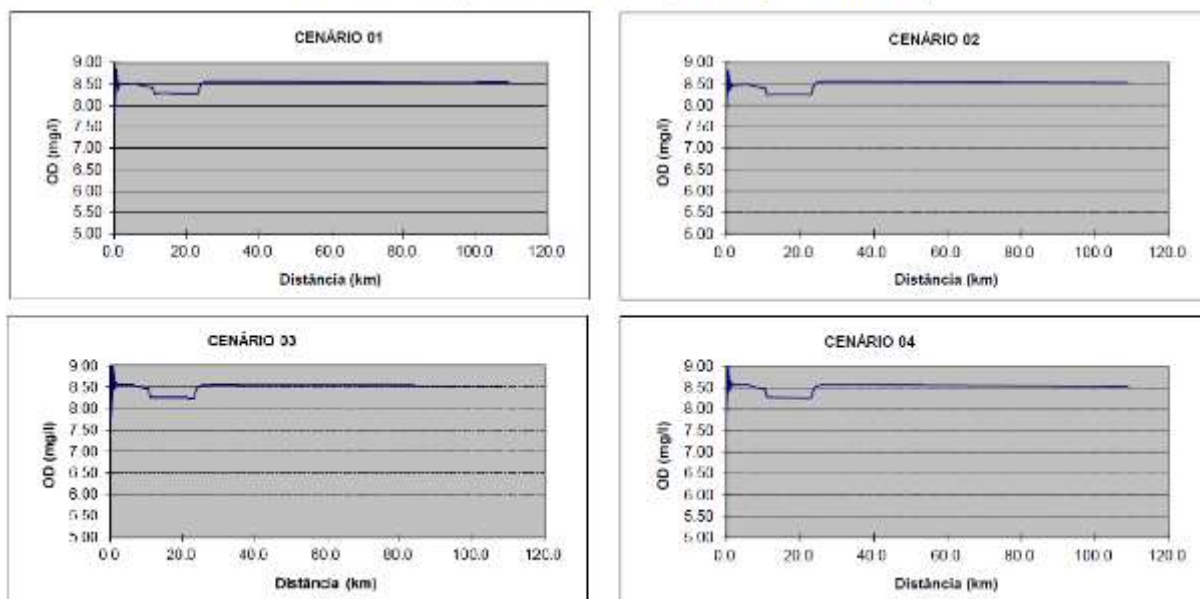


### 1.7 Ribeirão do Pinhão (Município de Prados)



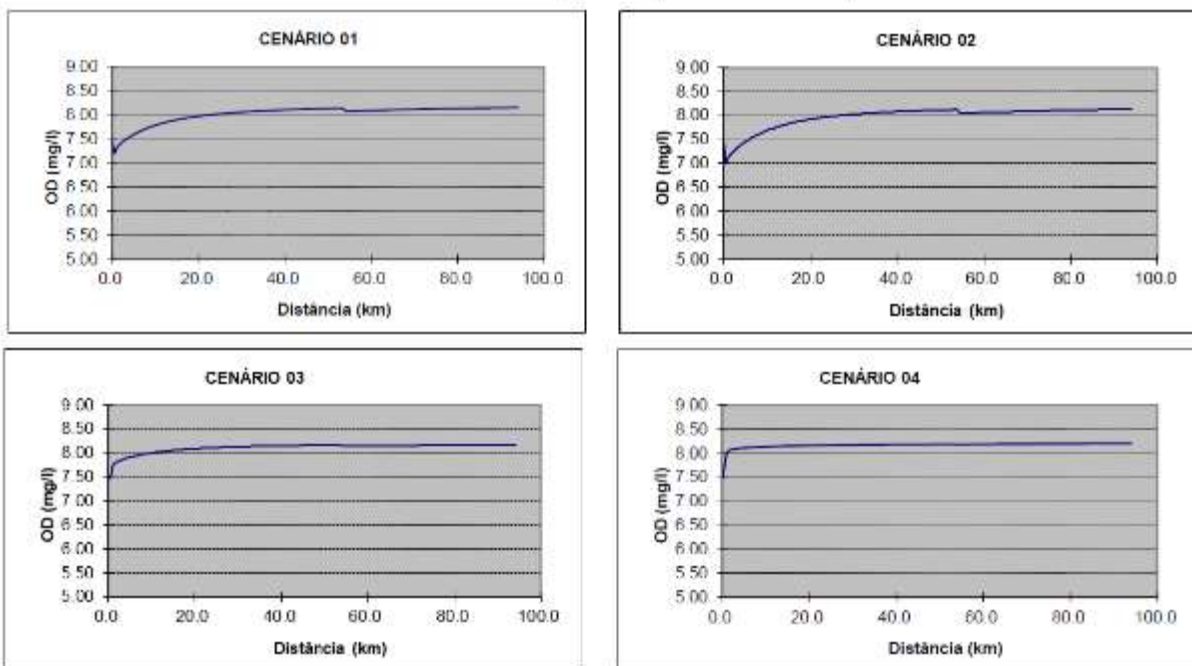
## 2. SUB-BACIA DO RIO ELVAS

### 2.1 Leito Principal do rio Elvas (e córrego Santa Rita)

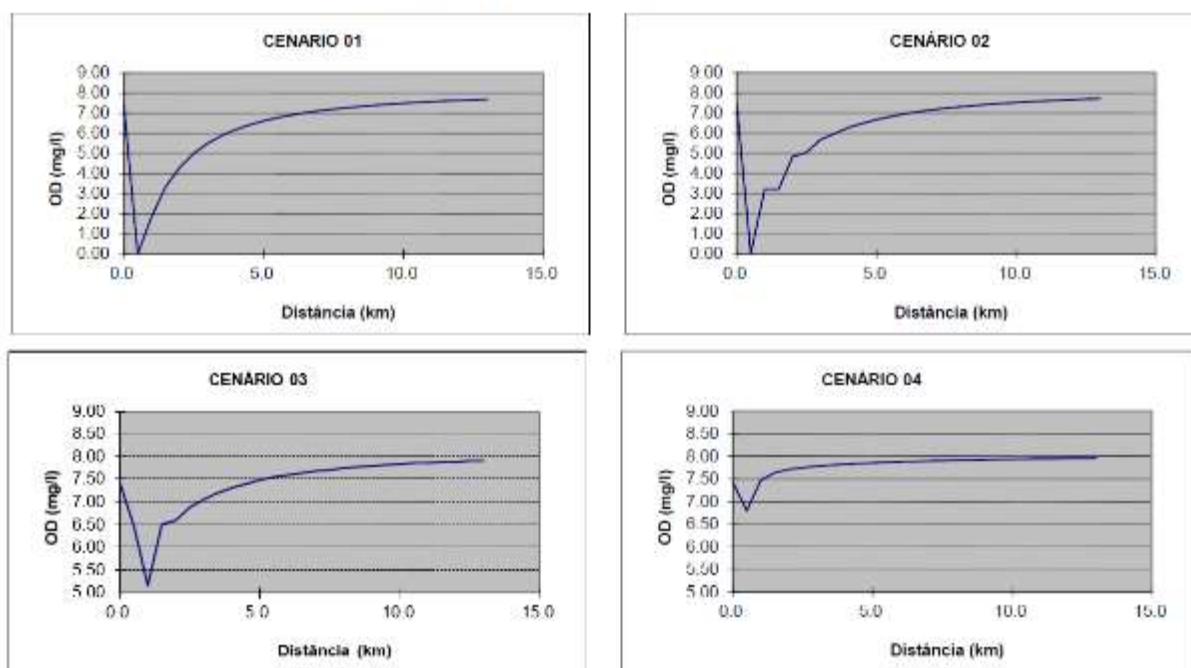


### 3. SUB-BACIA DO RIO CARANDAÍ

#### 3.1 Rio Carandaí (município de Carandaí)

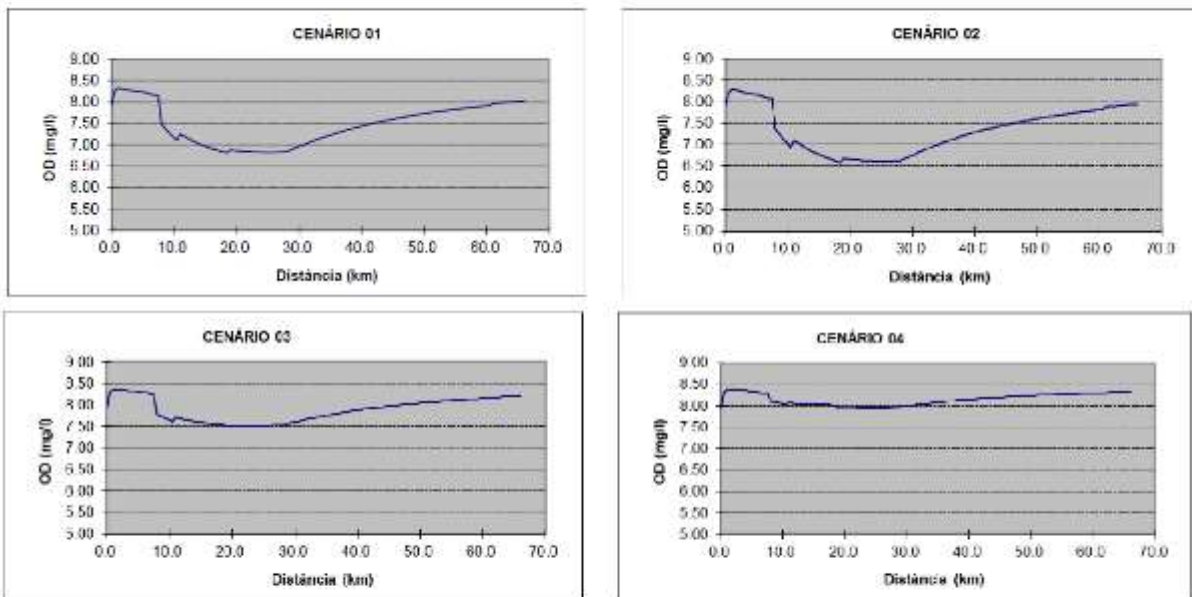


#### 3.2 Ribeirão Tanque (município de Lagoa Dourada)

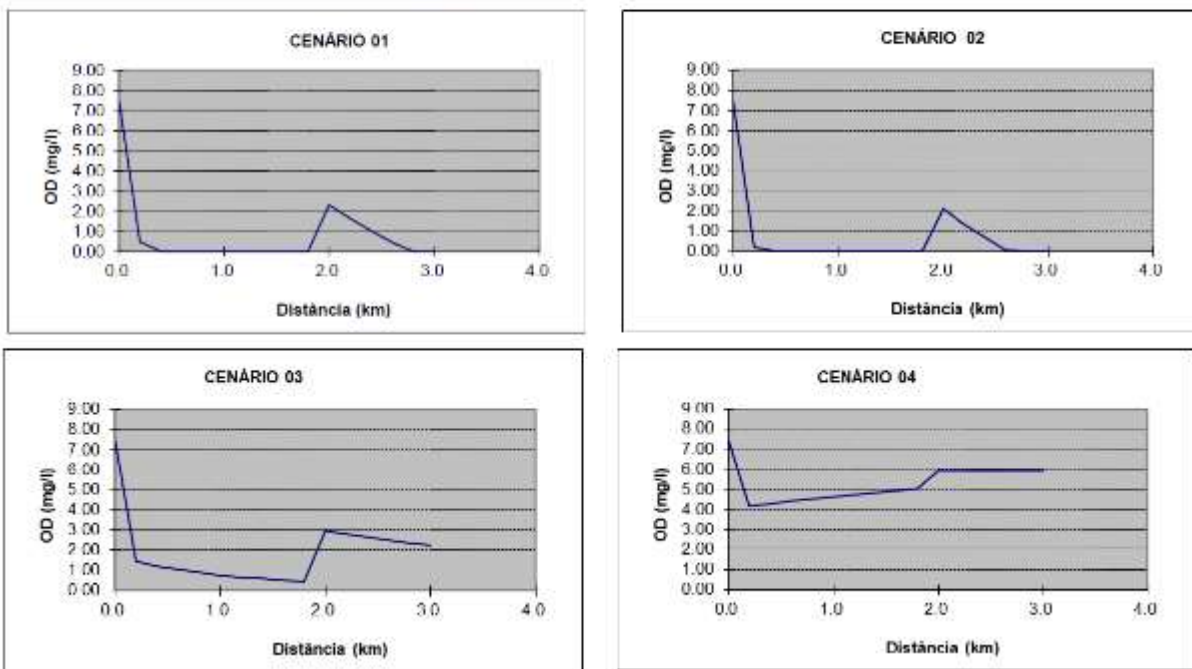


### 4. SUB-BACIA DO MÉDIO RIO DAS MORTES

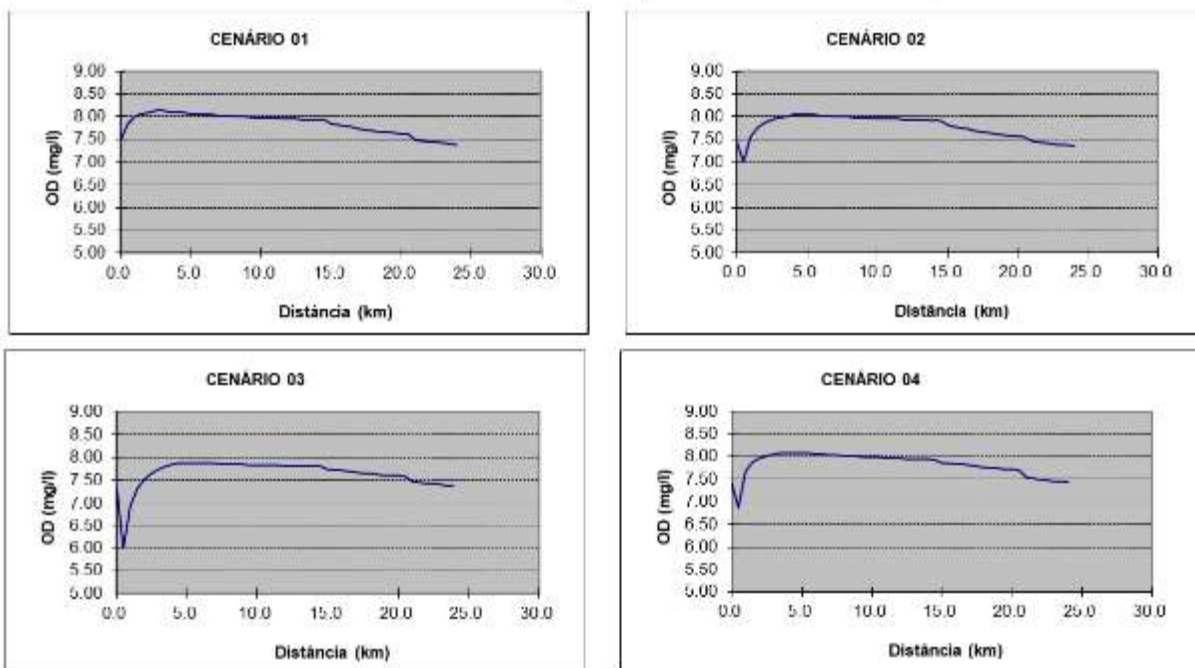
#### 4.1 Leito principal do rio das Mortes (município de Santa Cruz de Minas)



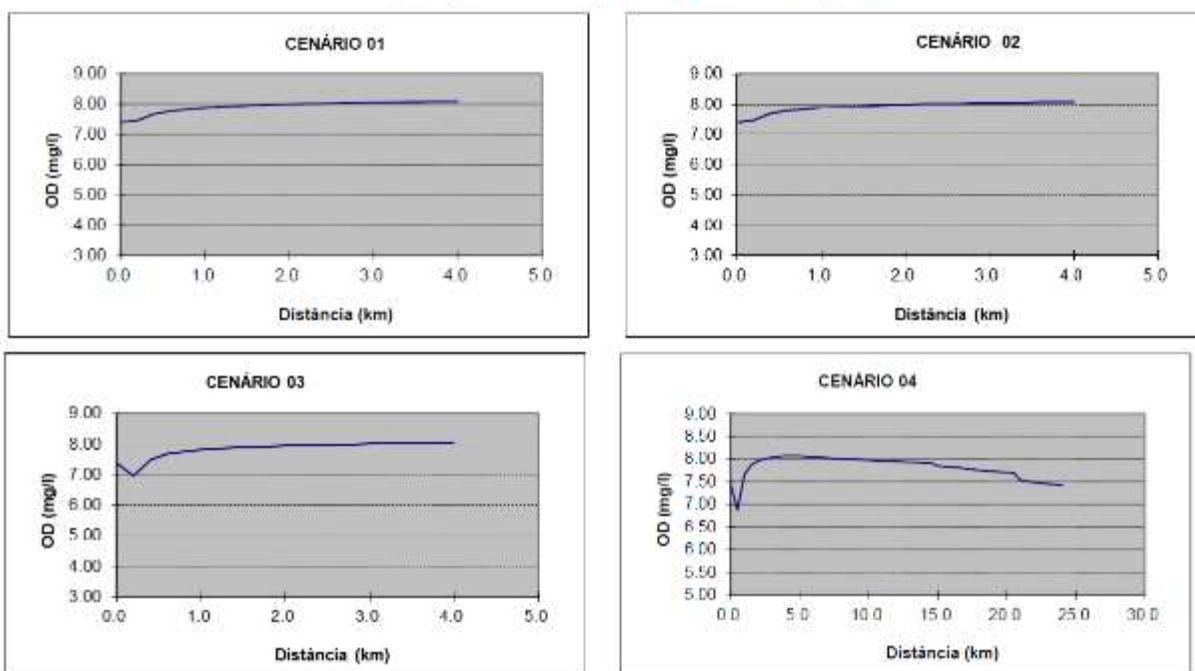
#### 4.2 Ribeirão Água Limpa (município de São João Del Rei)



## 4.3 Rio Santo Antônio (município de Resende Costa)

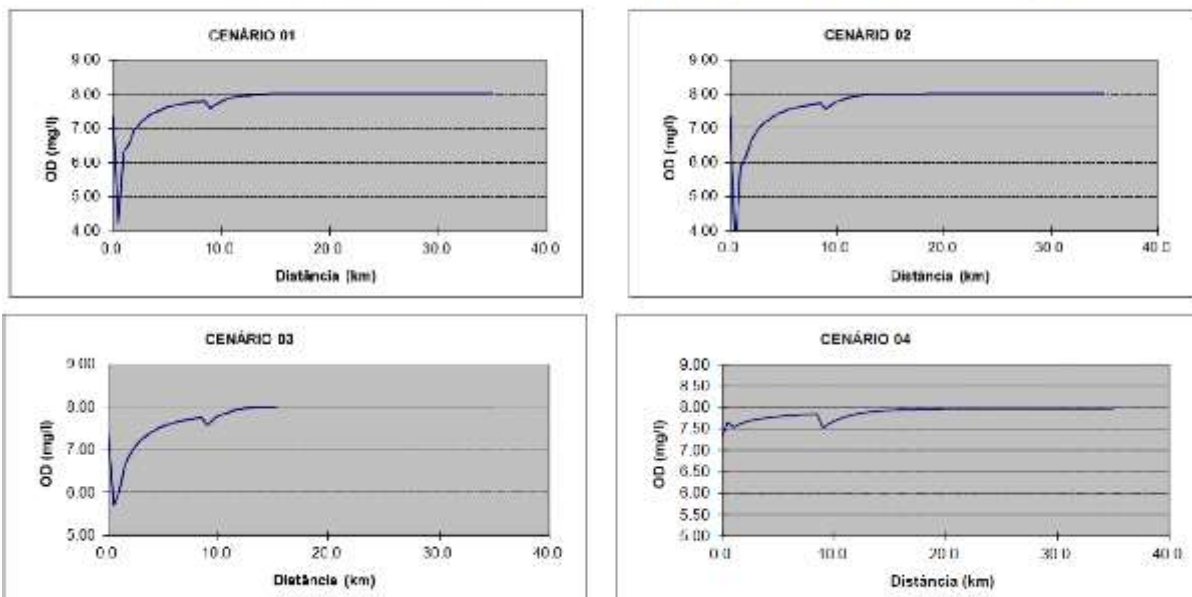


## 4.4 Córrego do Paiol (município de Ritópolis)



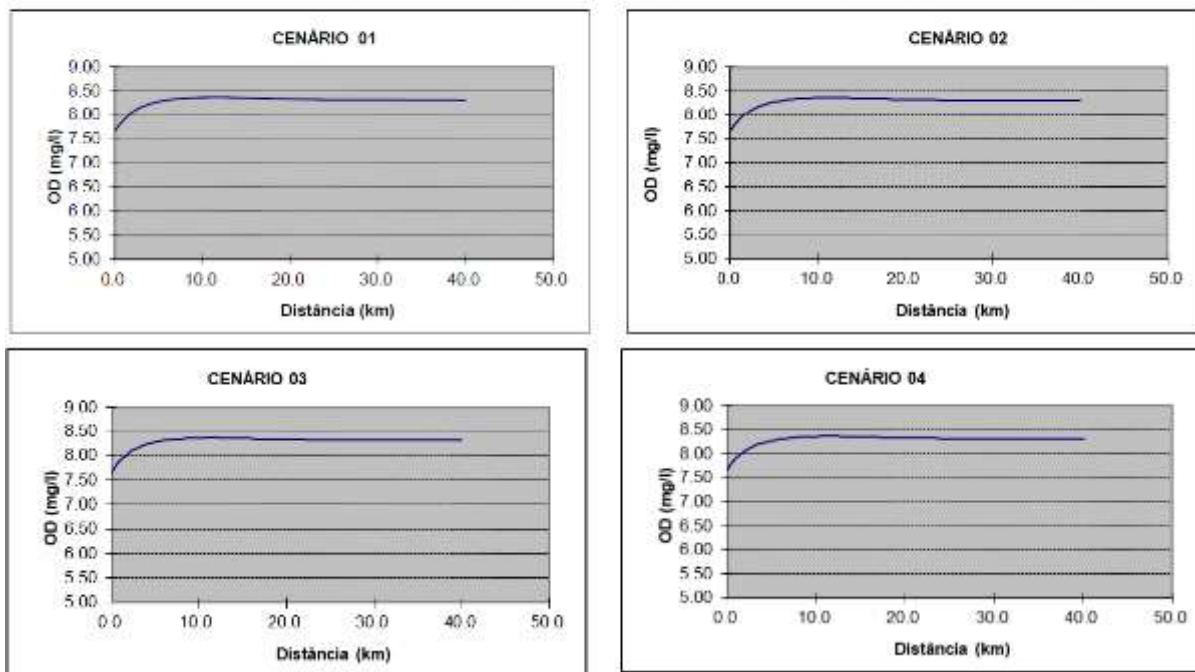
## 5. SUB-BACIA DO RIO DO PEIXE

### 5.1 Leito principal do rio do Peixe e ribeirão Sujo (município de São Tiago)



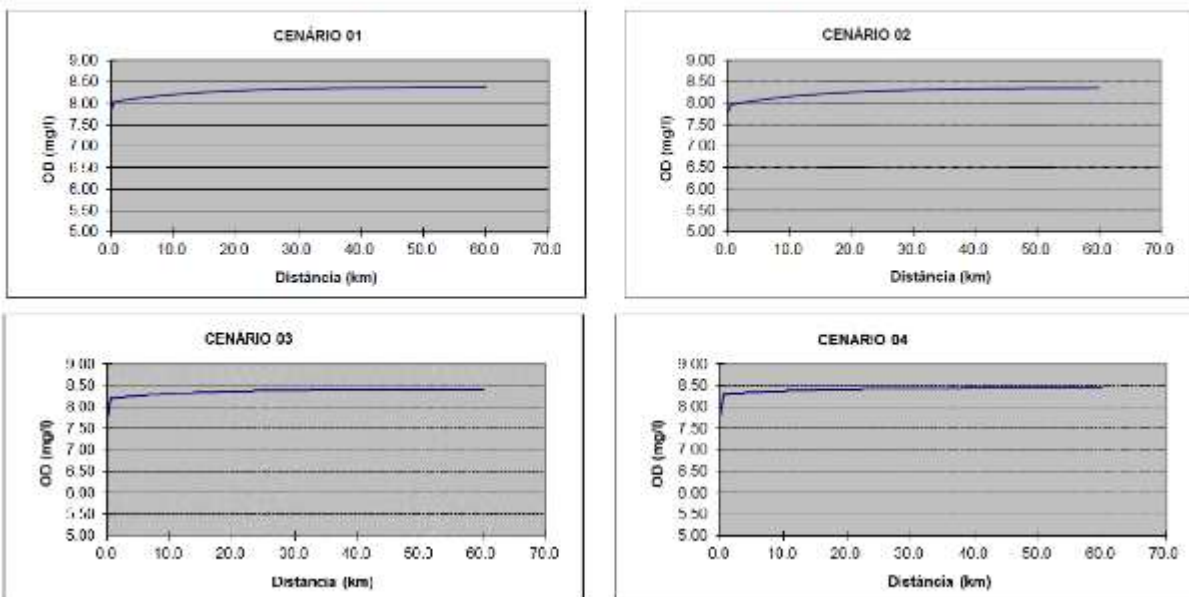
## 6. SUB-BACIA DO RIO BARBA-DE-LOBO

### 6.1 Leito principal do rio Barba-de-lobo (município de Conceição da Barra de Minas)

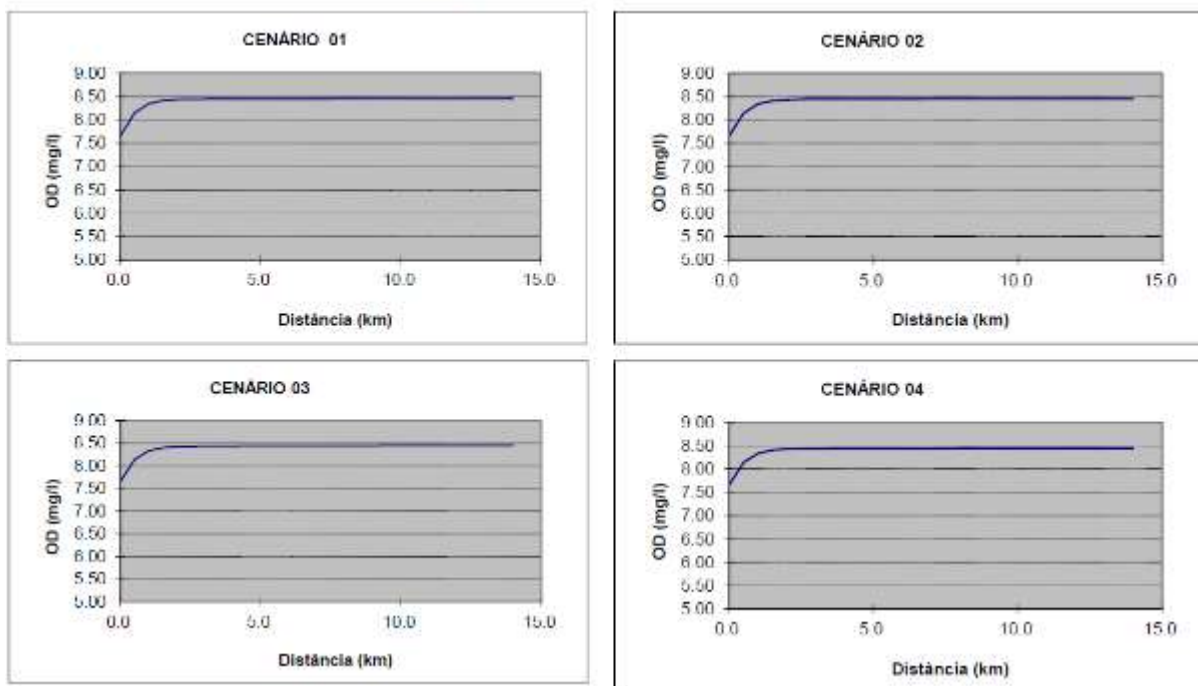


### 7. SUB-BACIA DO BAIXO RIO DAS MORTES

#### 7.1 Leito principal do rio das Mortes (município de Ibituruna)

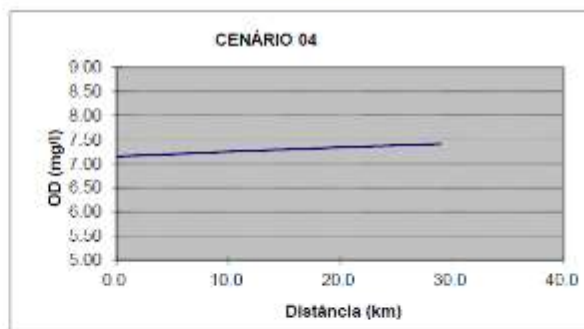
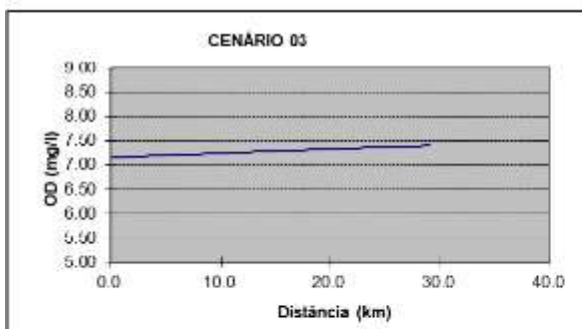
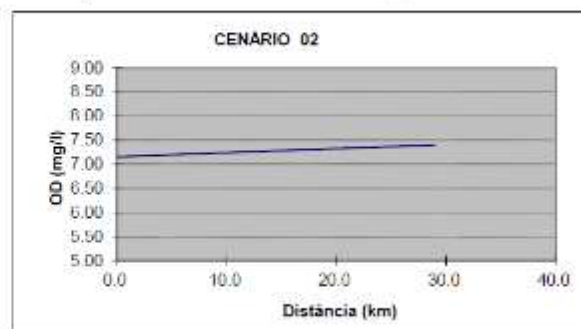
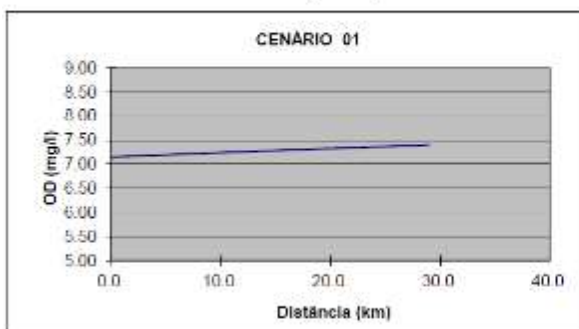


#### 7.2 Rio Pirapetinga (município de Bom Sucesso)

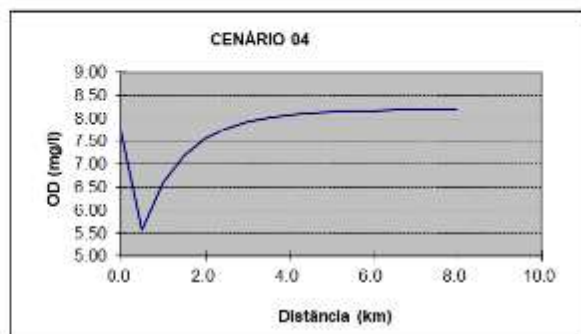
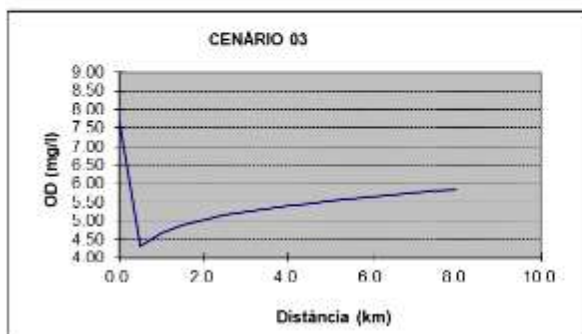
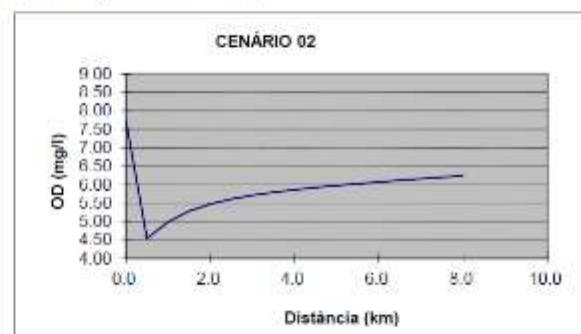
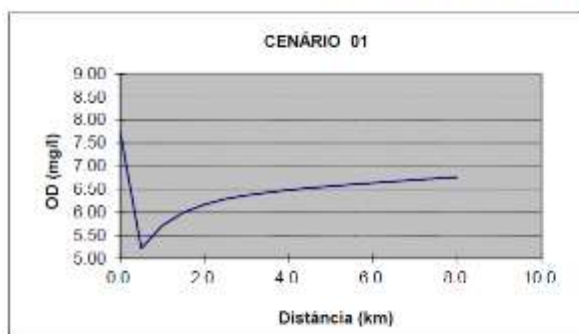


## 8. SUB-BACIA DO BAIXO DO ALTO RIO GRANDE

### 8.1 Leito principal do rio Grande (município de Ribeirão Vermelho)

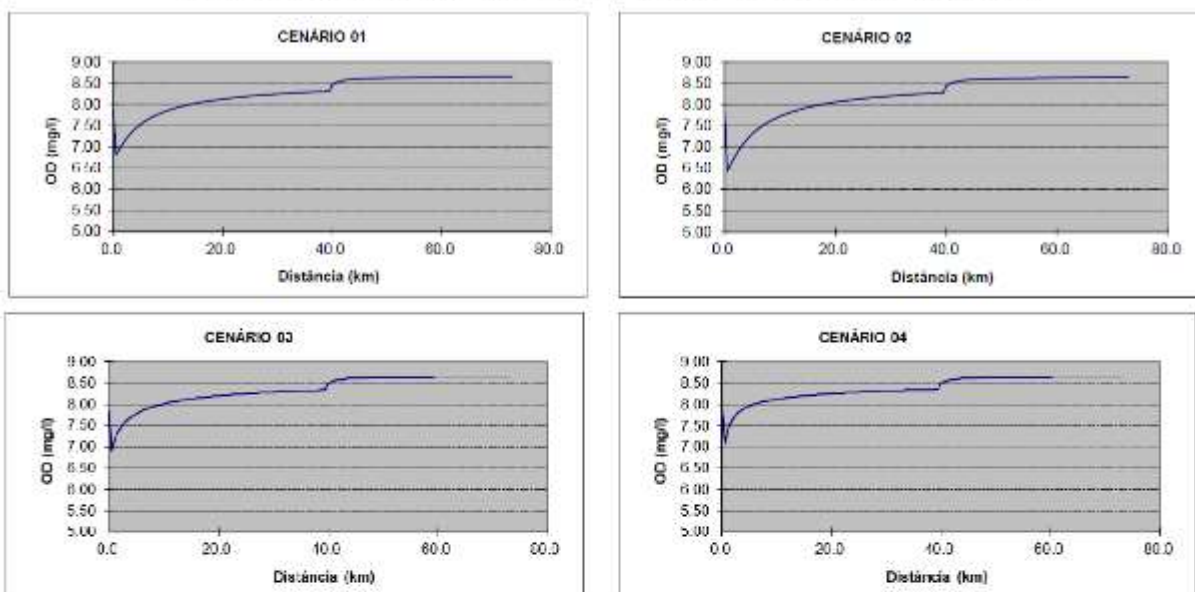


### 8.2 Ribeirão Vermelho (município de Lavras)

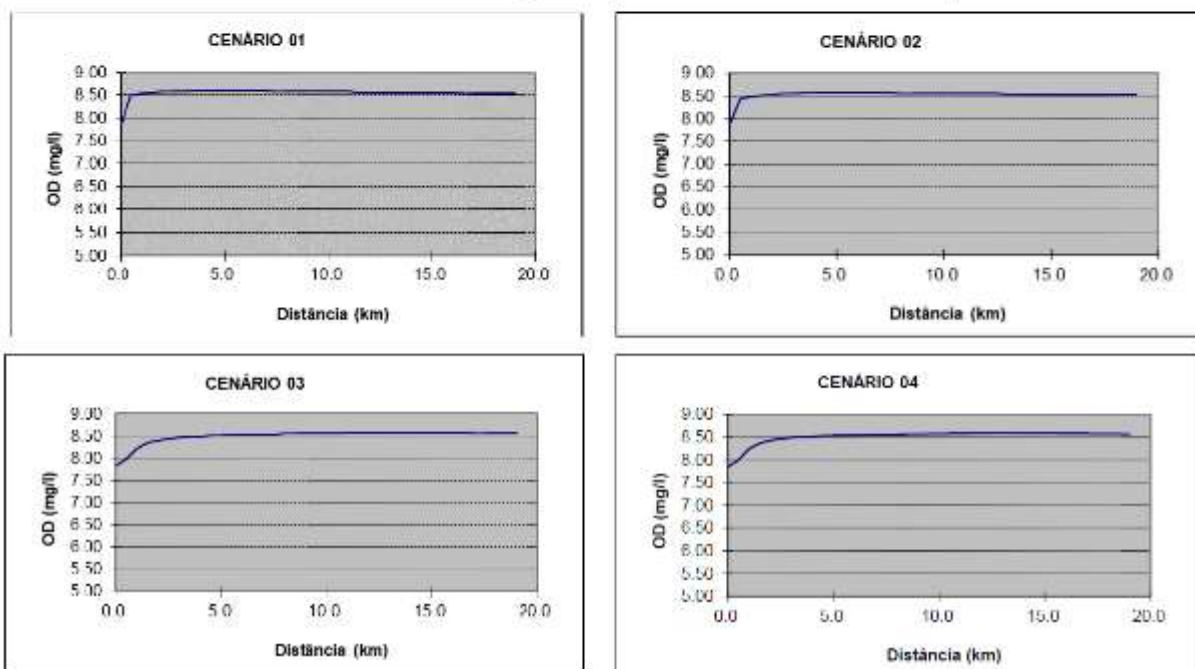


## 9. SUB-BACIA DO RIO DO CERVO

### 9.1 Leito principal do rio do Cervo (município de São Bento do Abade)

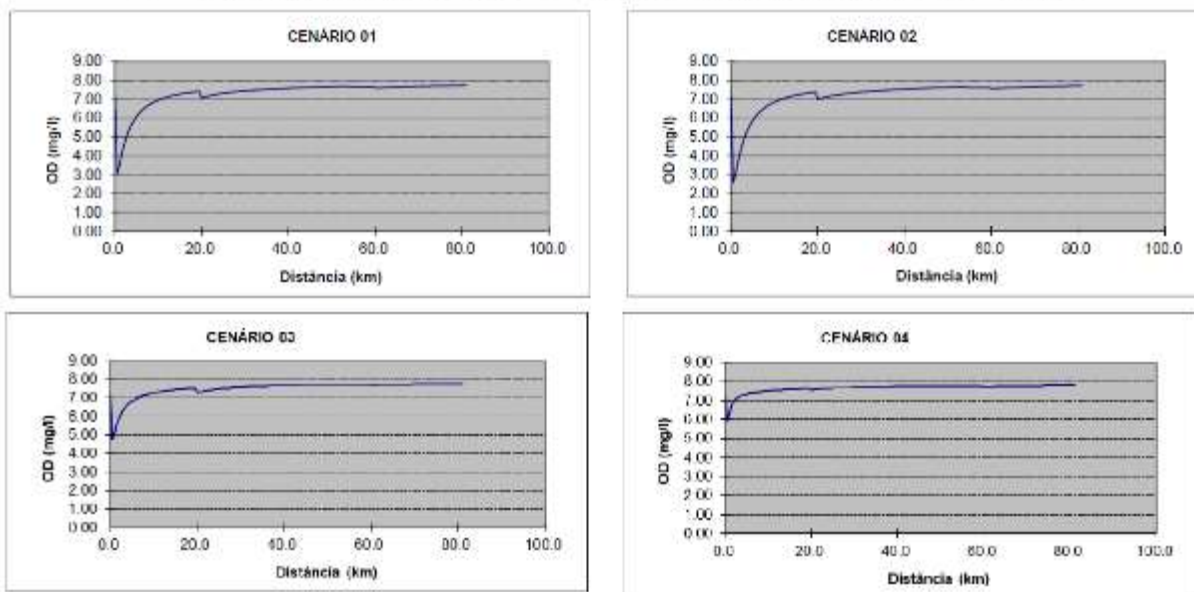


### 9.2 Ribeirão do Salto (município de Carmo da Cachoeira)

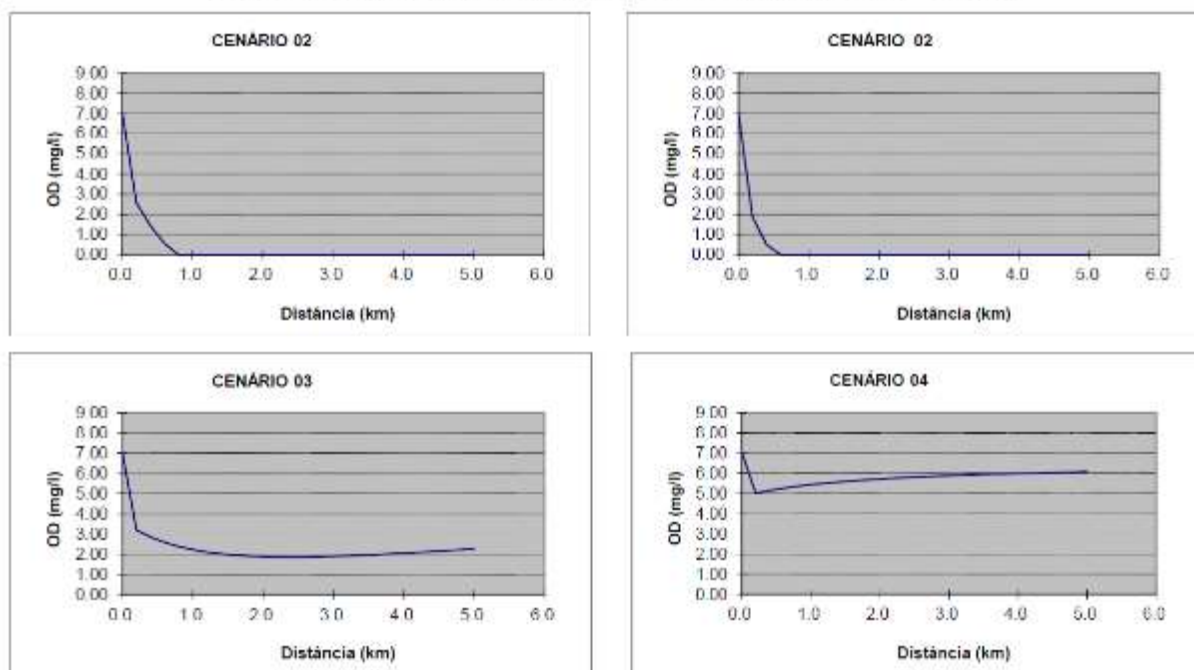


## 10. SUB-BACIA DO RIO JACARÉ

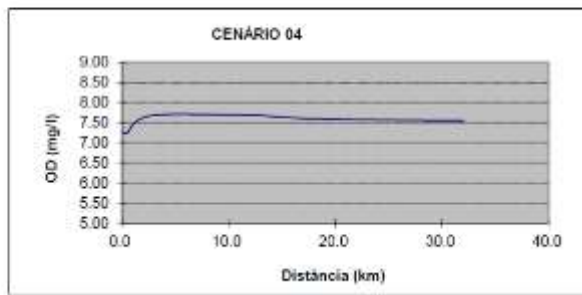
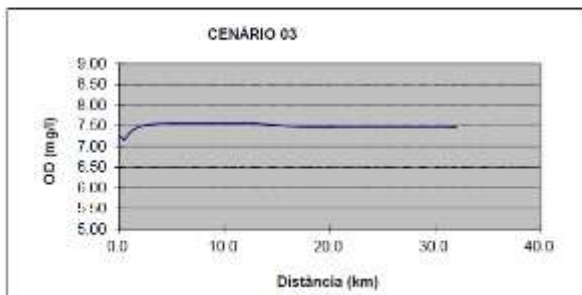
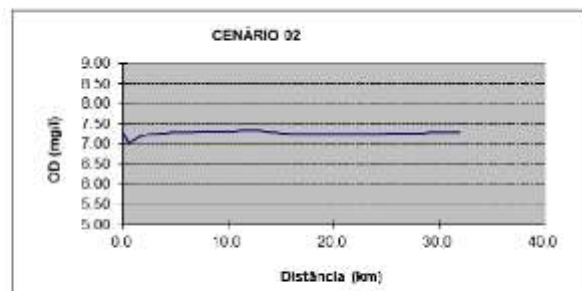
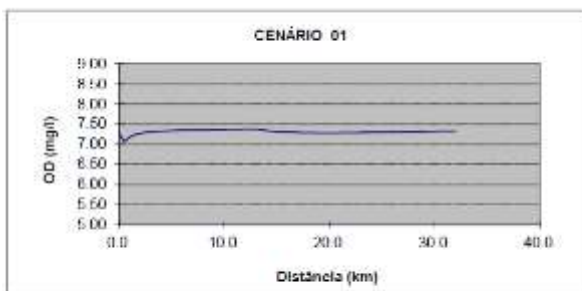
### 10.1 Leito principal do rio Jacaré e Ribeirão Maracanã (município de Oliveira)



### 10.2 Córrego Machadinha (município de São Francisco de Paula)



## 10.3 Rio do Amparo (município de Santo Antônio do Amparo)

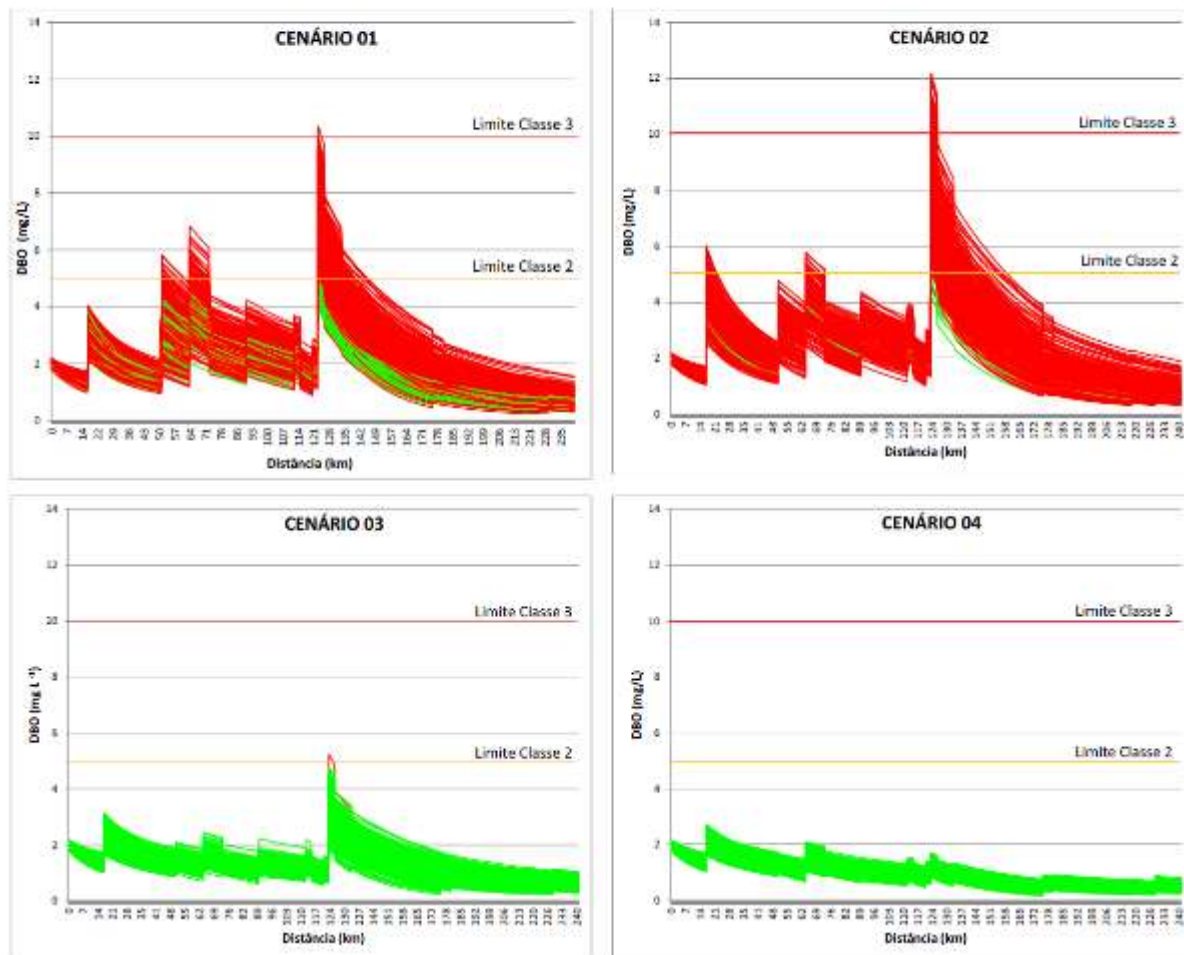


**APÊNDICE L – Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais -  
DBO**

## Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais

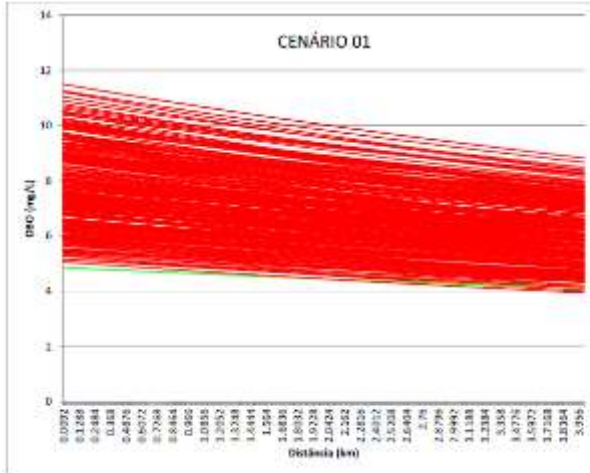
## Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO

## 1. LEITO PRINCIPAL DO RIO DAS MORTES

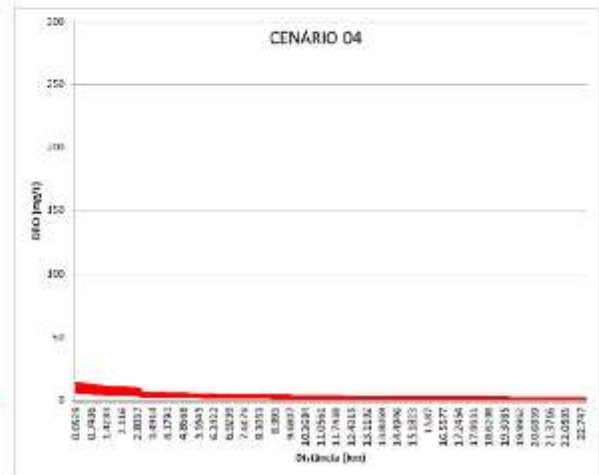
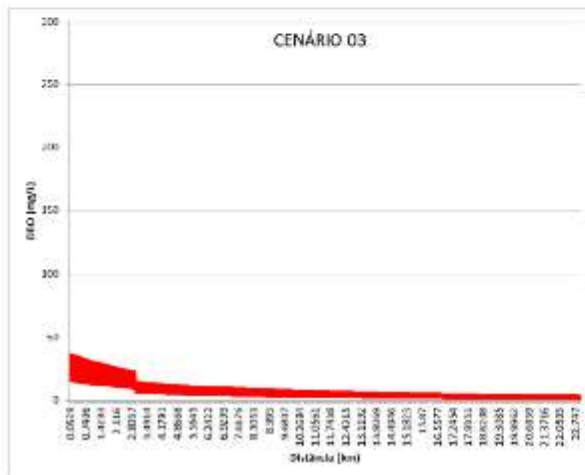
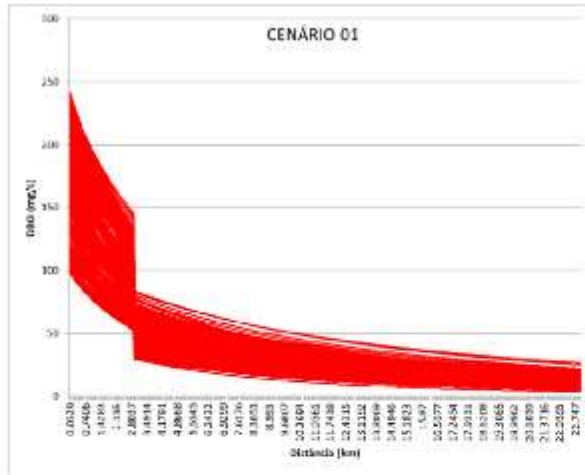


## 2. SUB-BACIA DO ALTO RIO DAS MORTES

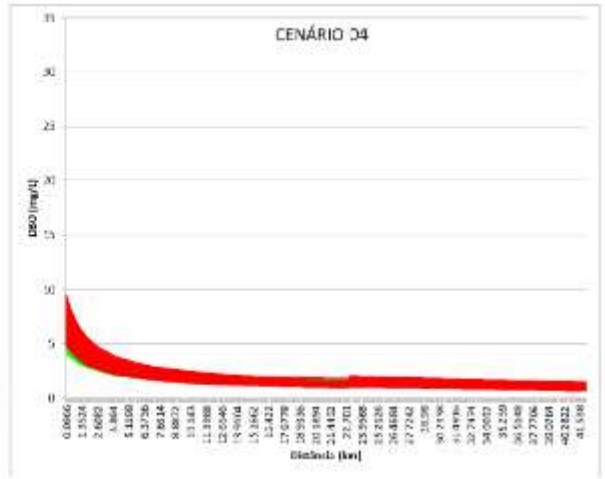
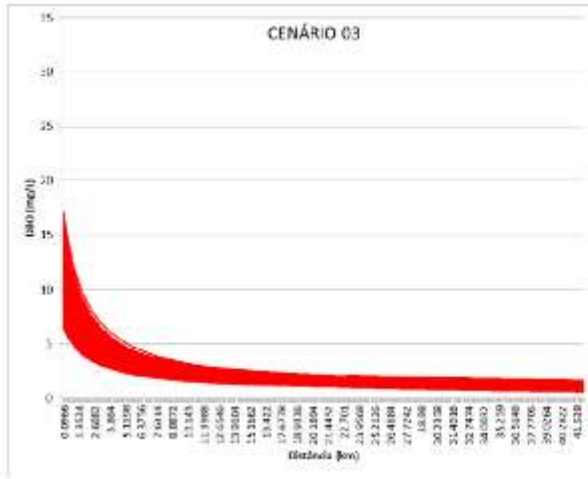
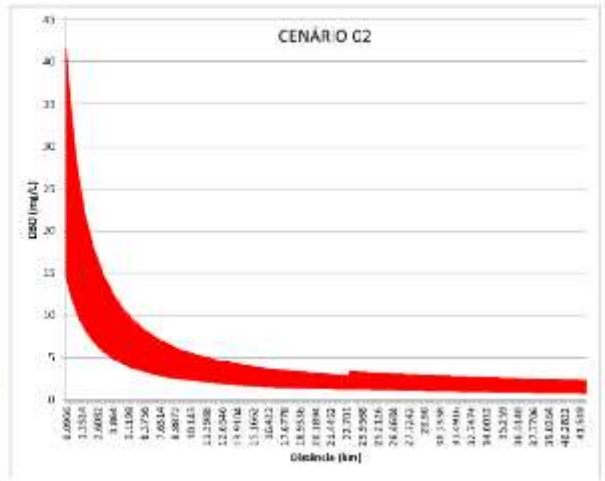
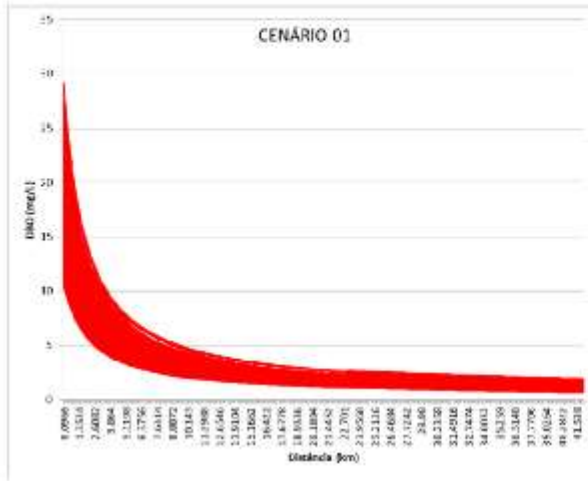
### 2.1 Ribeirão Bandeirinha (Município de Antônio Carlos)



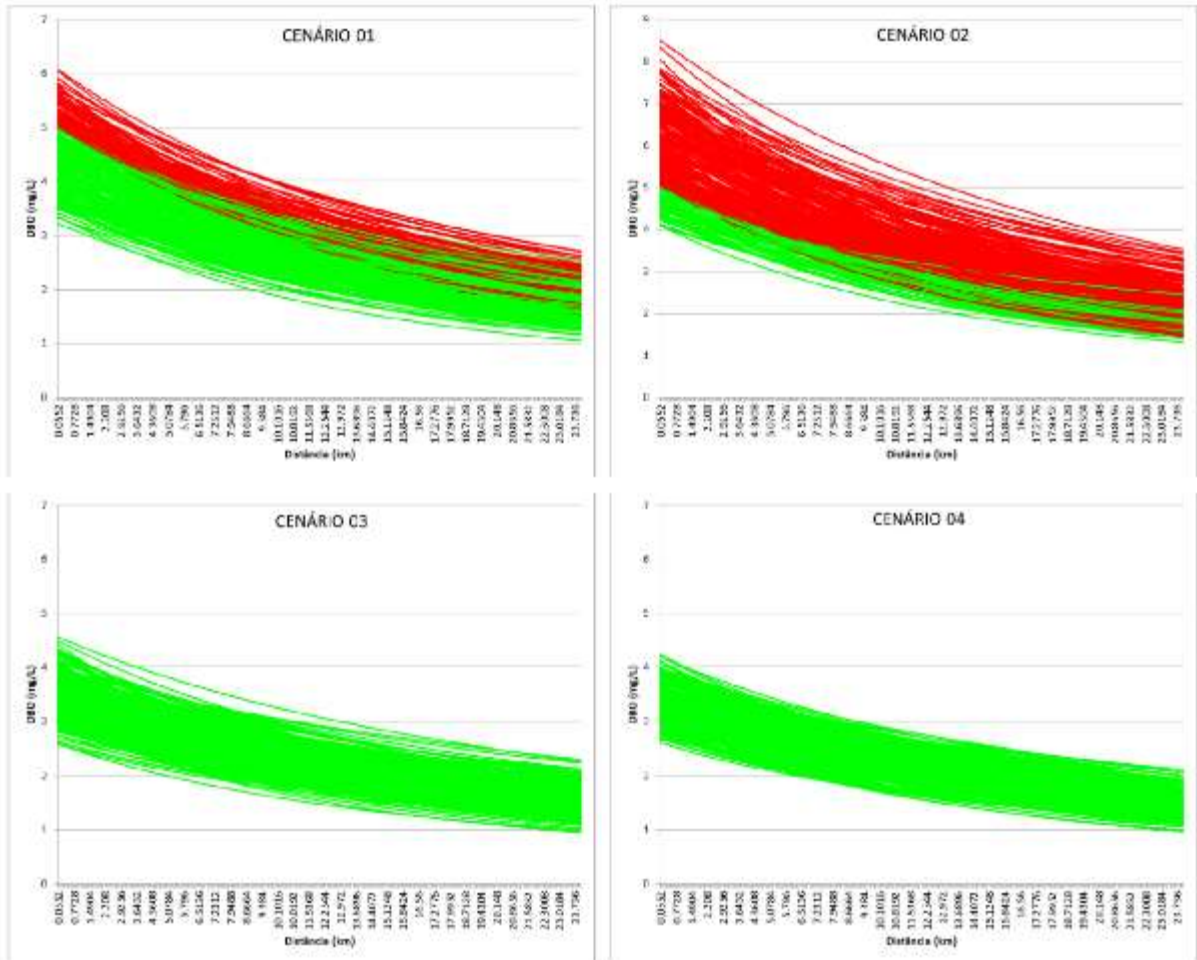
2.2 Ribeirão Caieiros (Município de Barbacena)



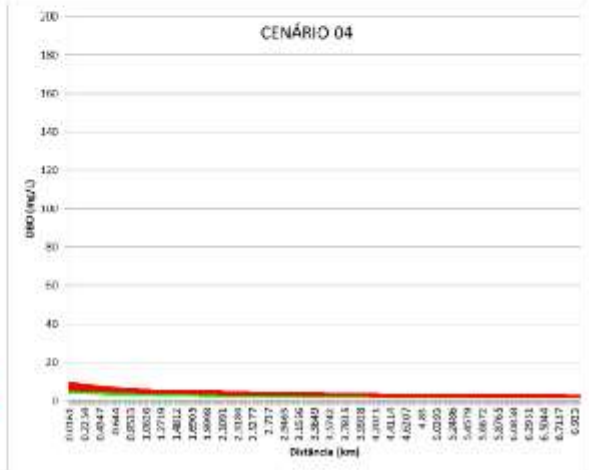
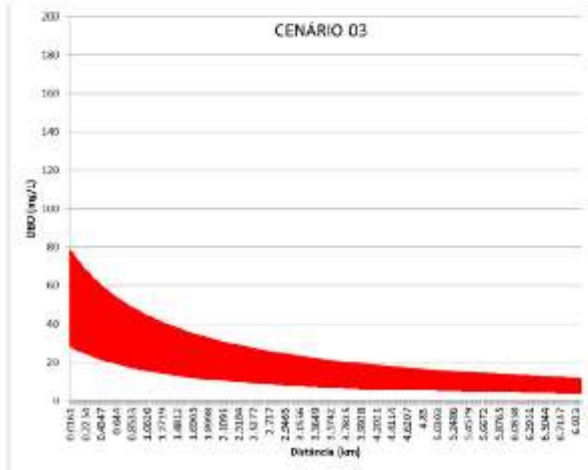
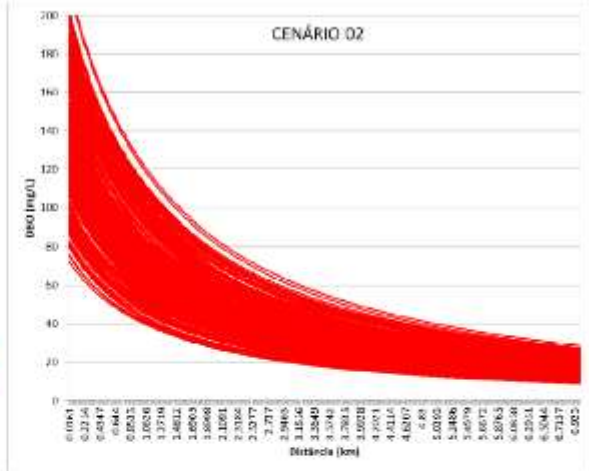
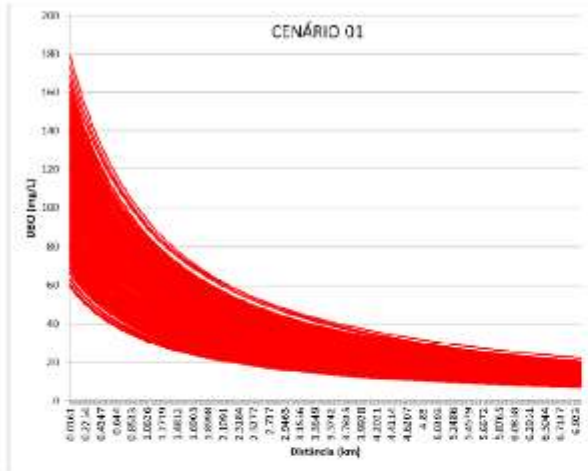
2.3 Ribeirão Ressaquinha (Município de Ressaquinha)



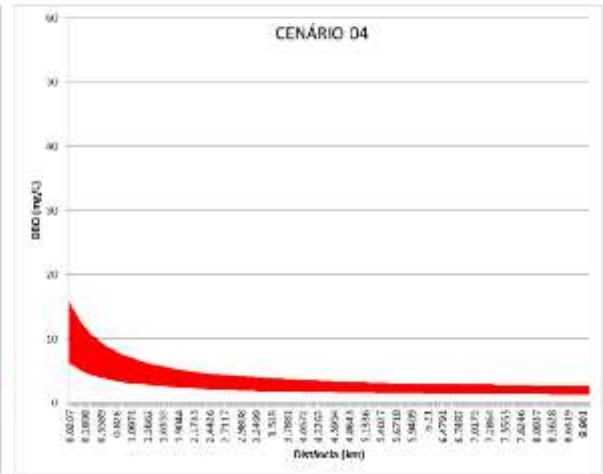
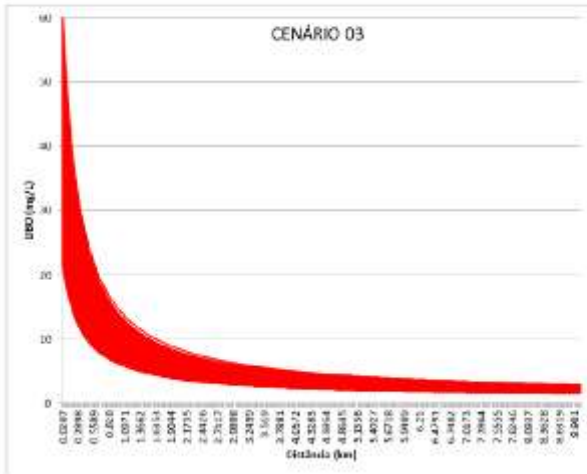
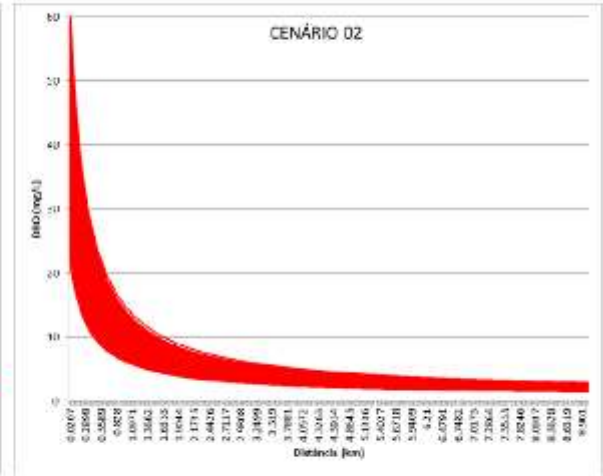
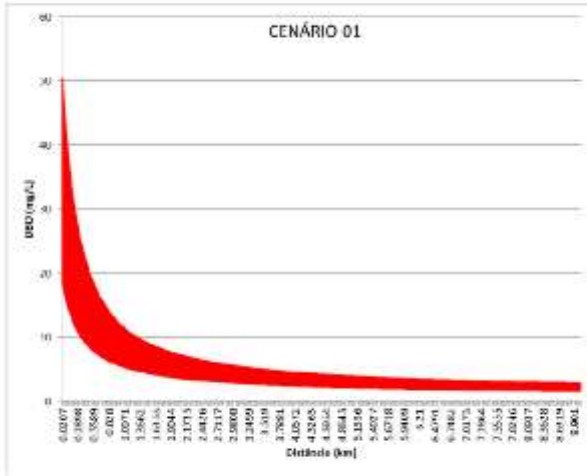
2.4 Ribeirão Loures (Município de Alfredo Vasconcelos)



### 2.5 Ribeirão do Patusca (Município de Dorés de Campos)

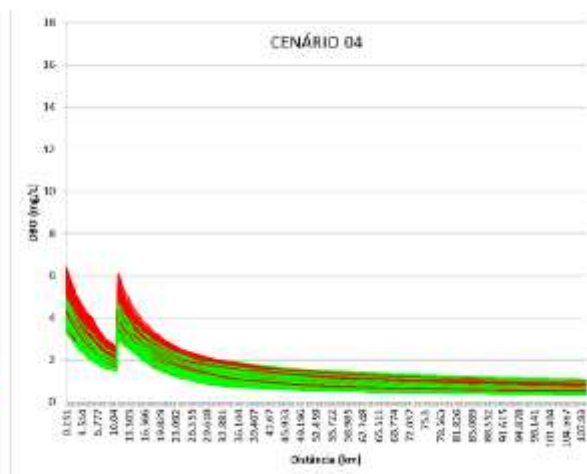
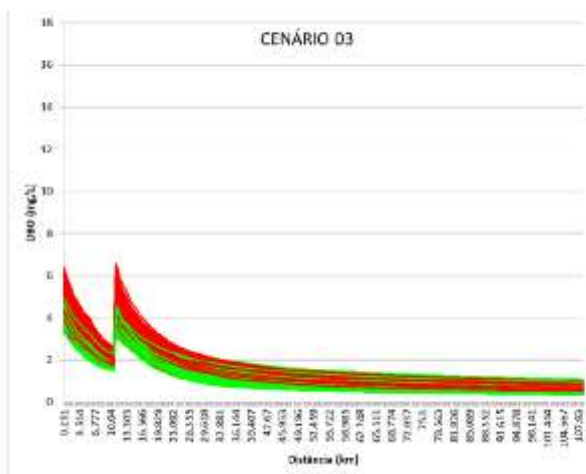
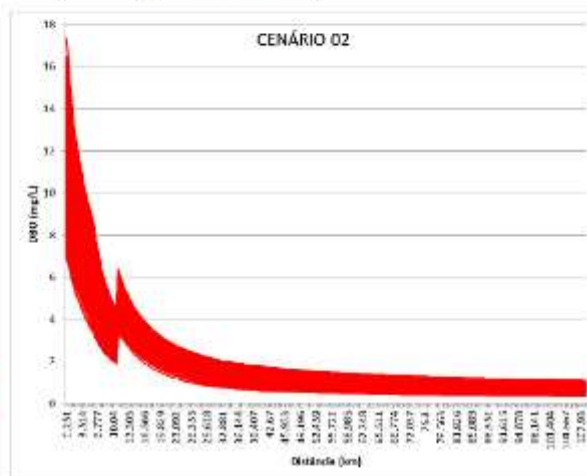
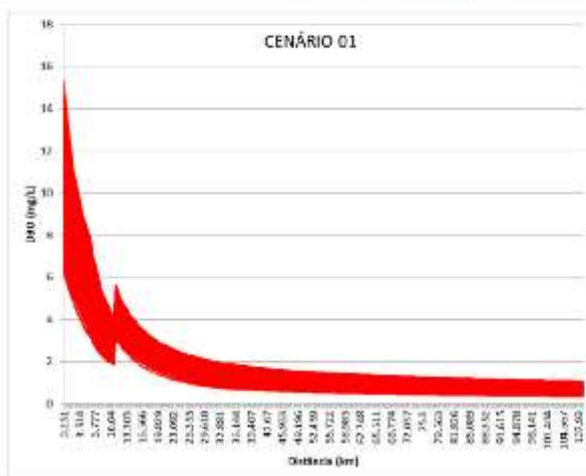


### 2.6 Ribeirão do Pinhão (Município de Prados)



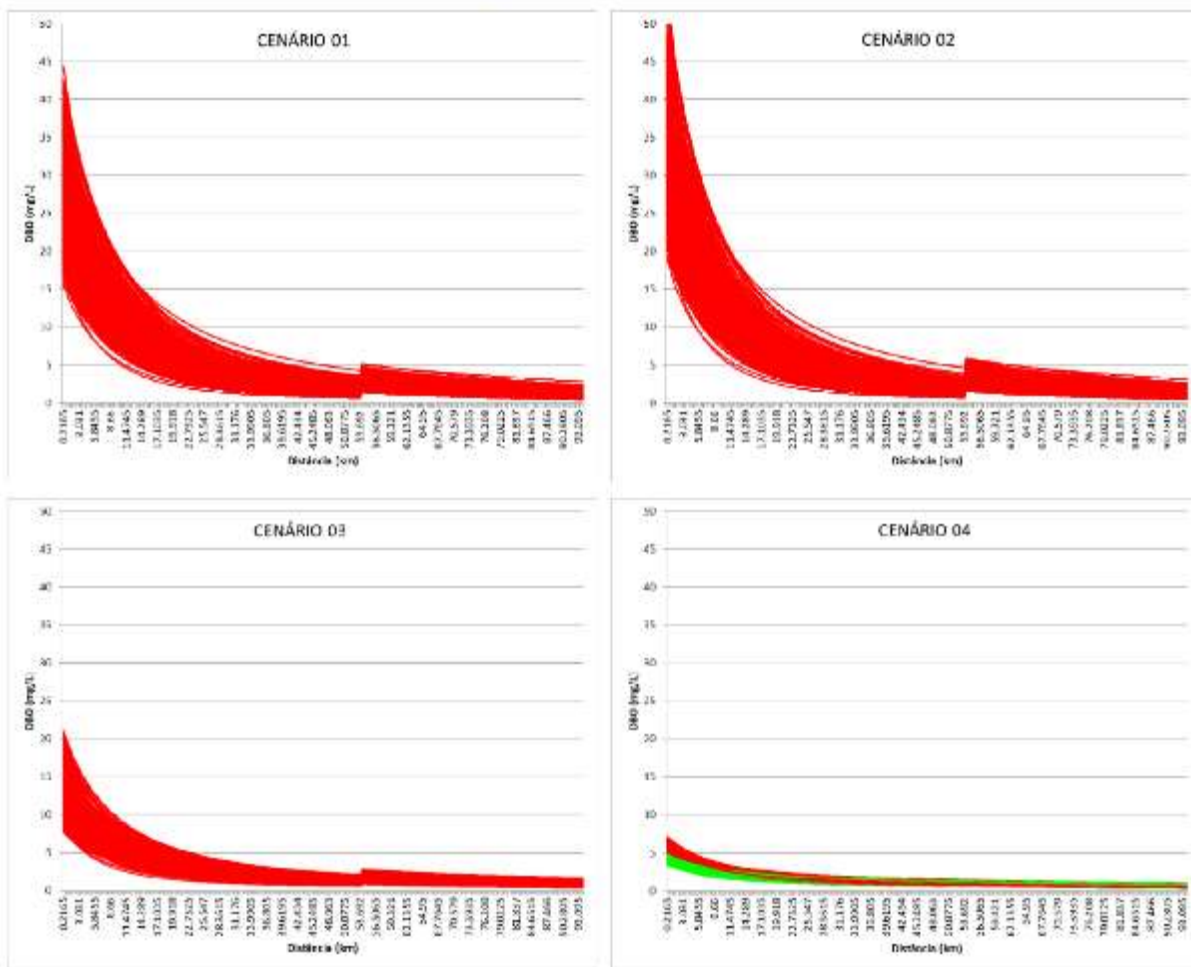
### 3 SUB-BACIA DO RIO ELVAS

#### 3.1 Leito Principal do rio Elvas (e córrego Santa Rita)

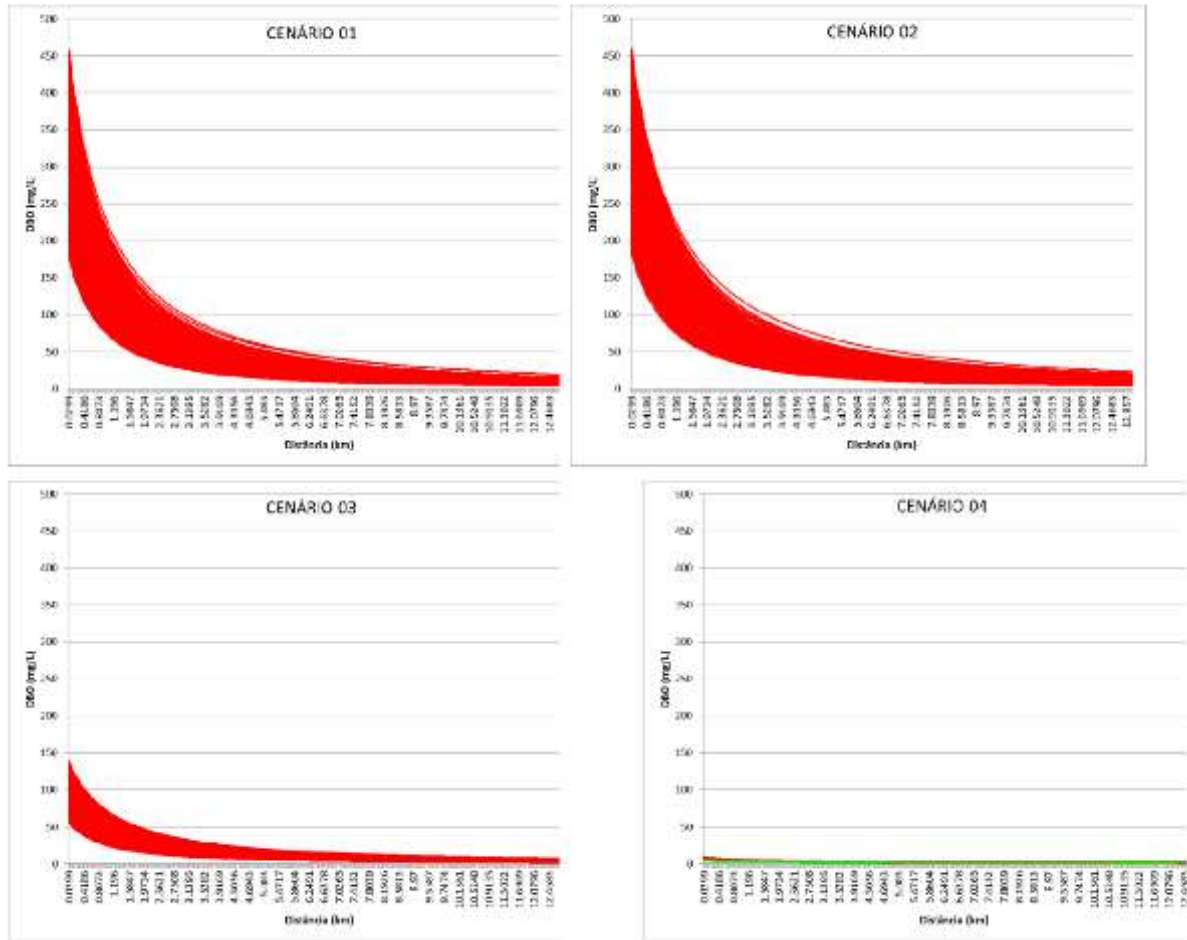


### 4 SUB-BACIA DO RIO CARANDAÍ

#### 4.1 Rio Carandaí (município de Carandaí)

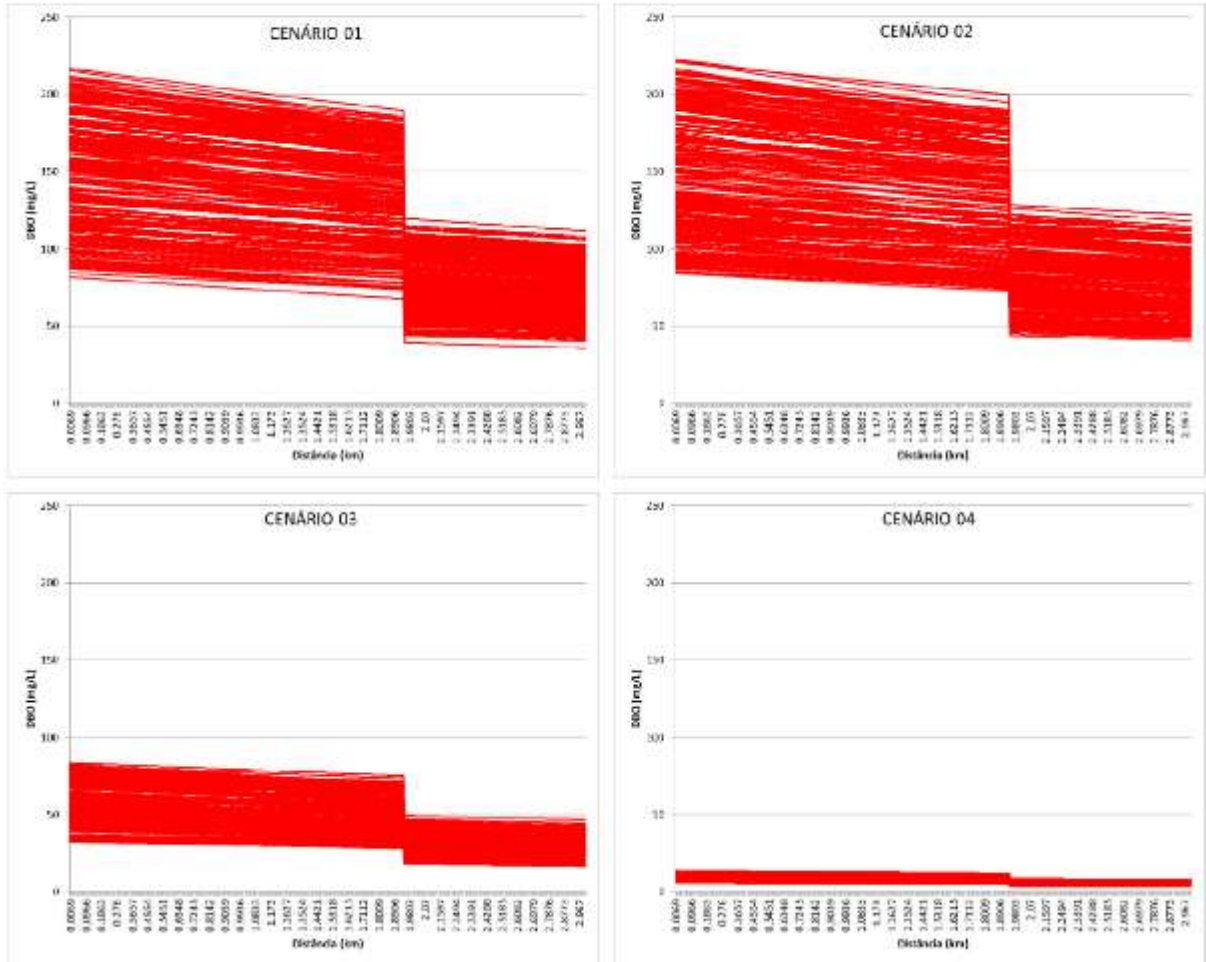


4.2 Ribeirão Tanque (município de Lagoa Dourada)

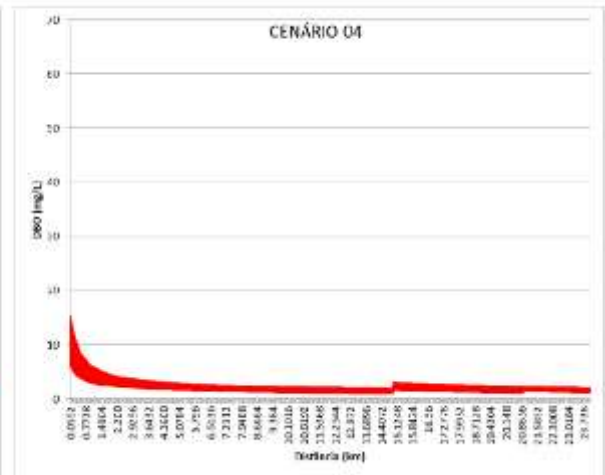
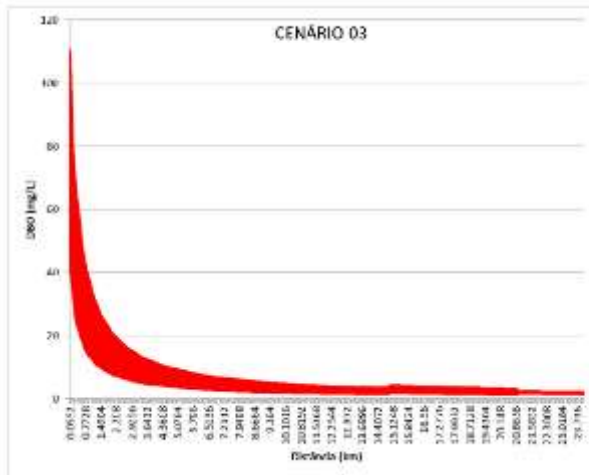
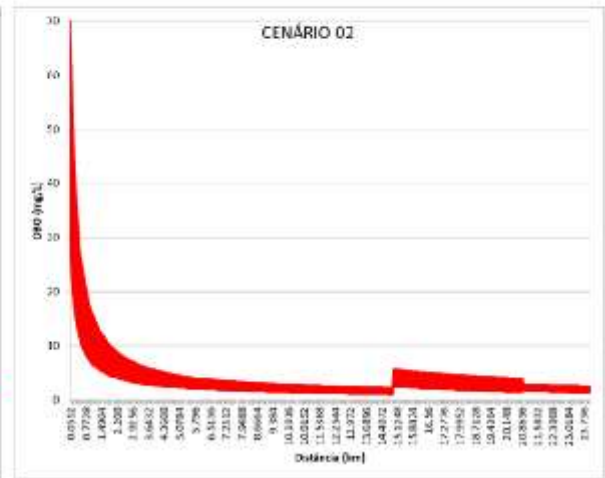
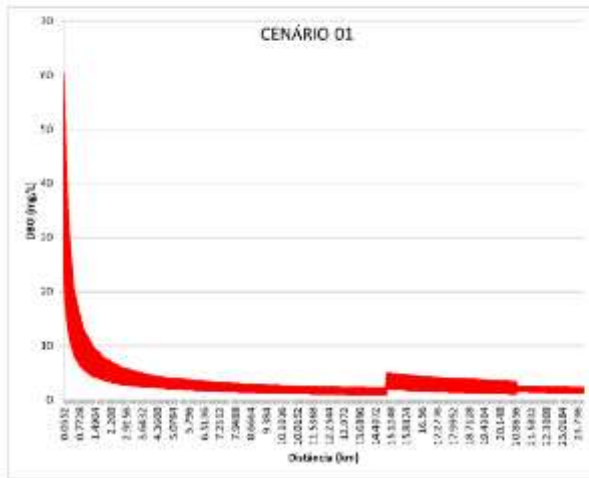


## 5 SUB-BACIA DO MÉDIO RIO DAS MORTES

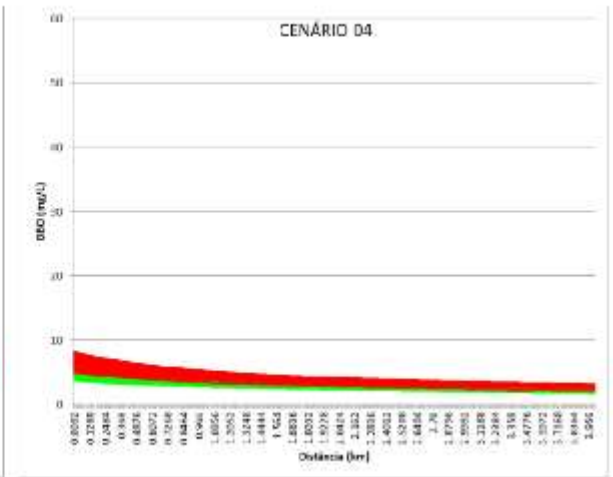
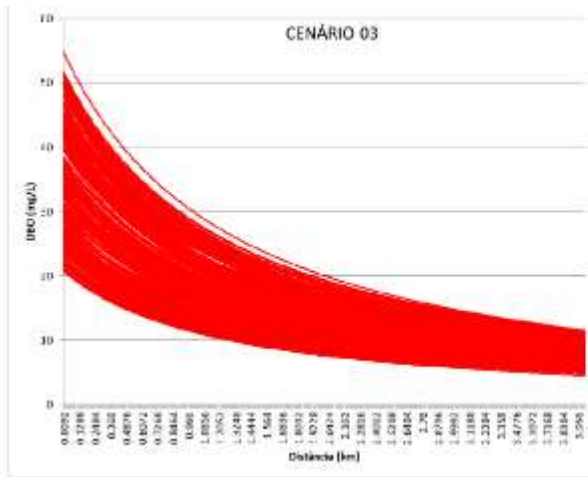
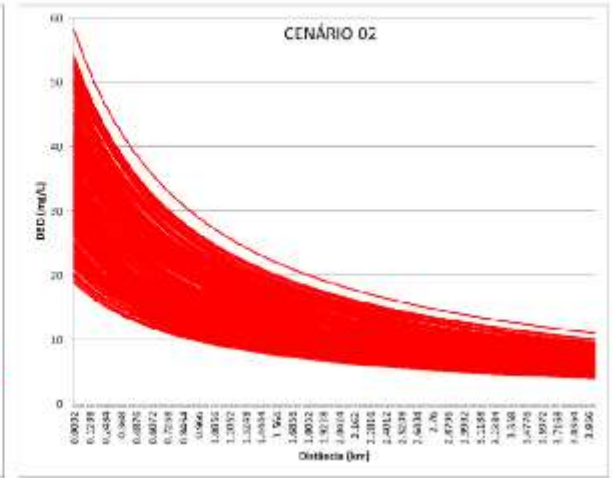
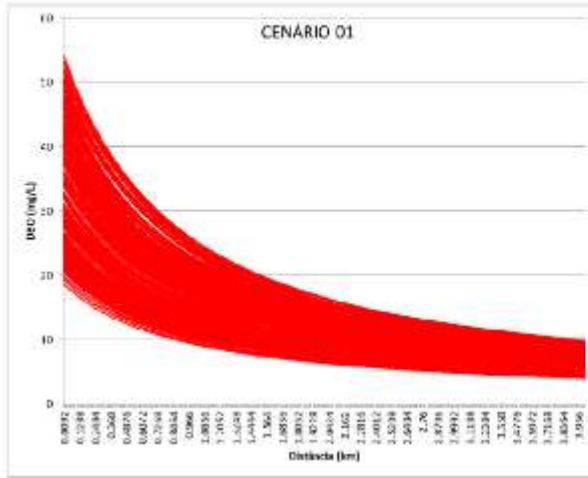
### 5.1 Ribeirão Água Limpa (município de São João Del Rei)



5.2 Rio Santo Antônio (município de Resende Costa)

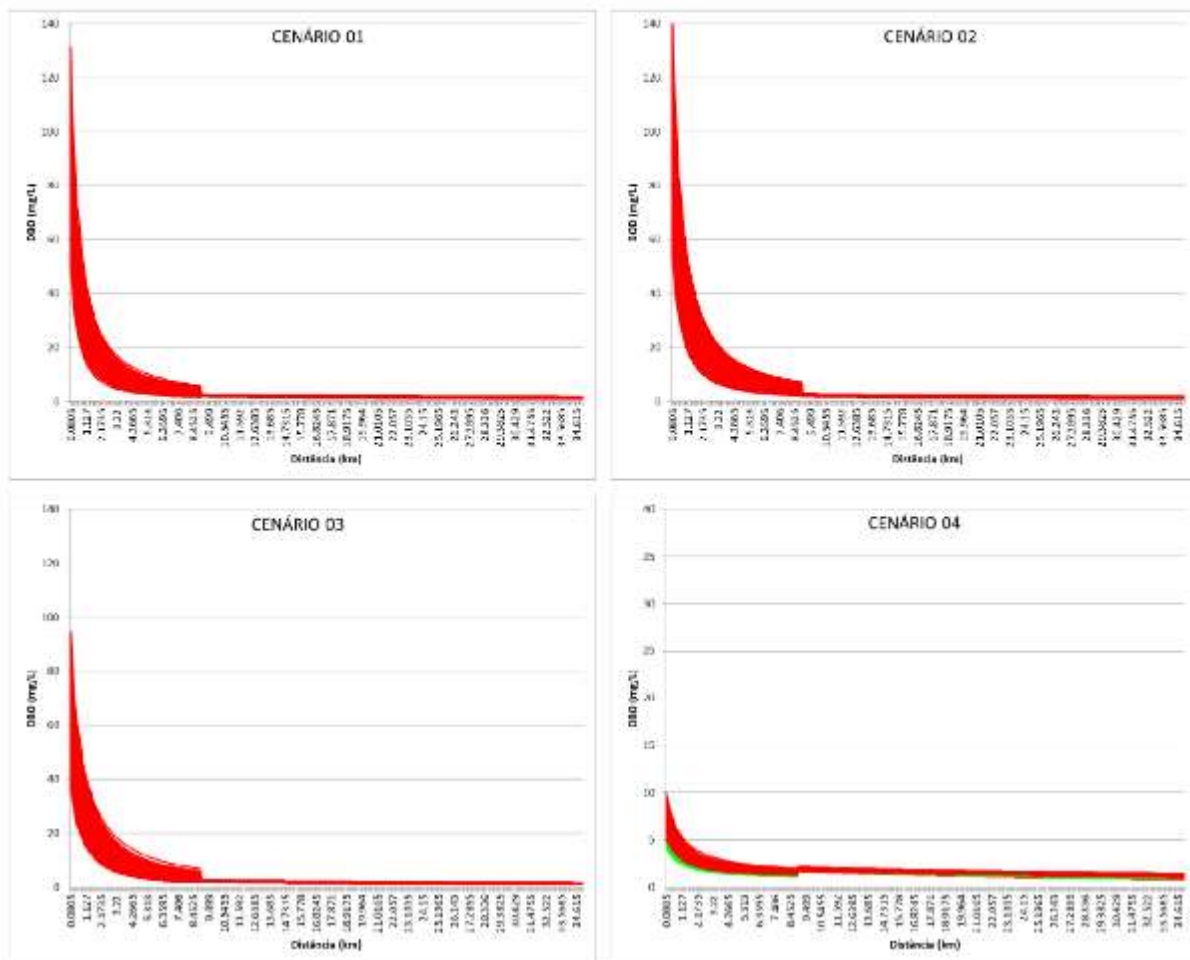


5.3 Córrego do Paiol (município de Ritápolis)



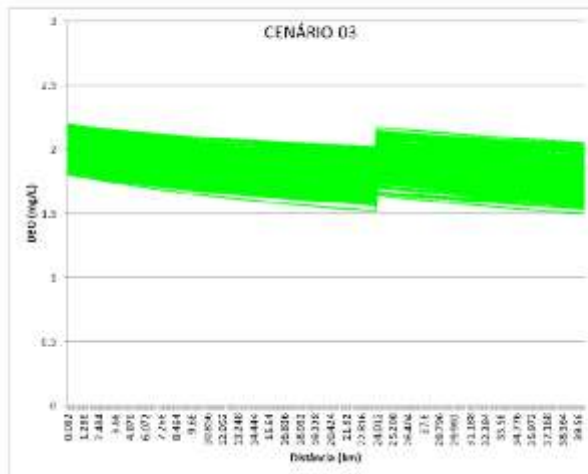
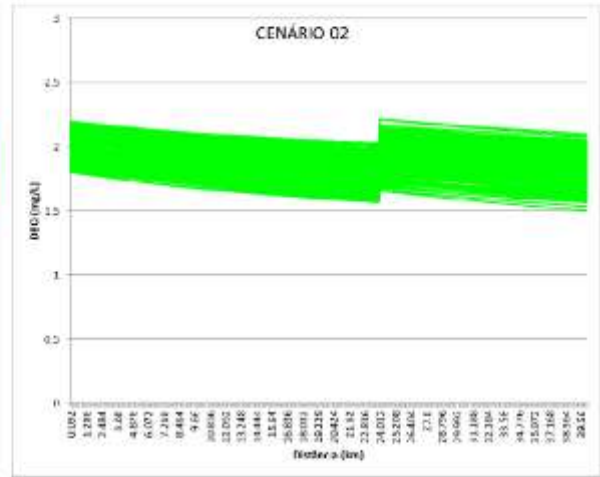
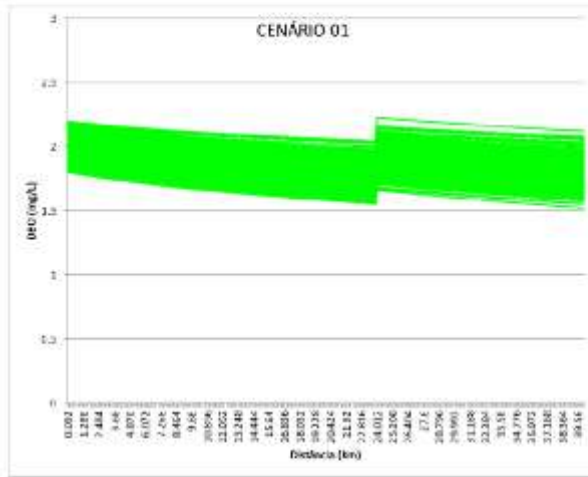
## 6 SUB-BACIA DO RIO DO PEIXE

### 6.1 Leito principal do rio do Peixe e ribeirão Sujo (município de São Tiago)



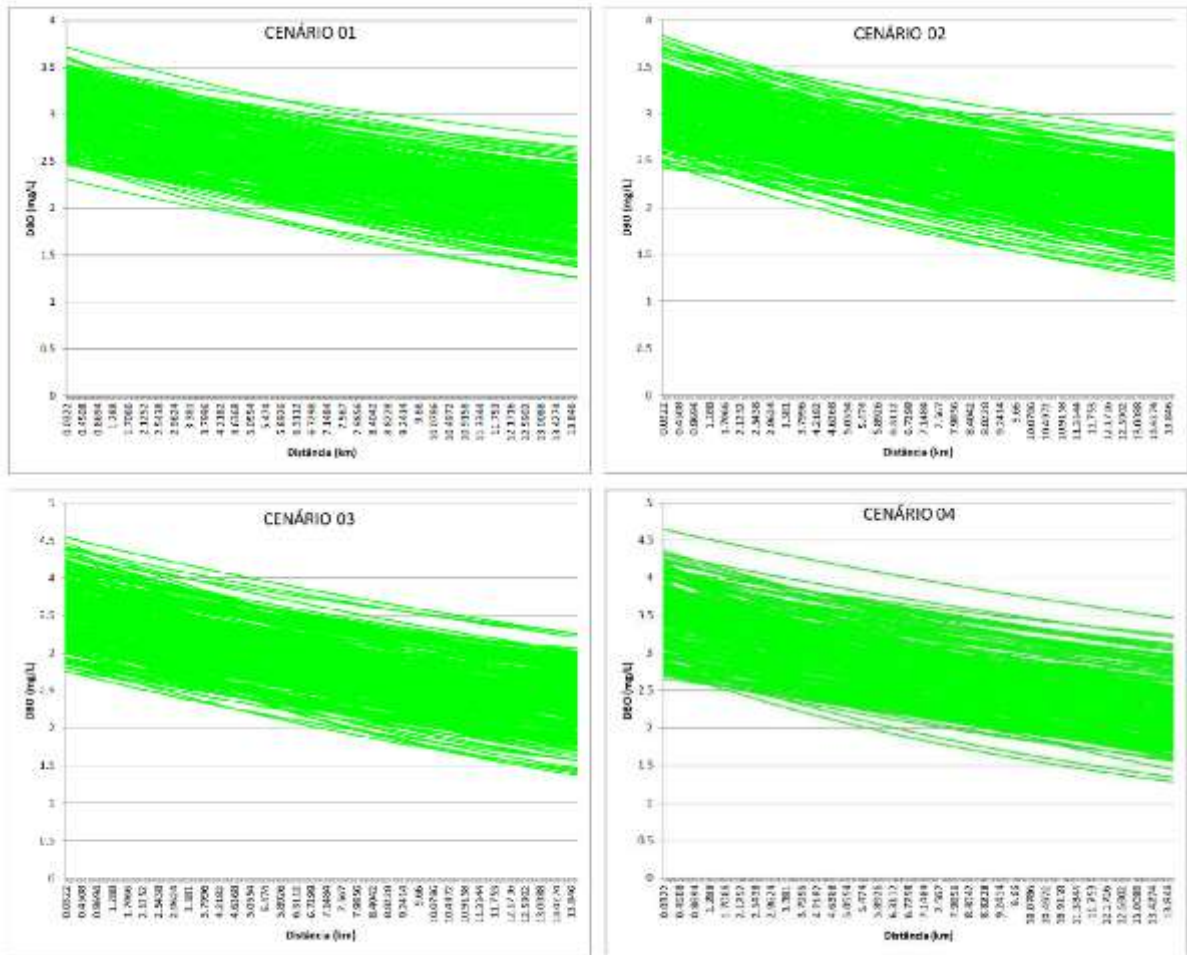
### 7 SUB-BACIA DO RIO BARBA-DE-LOBO

#### 7.1 Leito principal do rio Barba-de-lobo (município de Conceição da Barra de Minas)



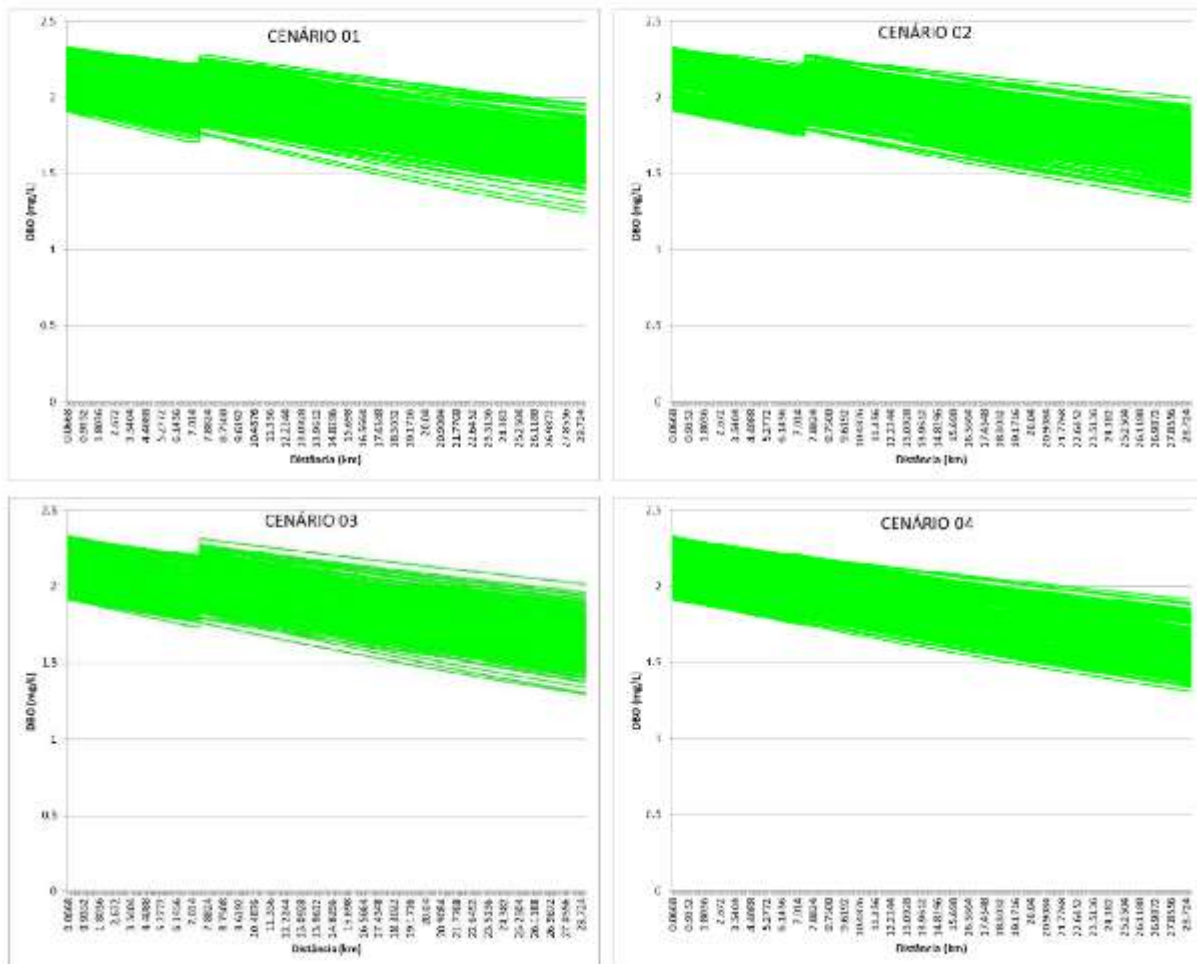
### 8 SUB-BACIA DO BAIXO RIO DAS MORTES

#### 8.1 Rio Pirapetinga (município de Bom Sucesso)

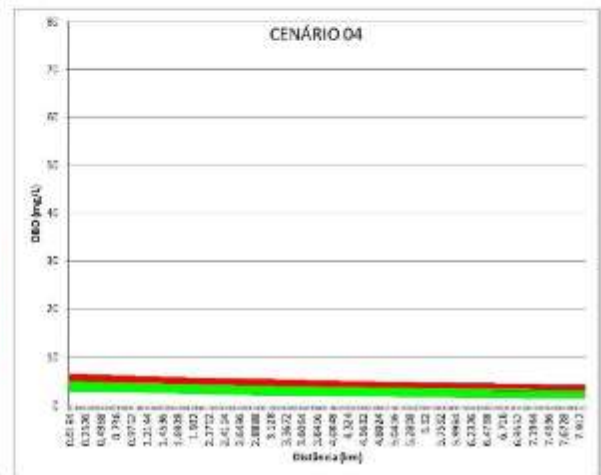
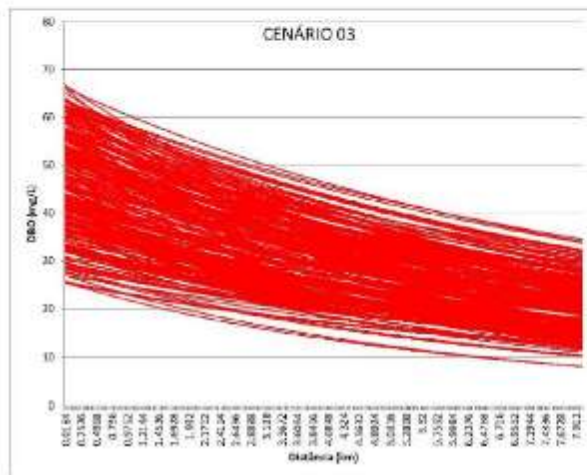
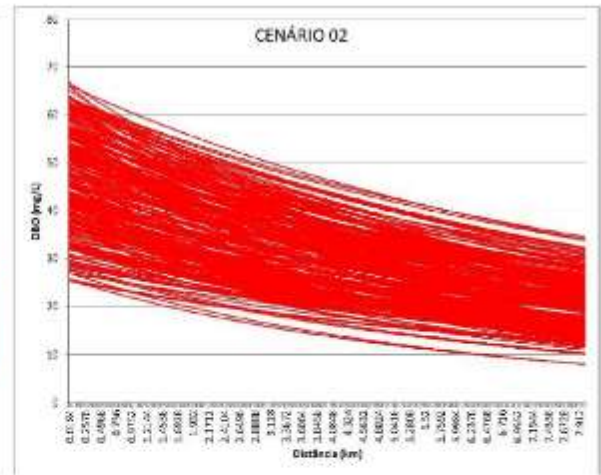
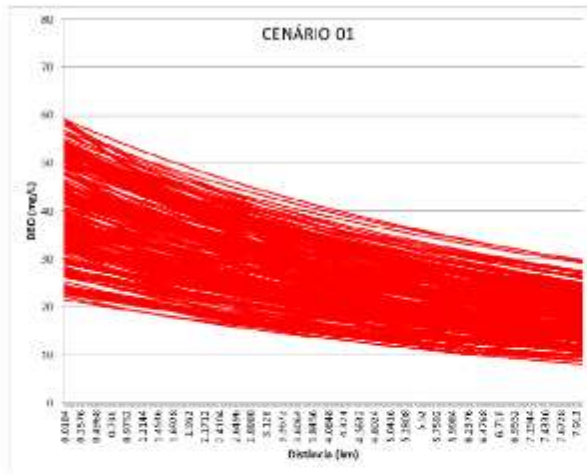


### 9 SUB-BACIA BAIXO DO ALTO RIO GRANDE

#### 9.1 Leito principal do rio Grande (município de Ribeirão Vermelho)

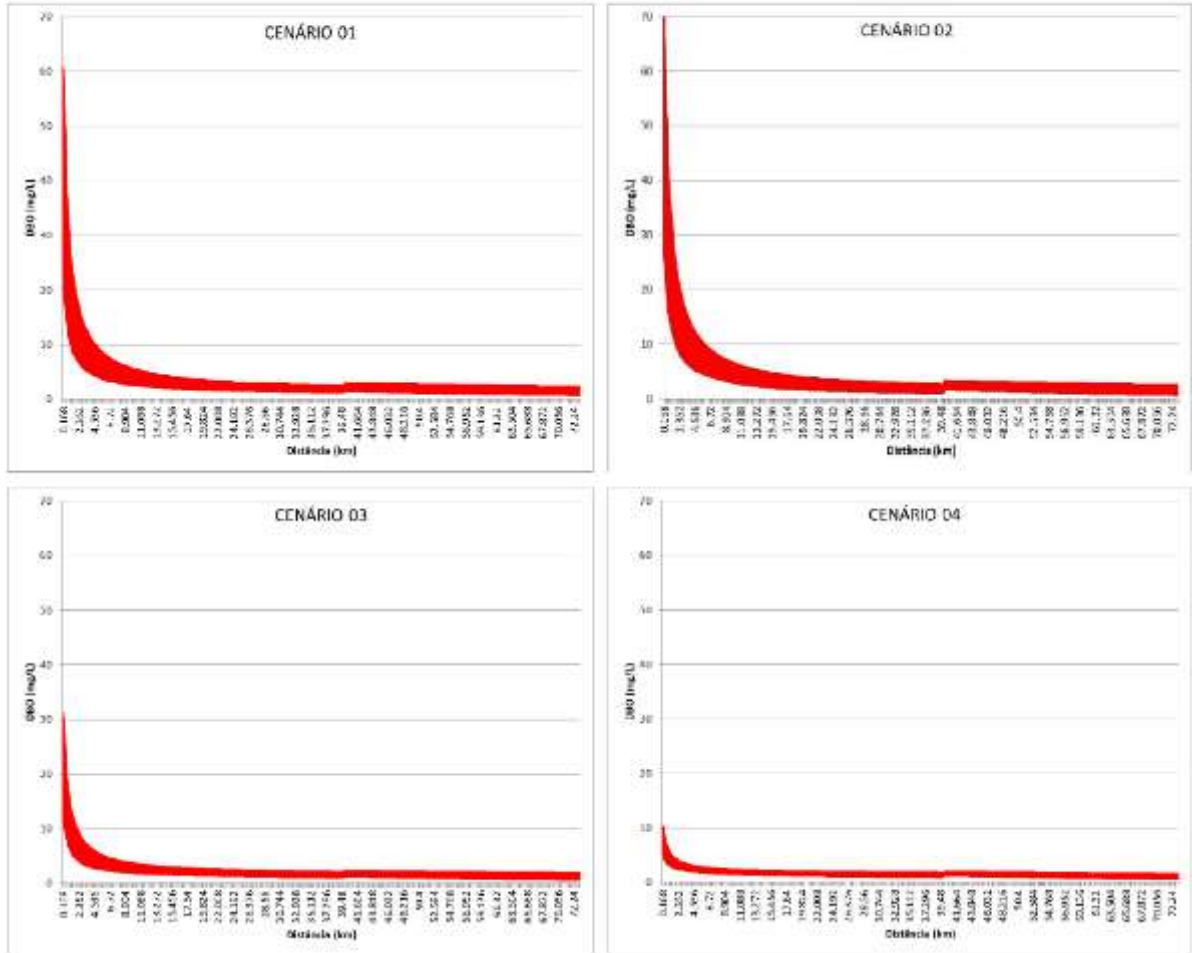


9.2 Ribeirão Vermelho (município de Lavras)

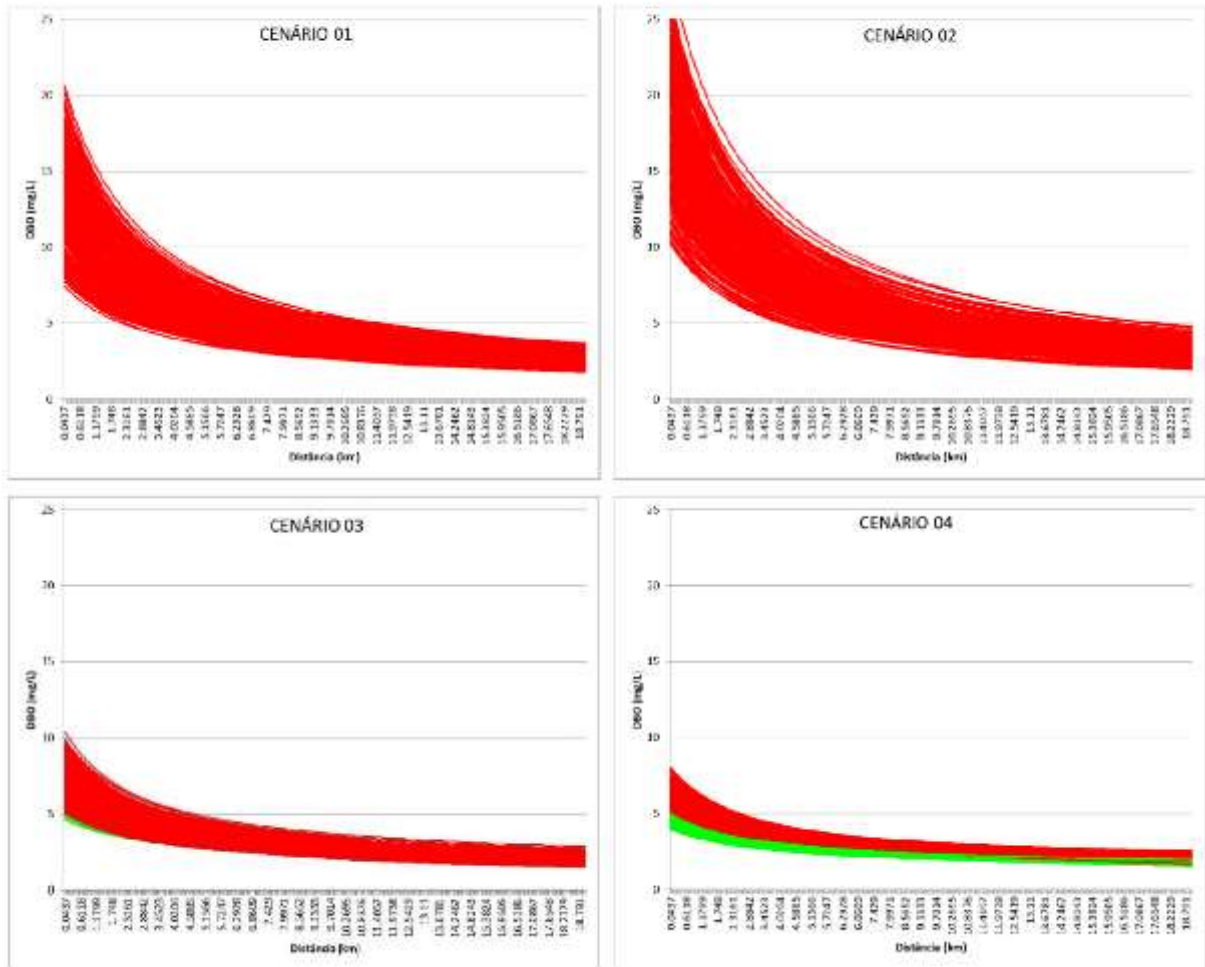


### 10 SUB-BACIA DO RIO DO CERVO

#### 10.1 Leito principal do rio do Cervo (município de São Bento do Abade)

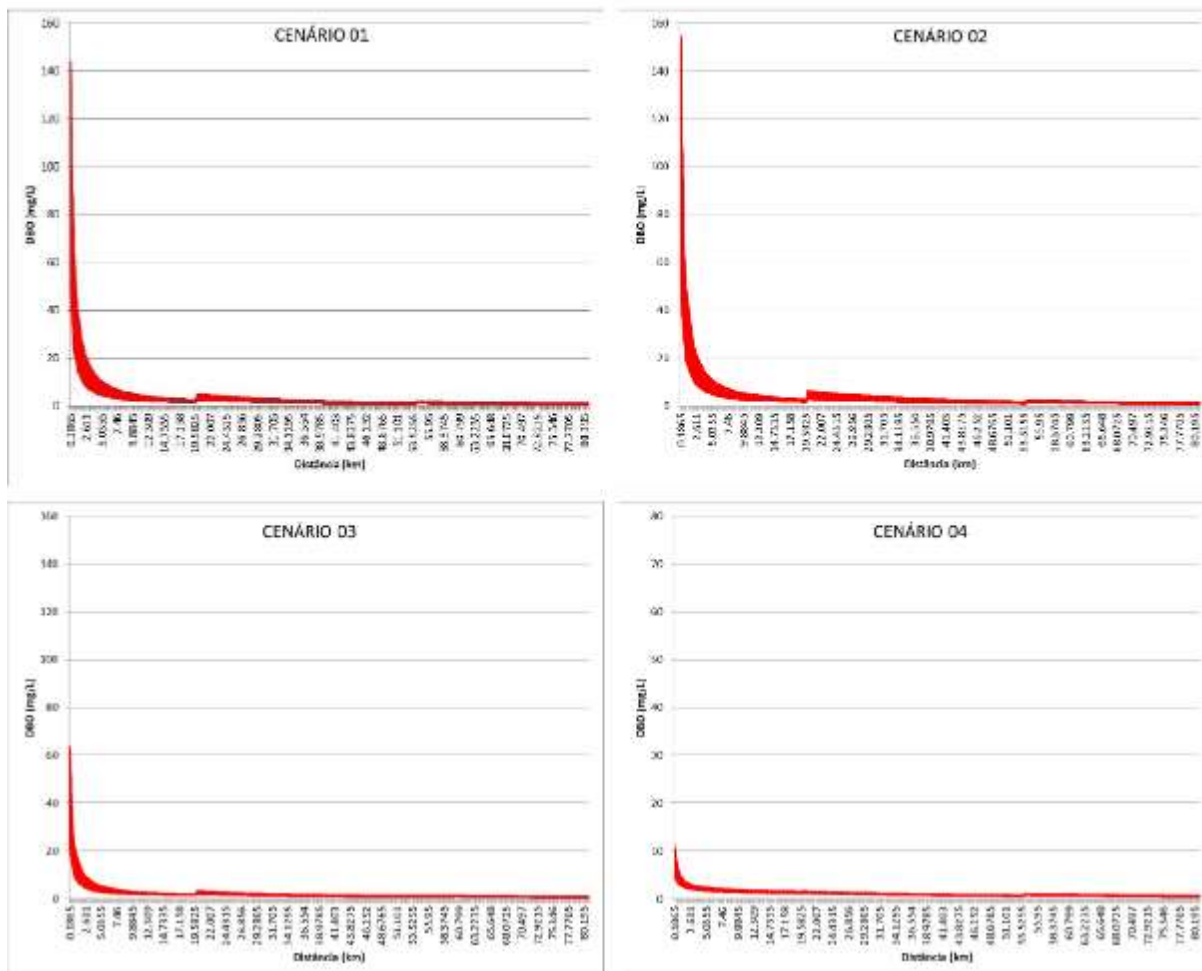


10.2 Ribeirão do Salto (município de Carmo da Cachoeira)

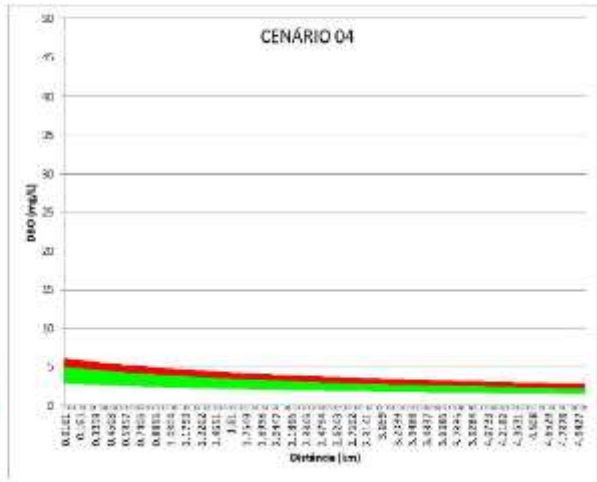
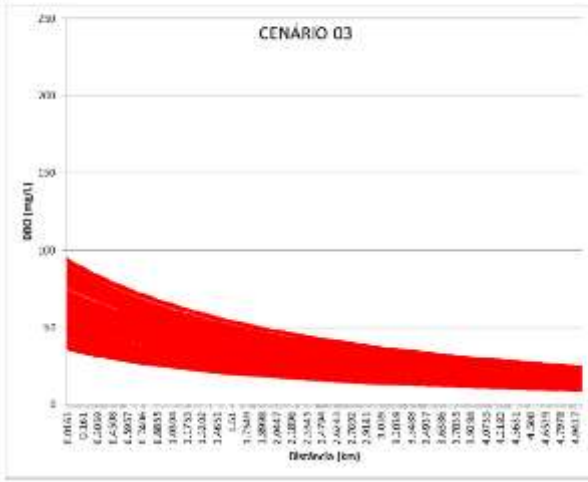
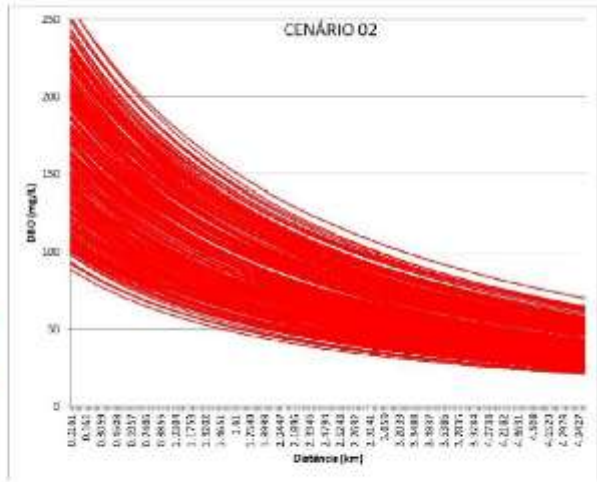
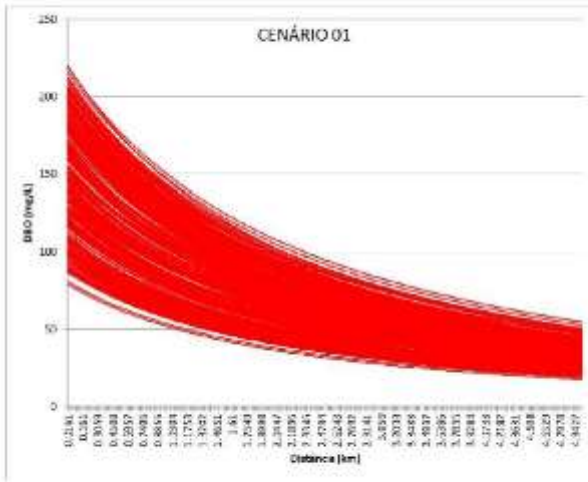


## 11 SUB-BACIA DO RIO JACARÉ

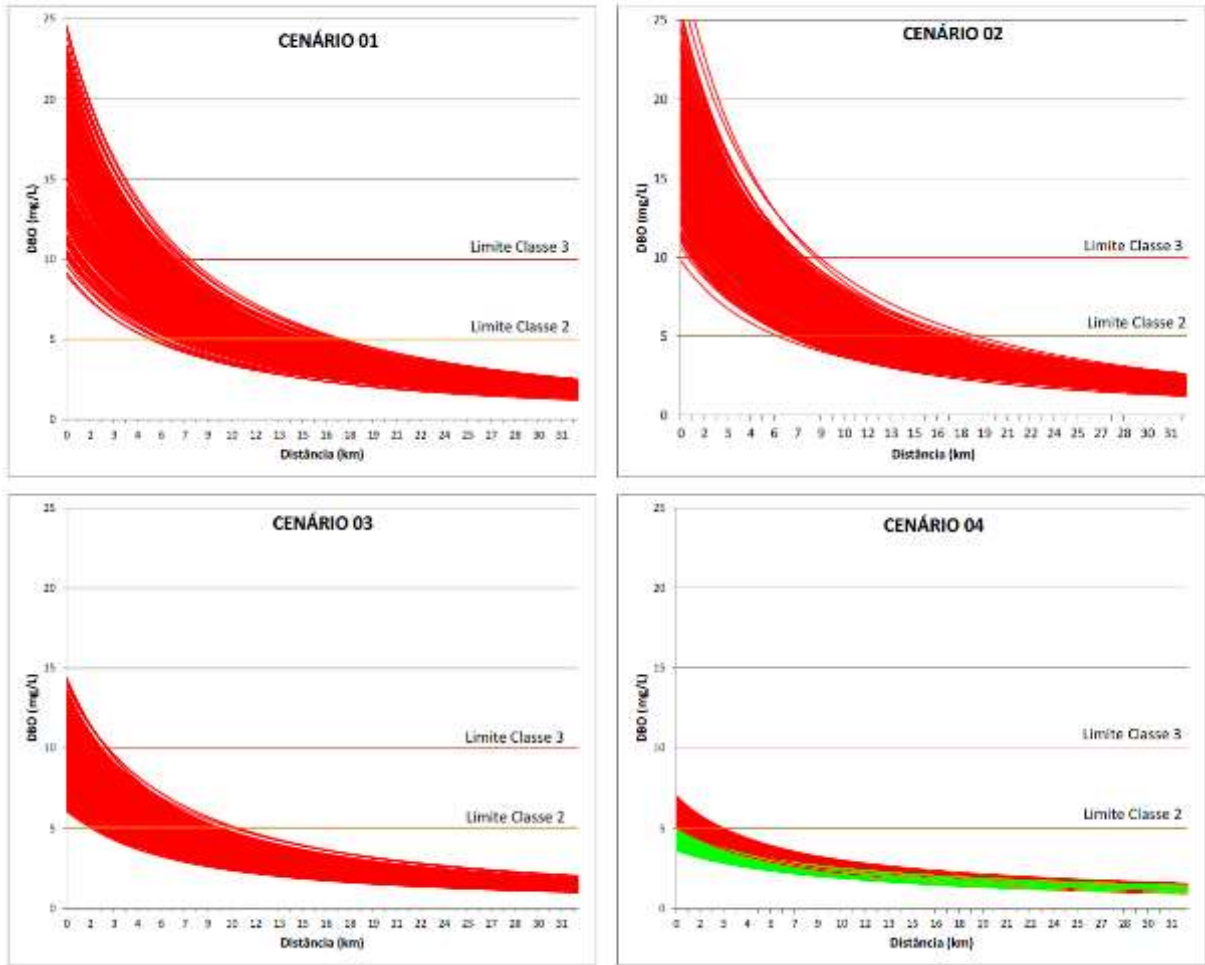
## 11.1 Leito principal do rio Jacaré e Ribeirão Maracanã (município de Oliveira)



11.2 Córrego Machadinho (município de São Francisco de Paula)



## 11.3 Rio do Amparo (município de Santo Antônio do Amparo)

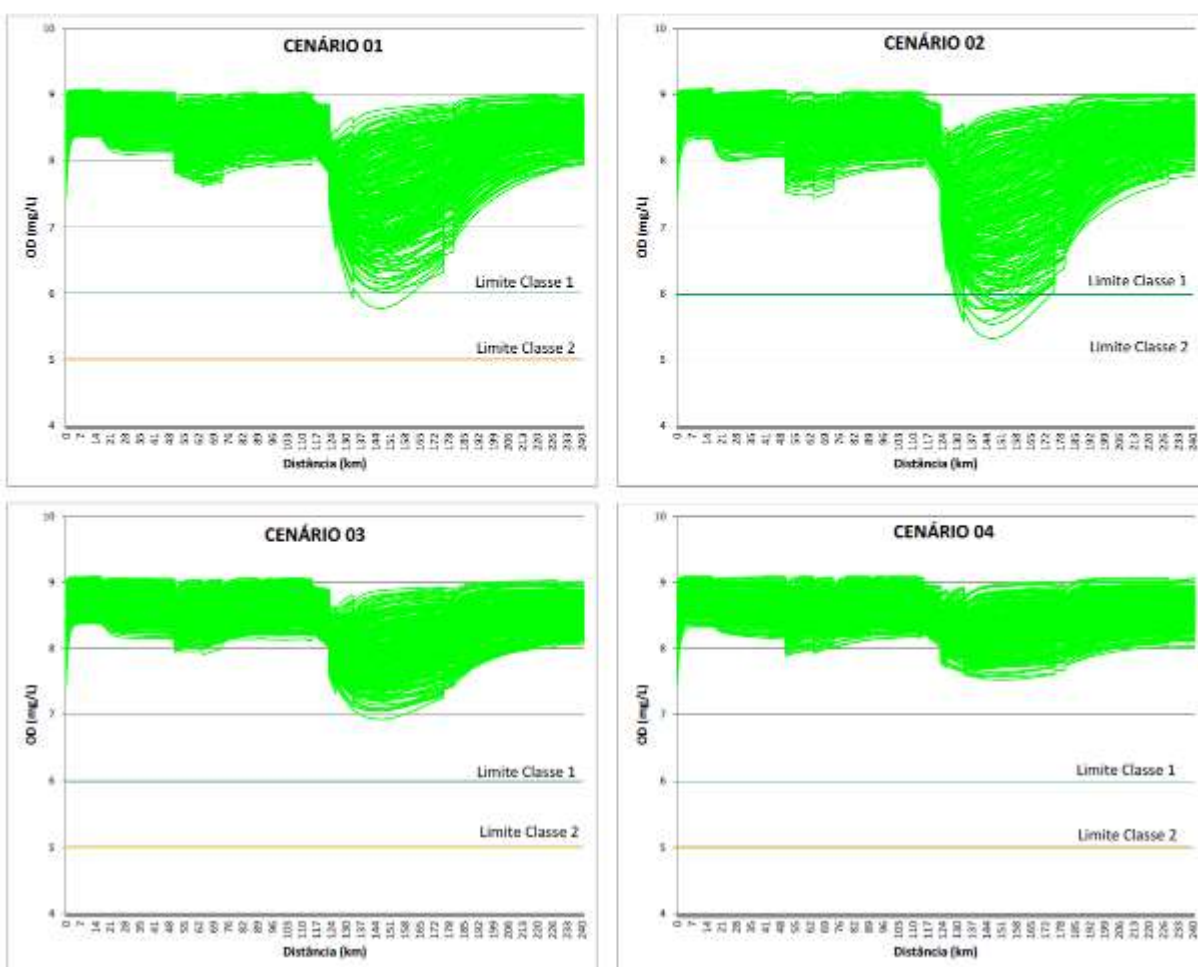


**APÊNDICE M – Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais -  
OD**

## Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais

## Oxigênio Dissolvido - OD

## 1. LEITO PRINCIPAL DO RIO DAS MORTES

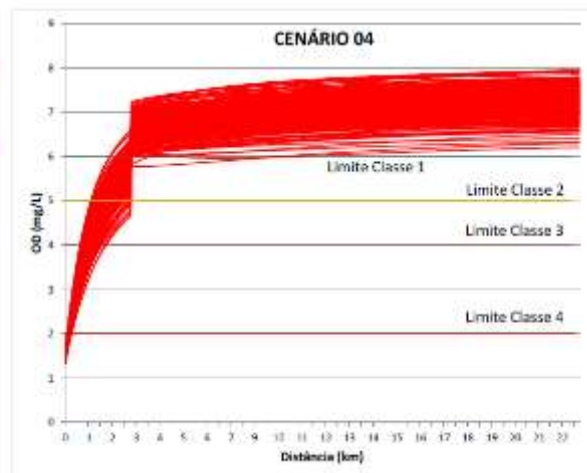
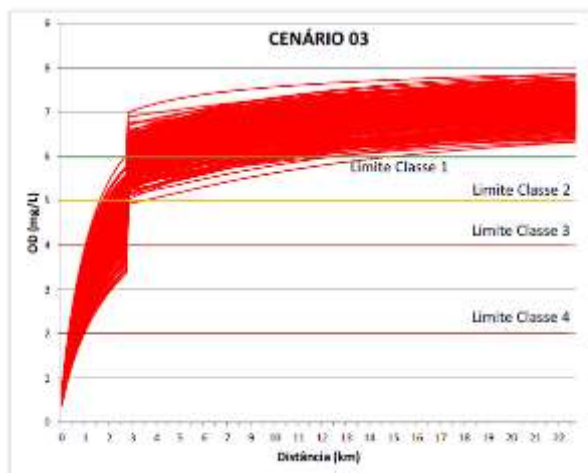
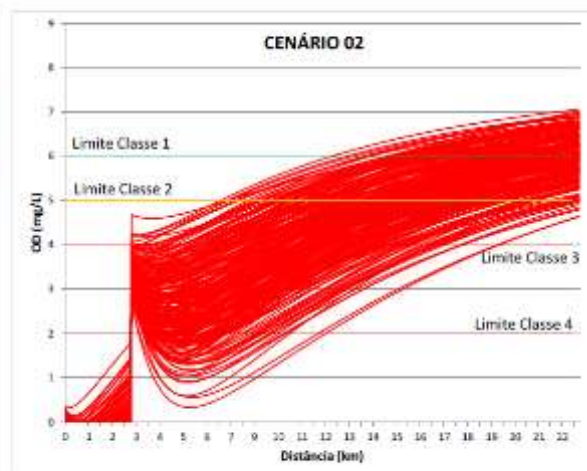
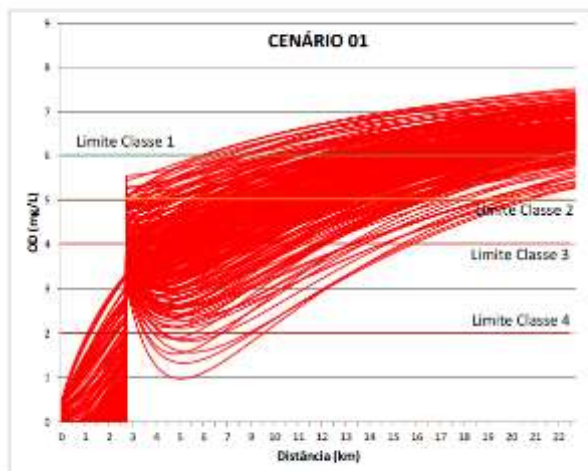


## 2. SUB-BACIA DO ALTO RIO DAS MORTES

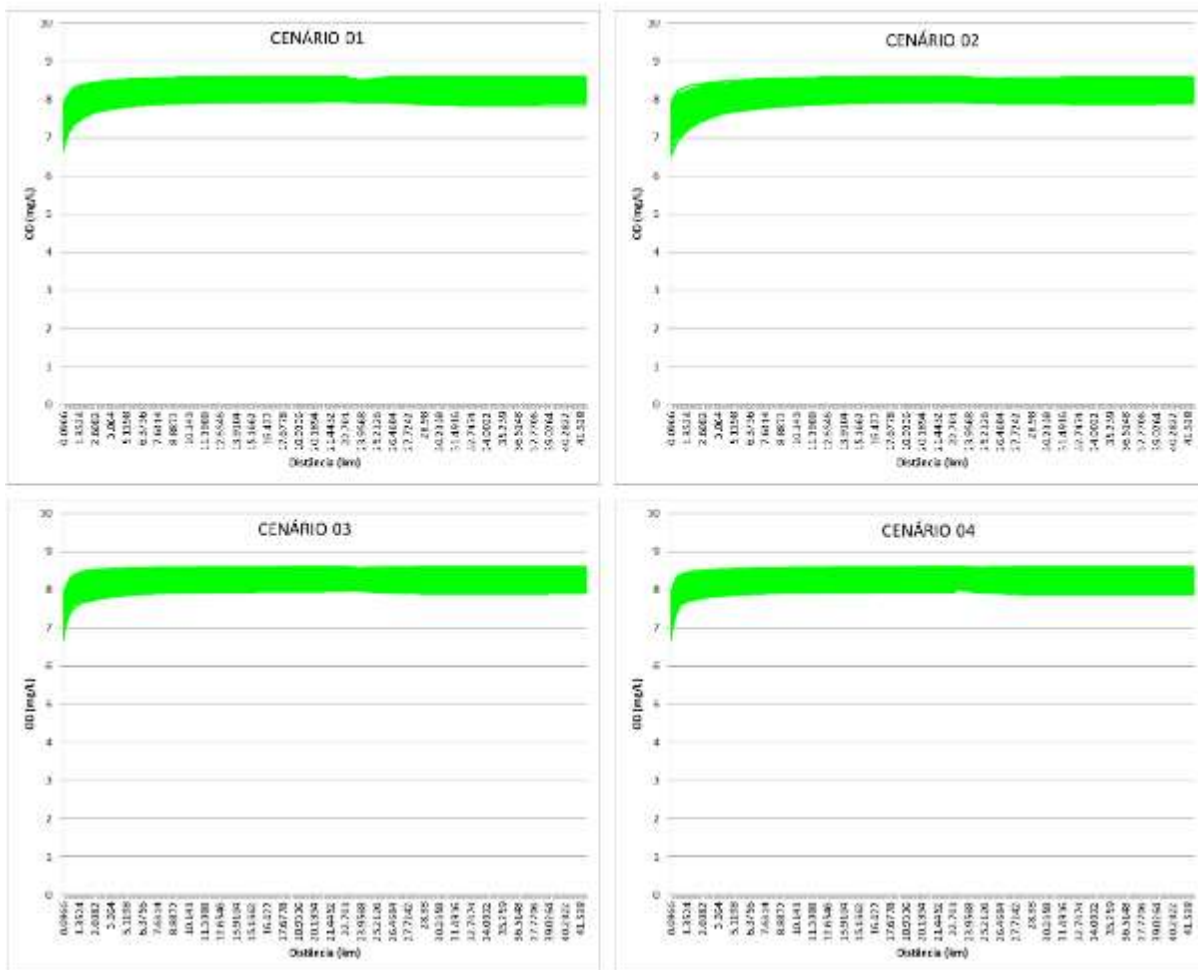
### 2.1 Ribeirão Bandeirinha (Município de Antônio Carlos)



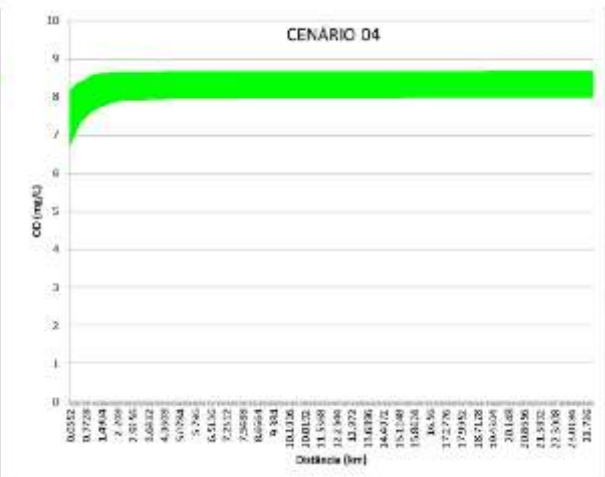
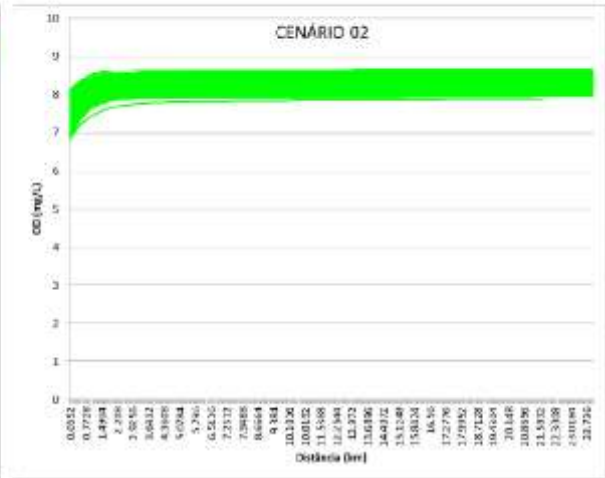
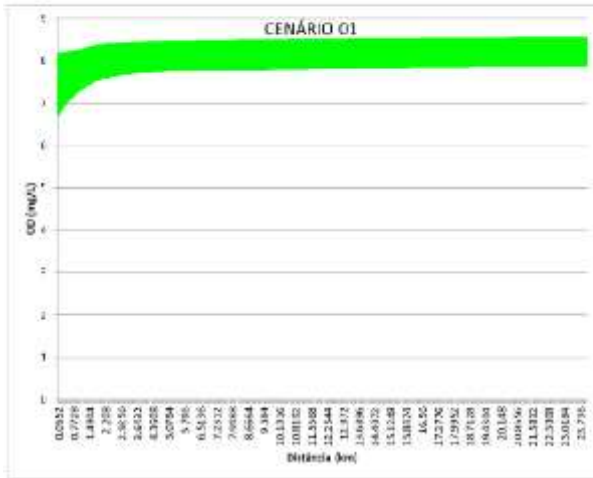
## 2.2 Ribeirão Caieiros (Município de Barbacena)



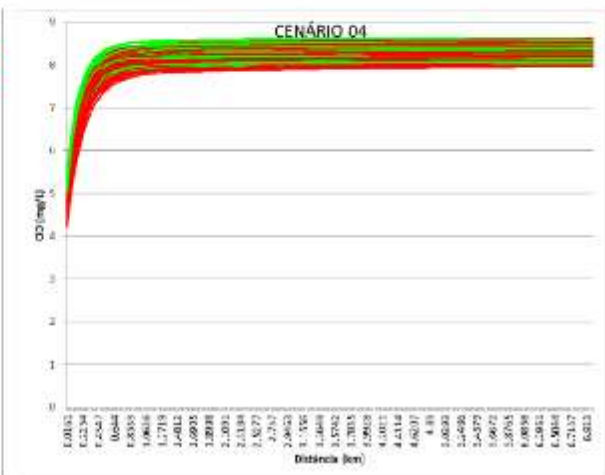
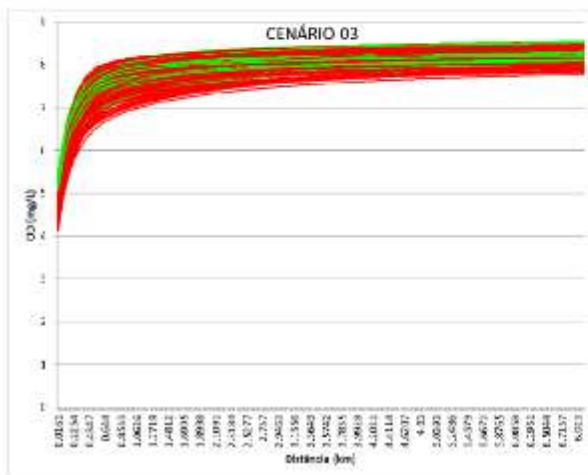
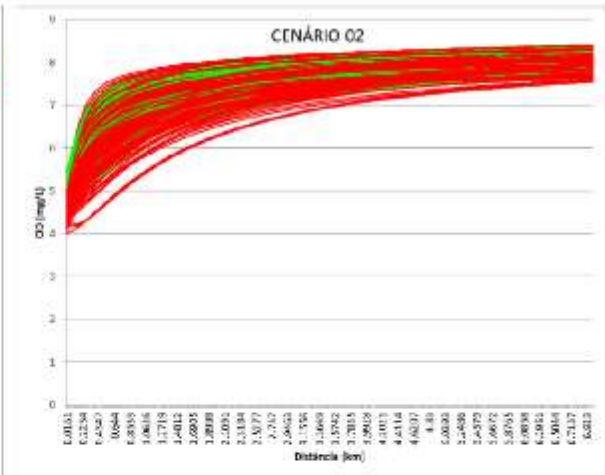
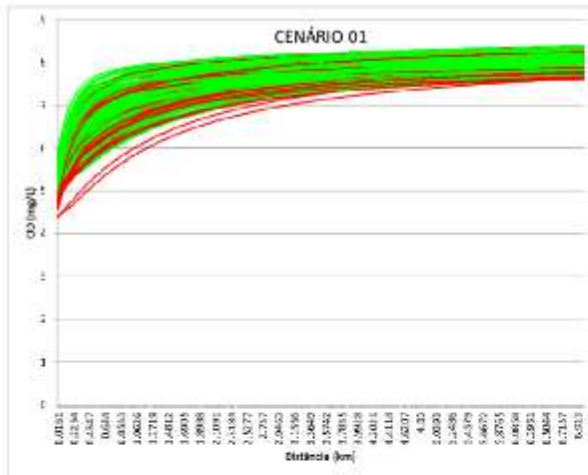
2.3 Ribeirão Ressaquinha (Município de Ressaquinha)



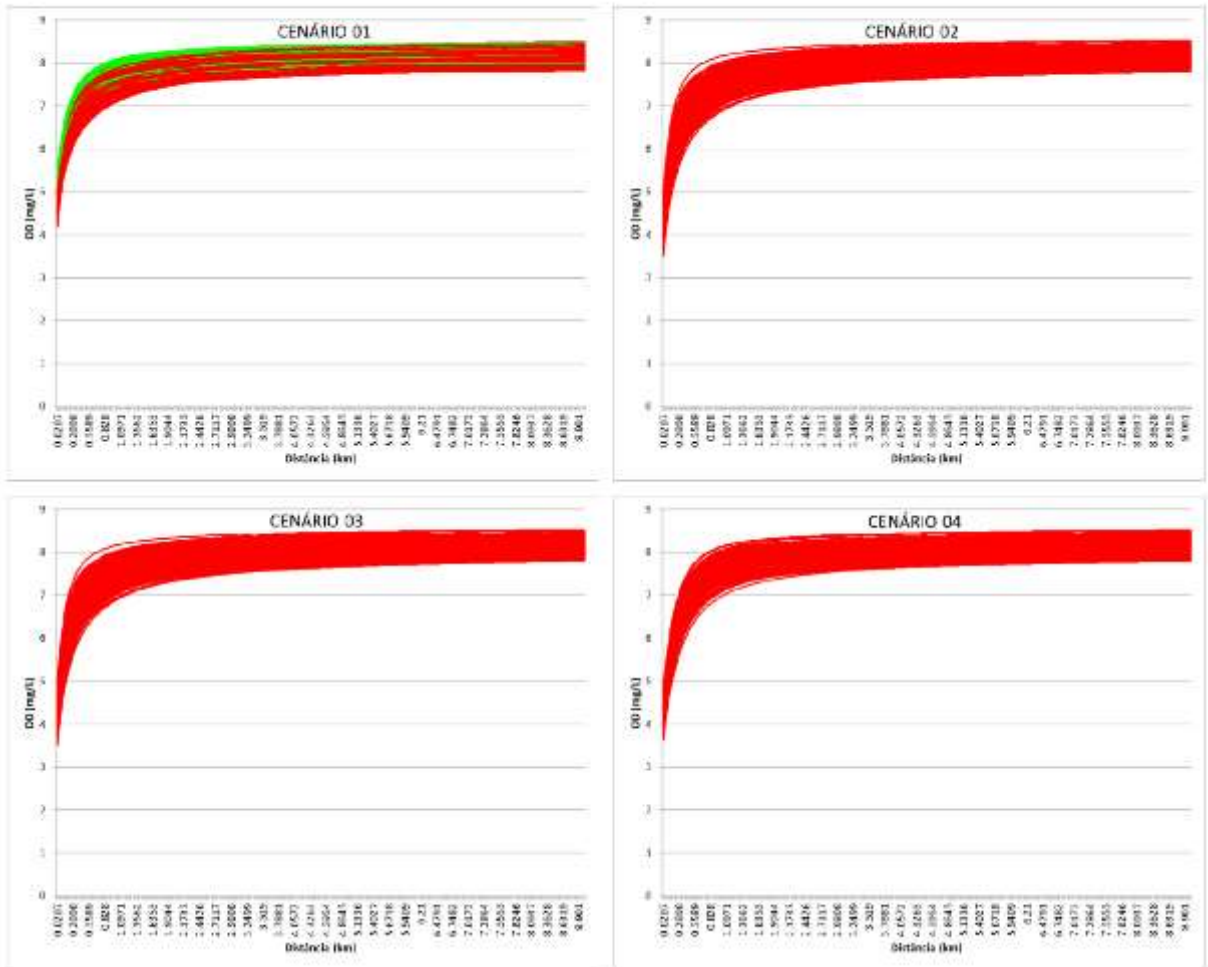
2.4 Ribeirão Loures (Município de Alfredo Vasconcelos)



2.5 Ribeirão do Patusca (Município de Dores de Campos)

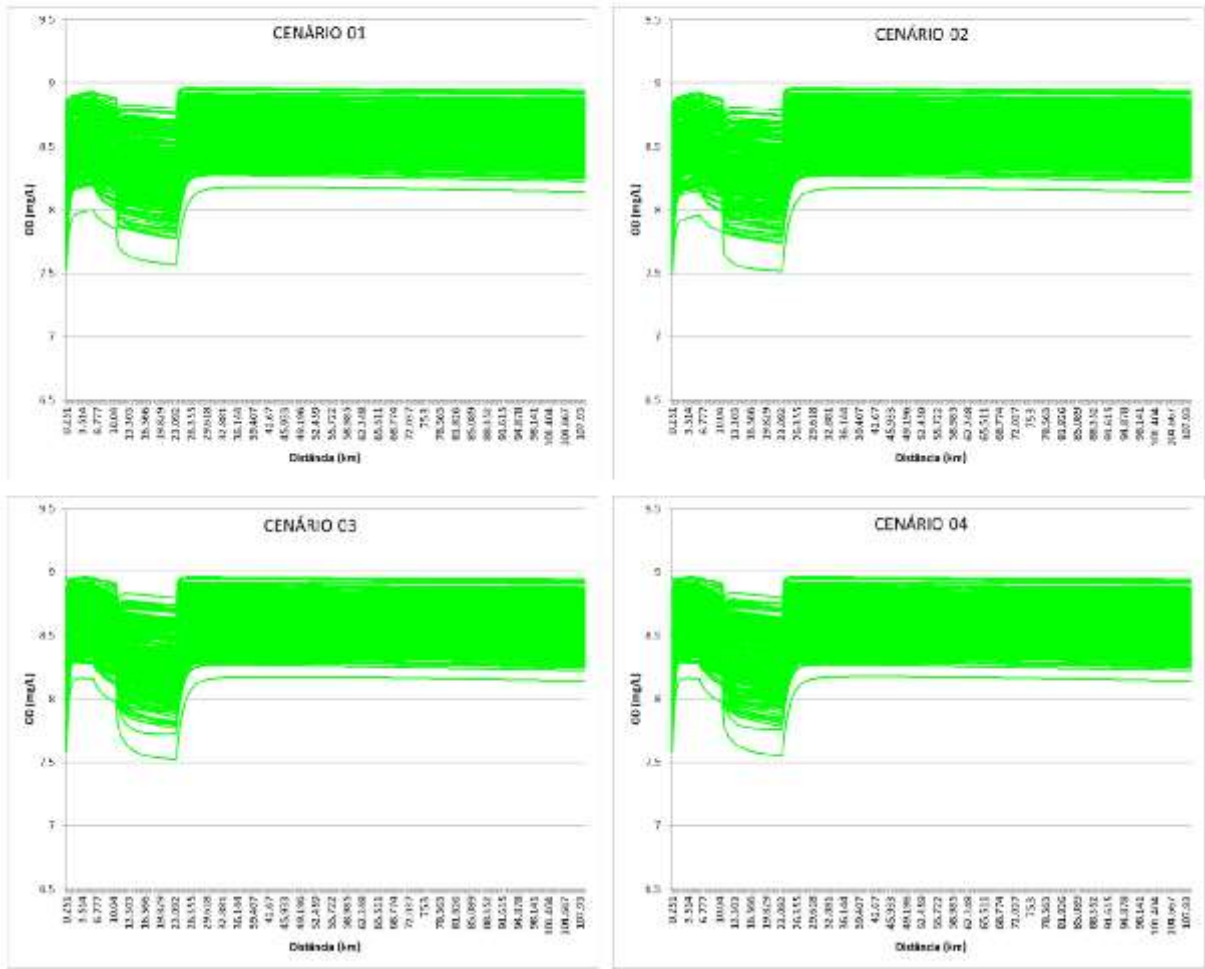


2.6 Ribeirão do Pinhão (Município de Prados)



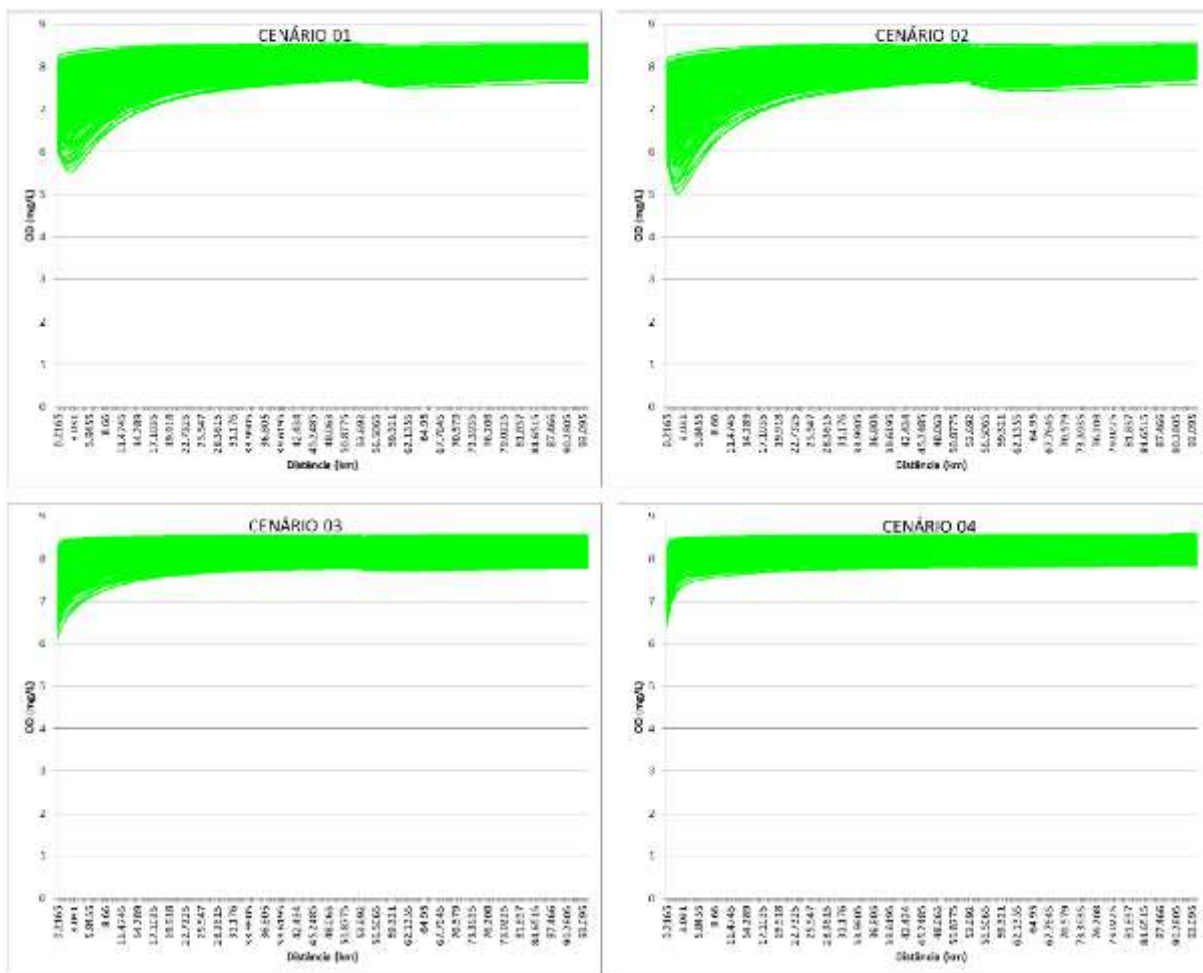
### 3 SUB-BACIA DO RIO ELVAS

#### 3.1 Leito Principal do rio Elvas (e córrego Santa Rita)

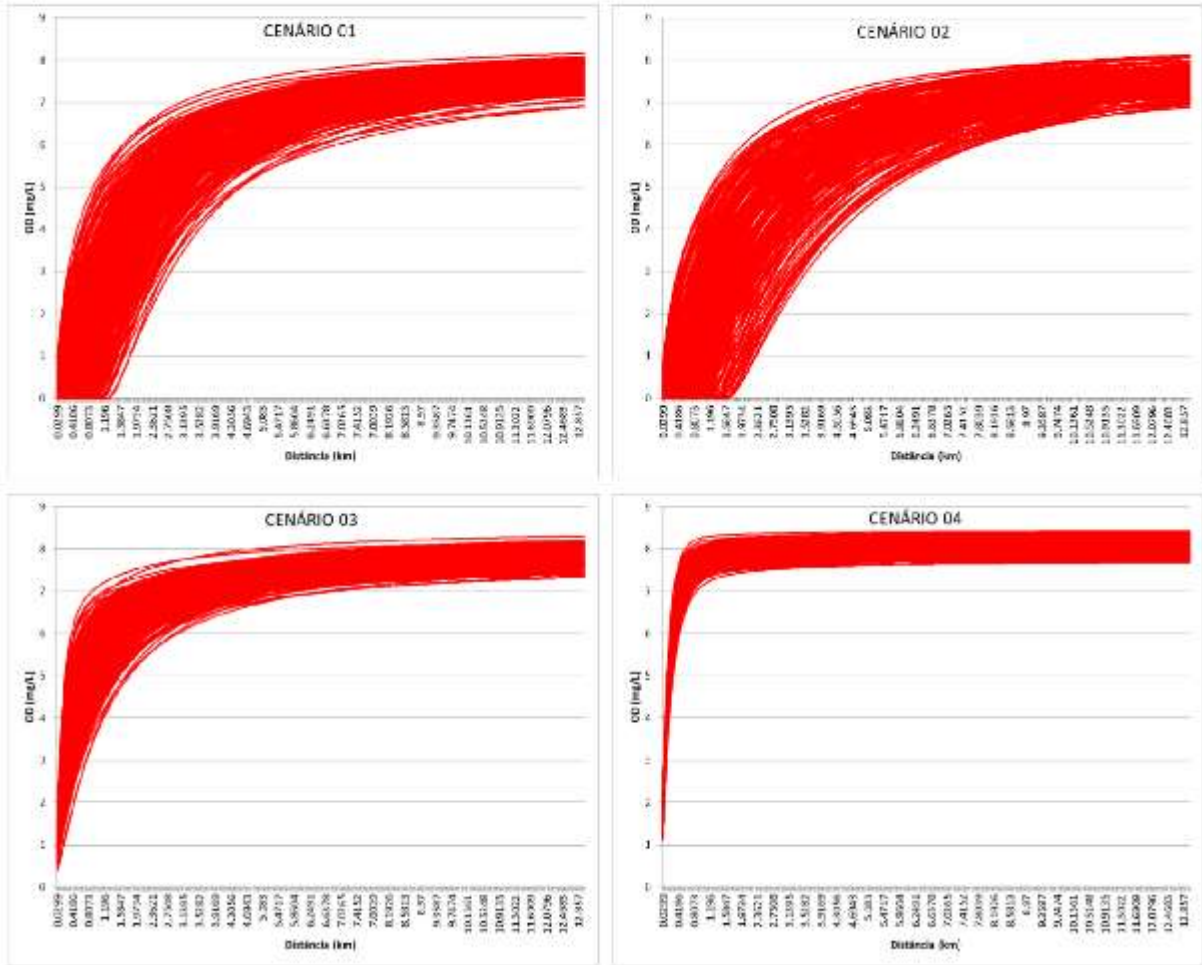


## 4 SUB-BACIA DO RIO CARANDAÍ

### 4.1 Rio Carandaí (município de Carandaí)

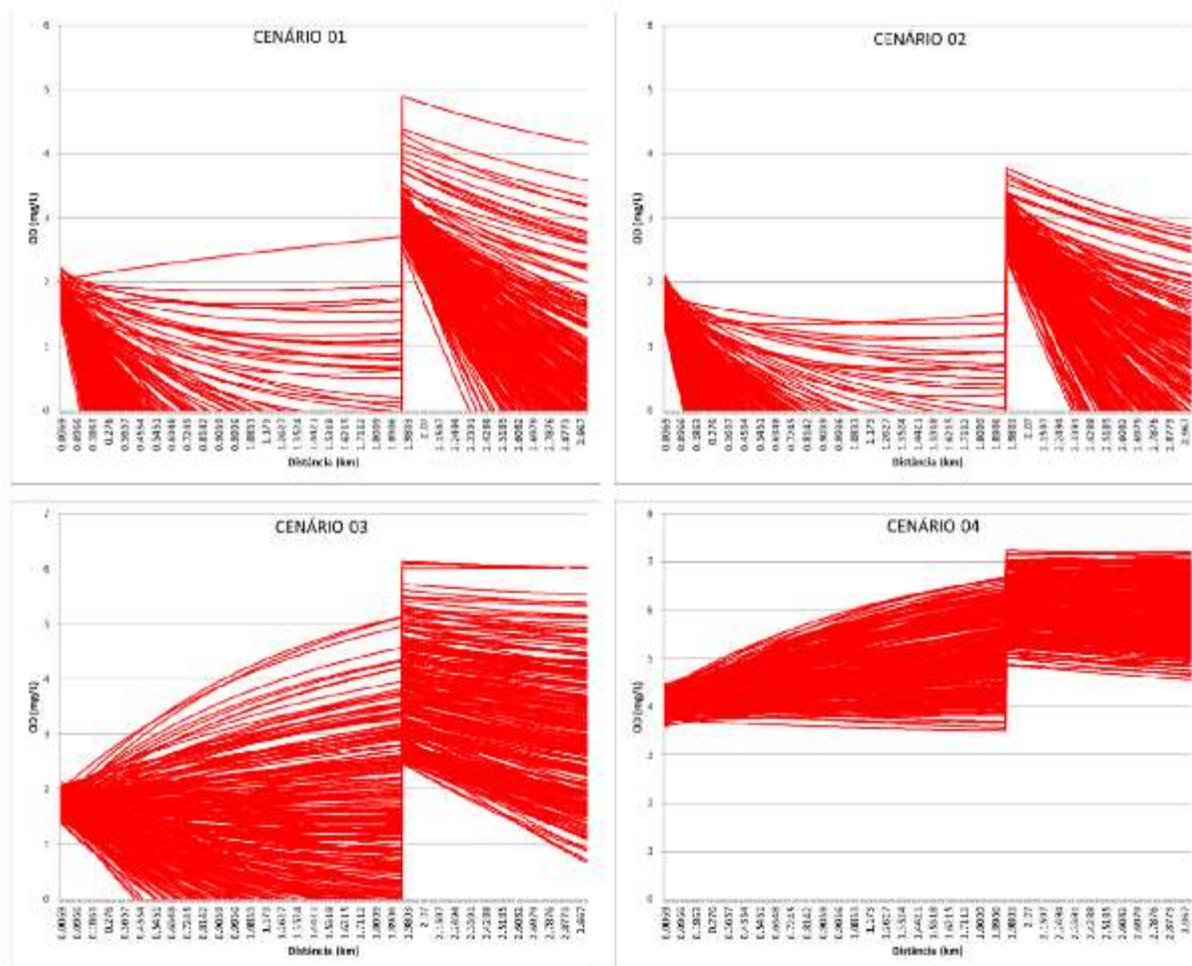


4.2 Ribeirão Tanque (município de Lagoa Dourada)

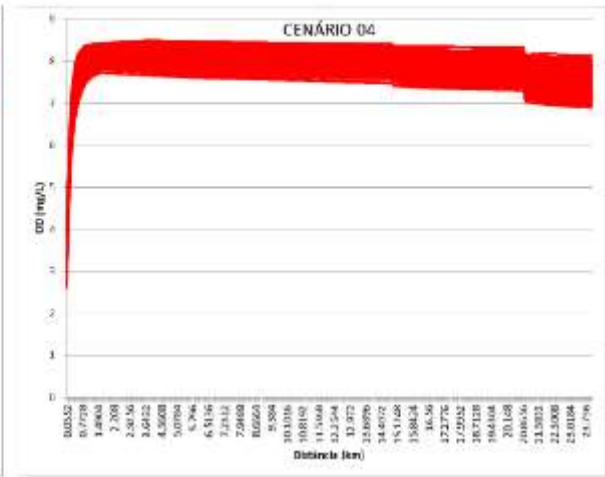
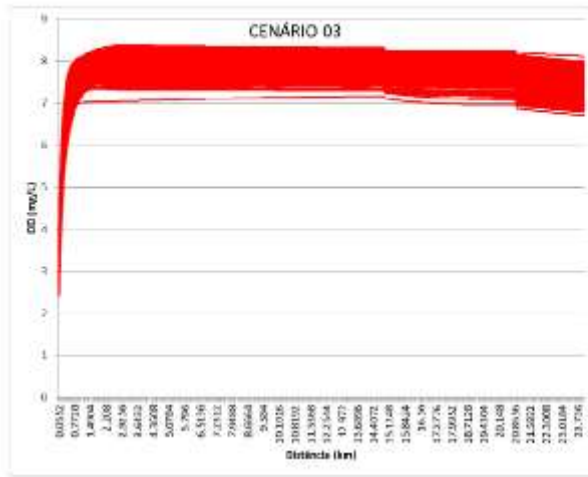
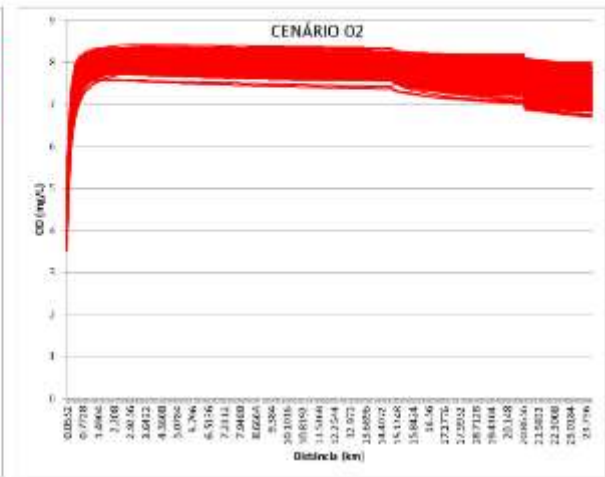
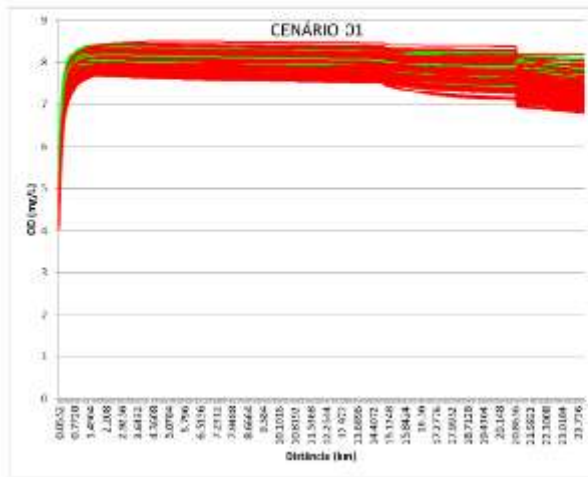


## 5 SUB-BACIA DO MÉDIO RIO DAS MORTES

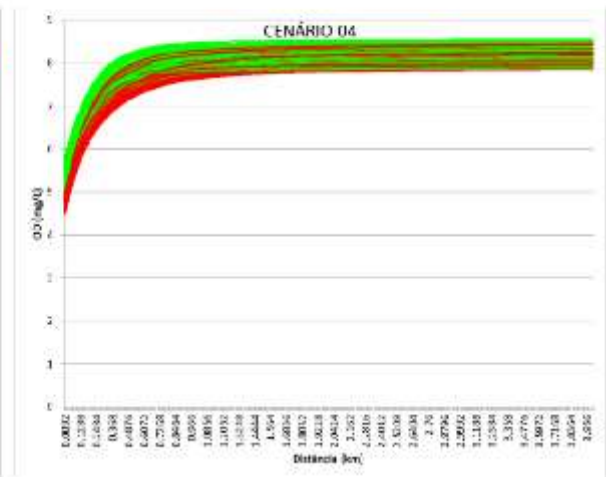
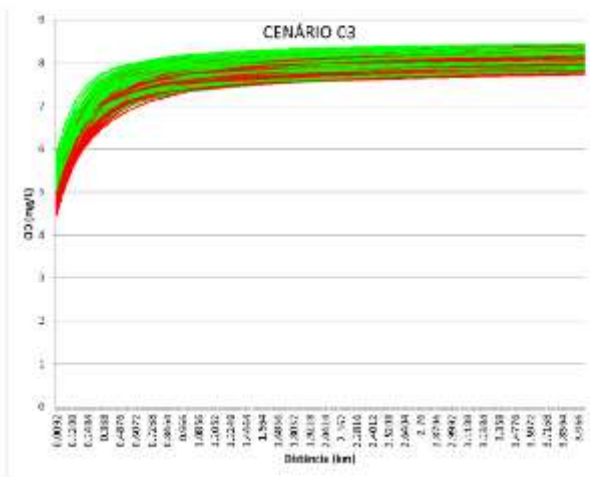
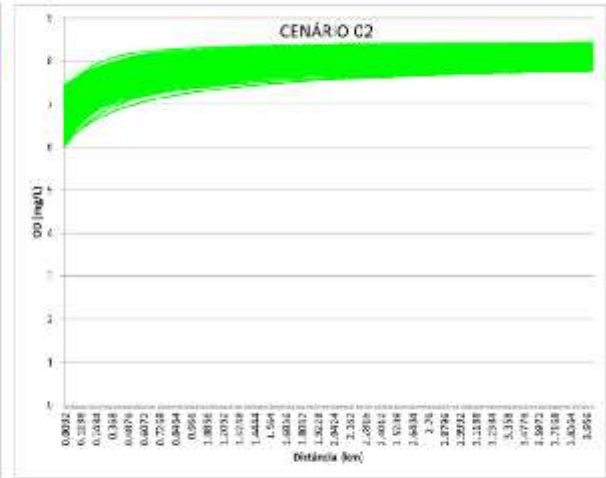
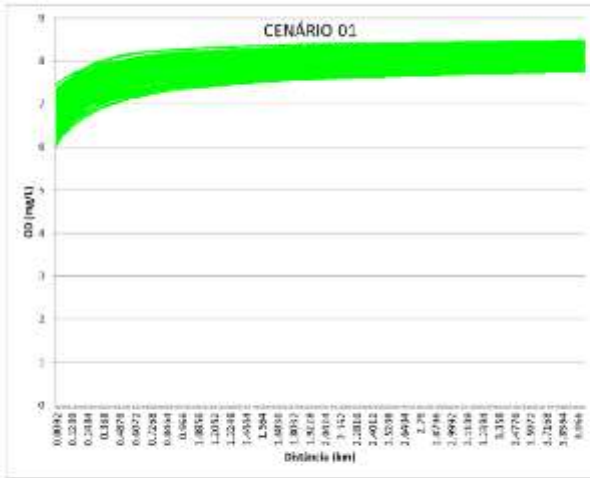
### 5.1 Ribeirão Água Limpa (município de São João Del Rei)



5.2 Rio Santo Antônio (município de Resende Costa)

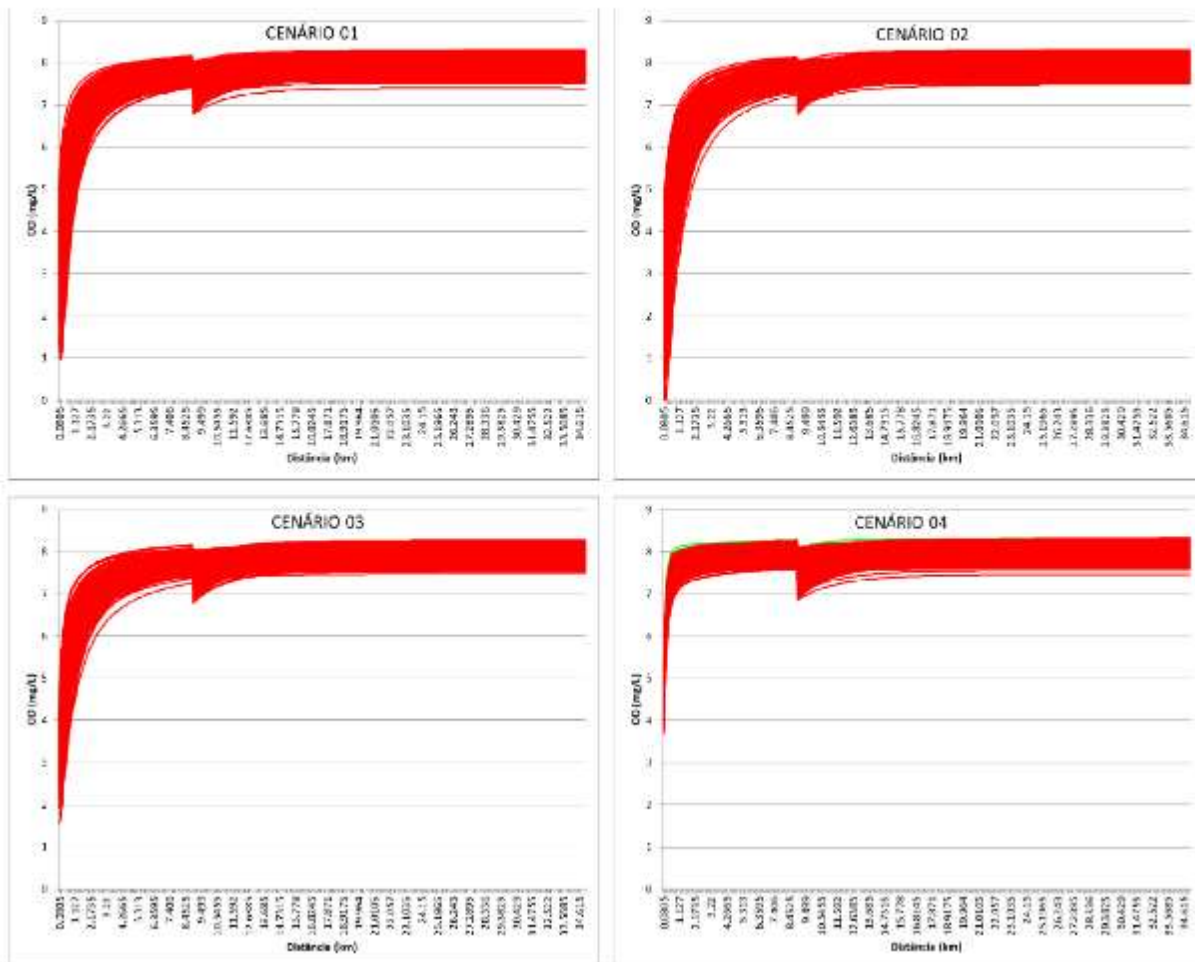


5.3 Córrego do Paiol (município de Ritápolis)



## 6 SUB-BACIA DO RIO DO PEIXE

### 6.1 Leito principal do rio do Peixe e ribeirão Sujo (município de São Tiago)



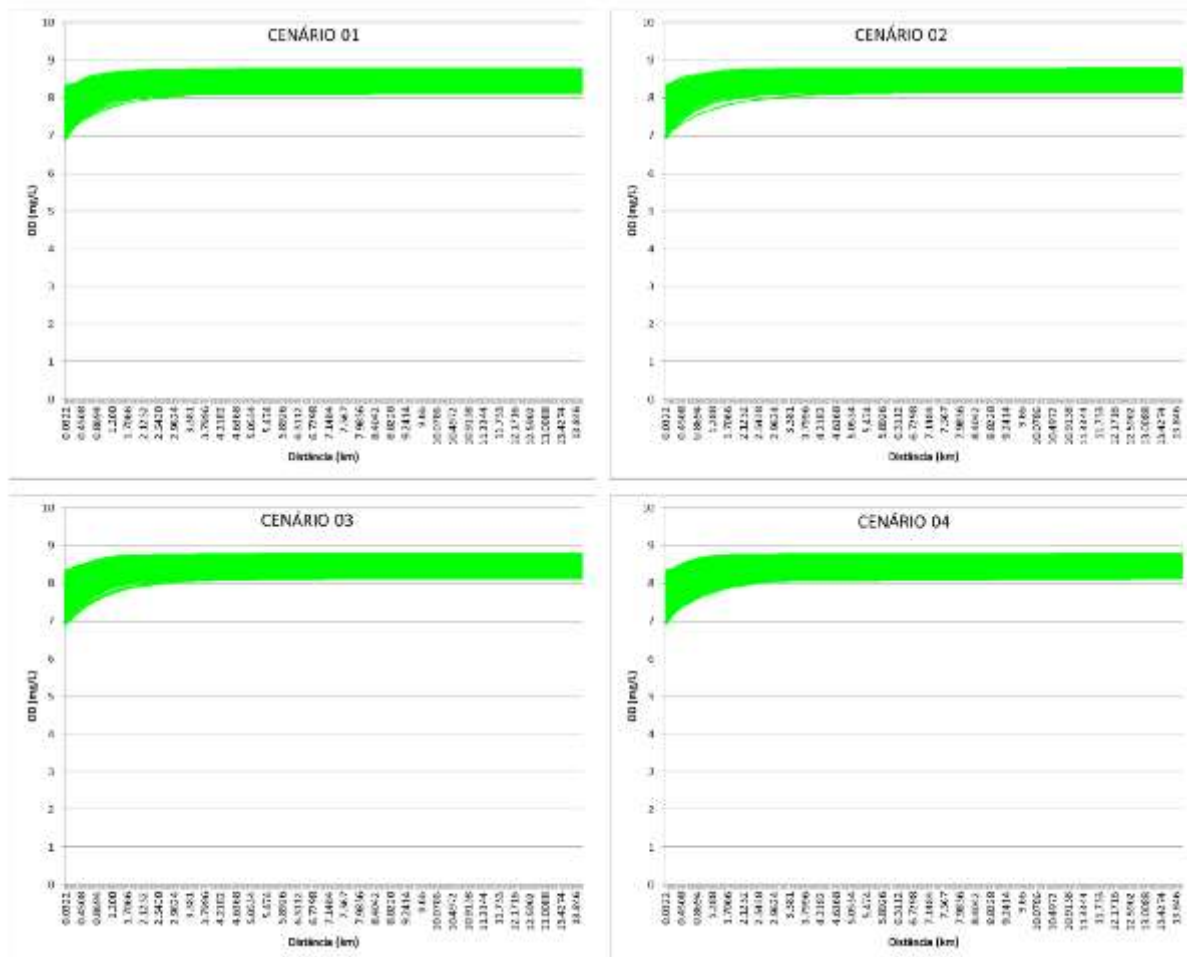
## 7 SUB-BACIA DO RIO BARBA-DE-LOBO

### 7.1 Leito principal do rio Barba-de-lobo (município de Conceição da Barra de Minas)



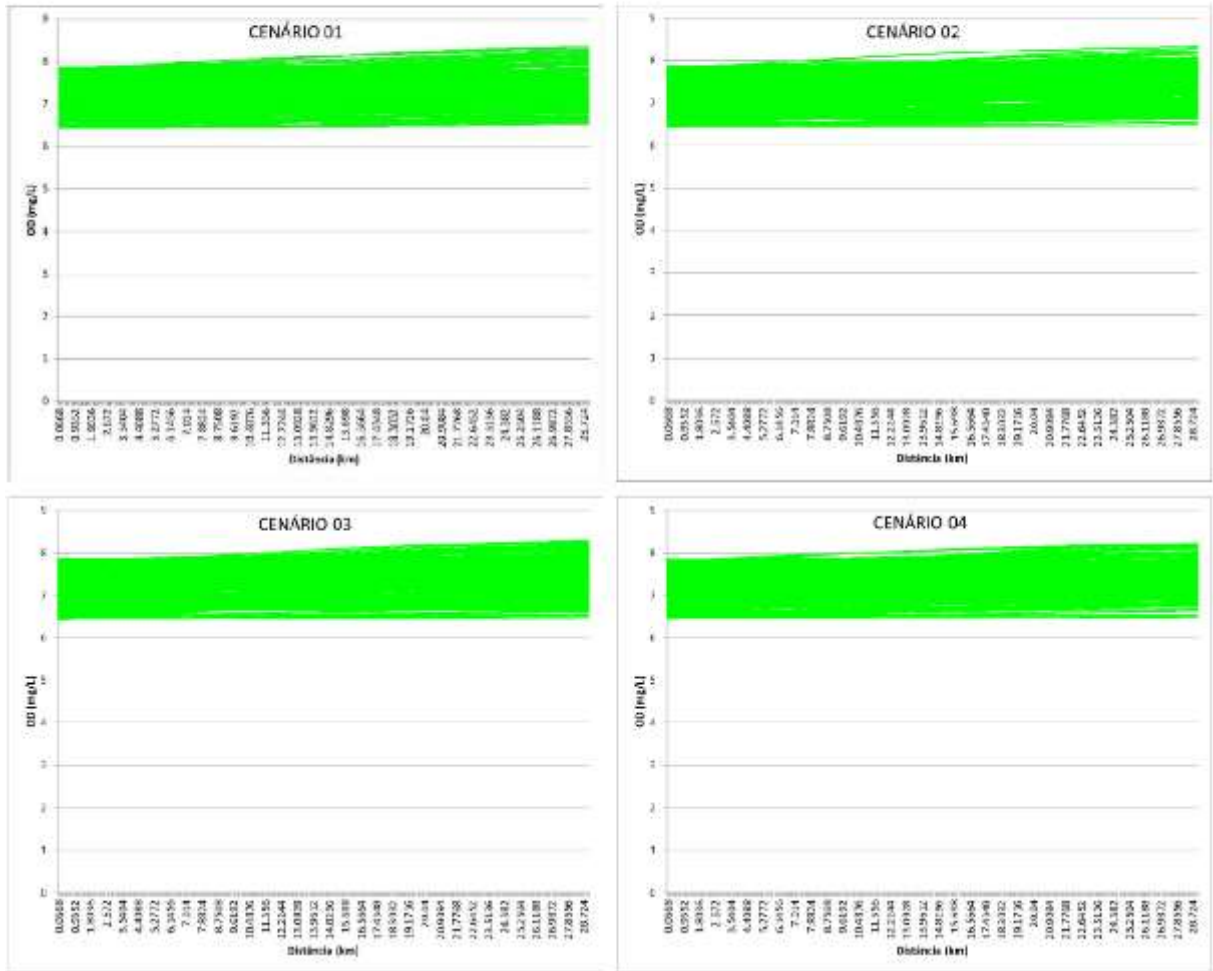
## 8 SUB-BACIA DO BAIXO RIO DAS MORTES

### 8.1 Rio Pirapetinga (município de Bom Sucesso)

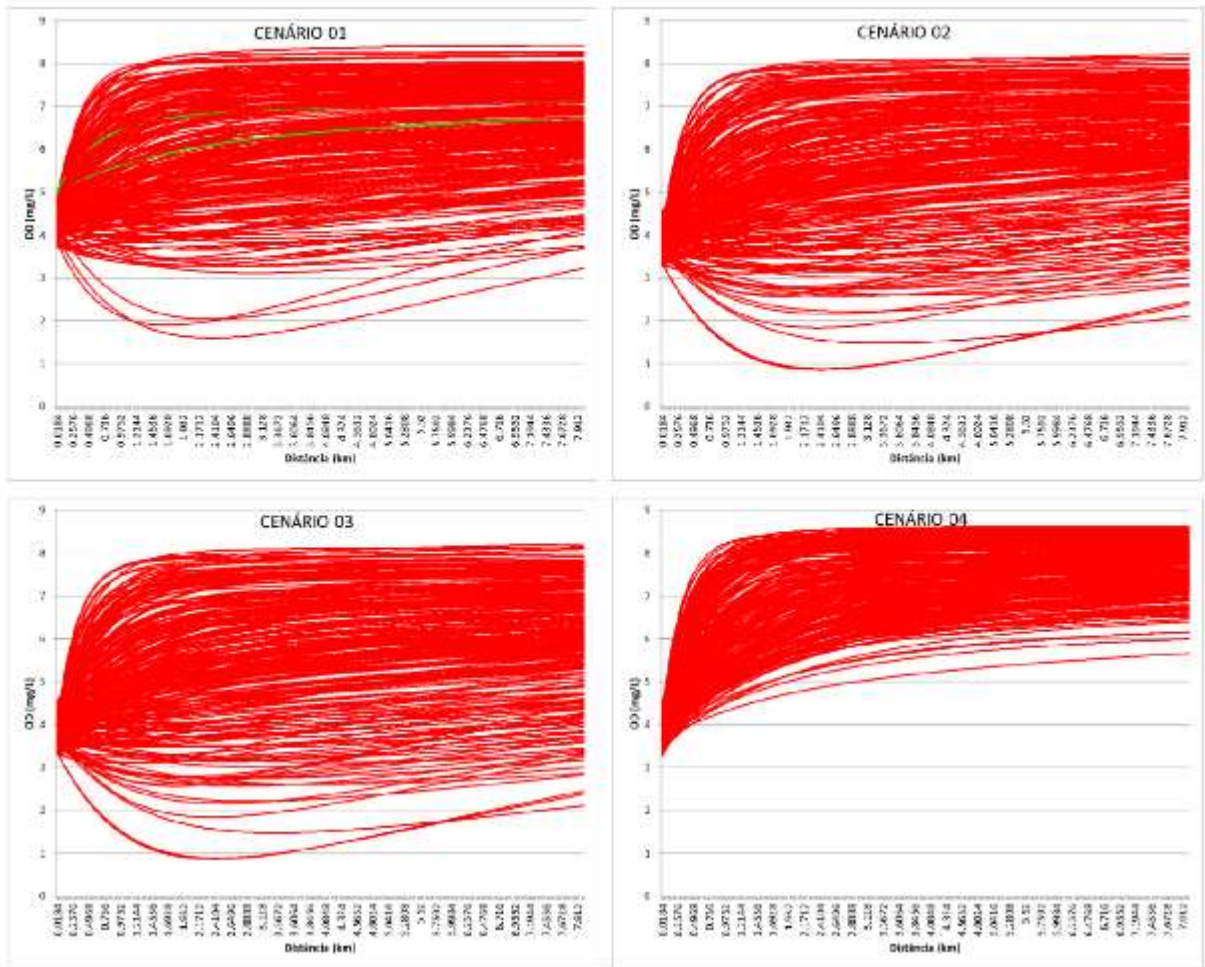


### 9 SUB-BACIA DO BAIXO DO ALTO RIO GRANDE

#### 9.1 Leito principal do rio Grande (município de Ribeirão Vermelho)

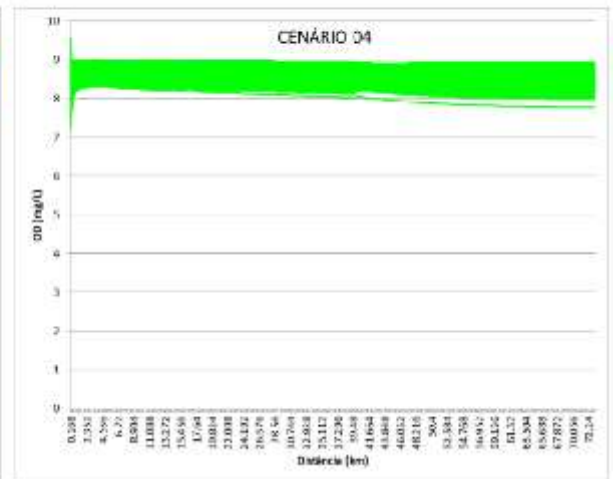
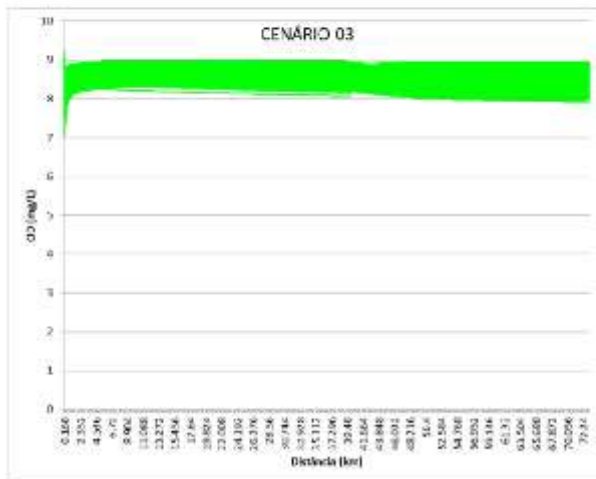
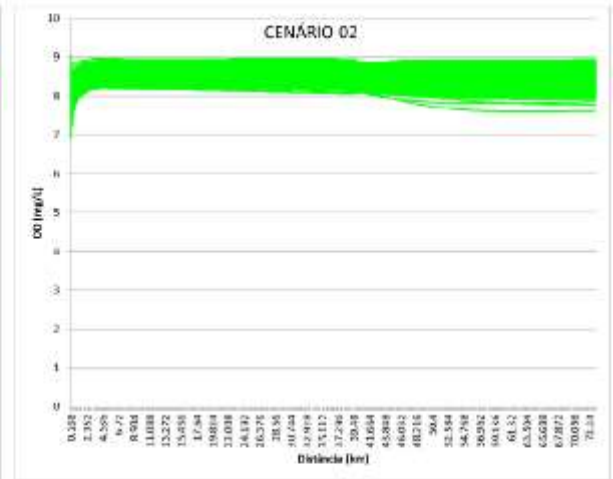
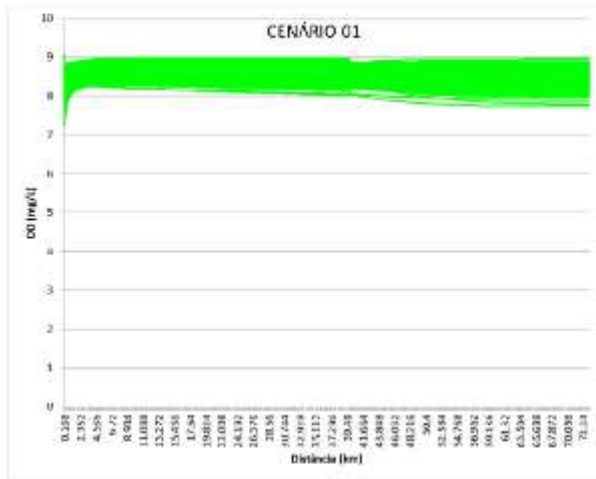


9.2 Ribeirão Vermelho (município de Lavras)

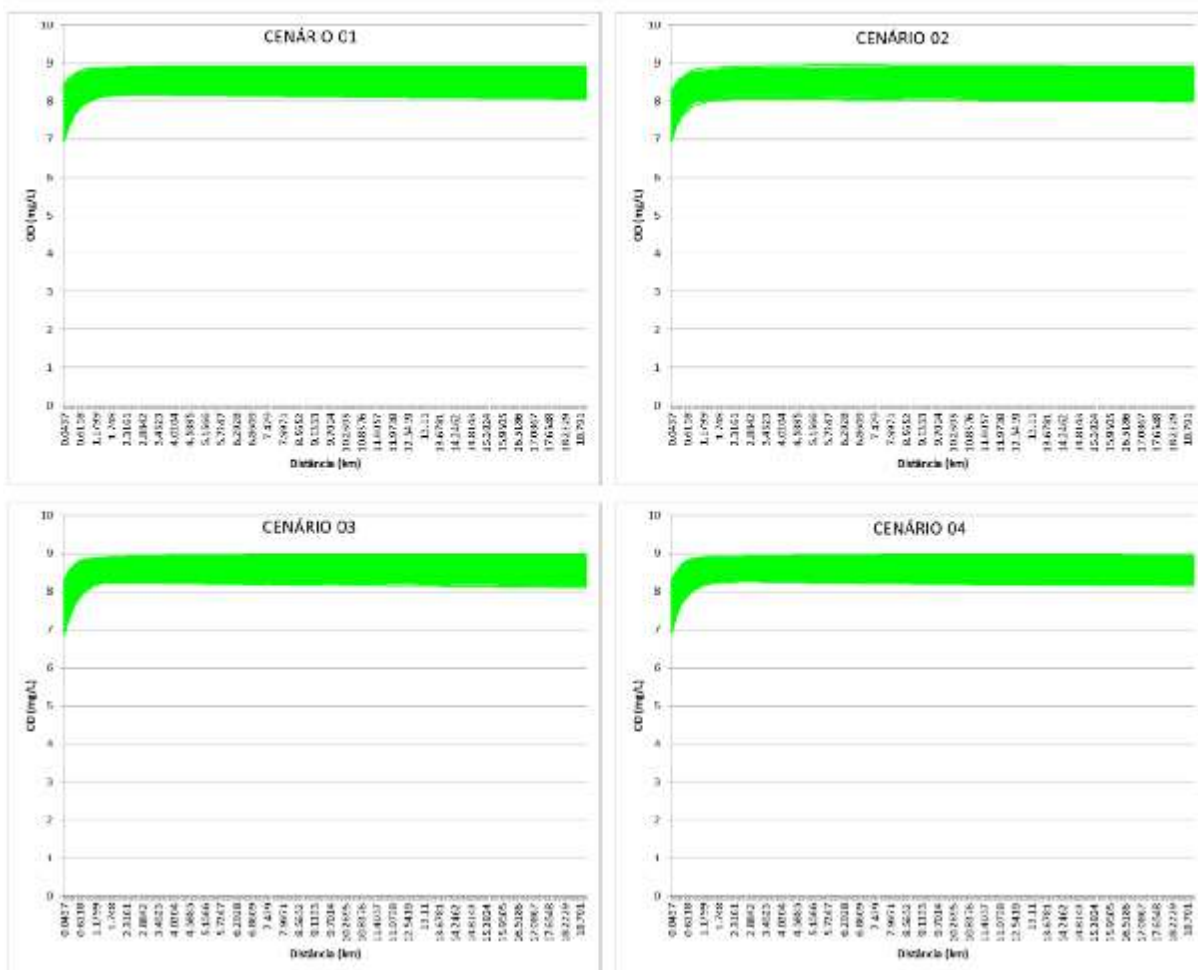


### 10 SUB-BACIA DO RIO DO CERVO

#### 10.1 Leito principal do rio do Cervo (município de São Bento do Abade)

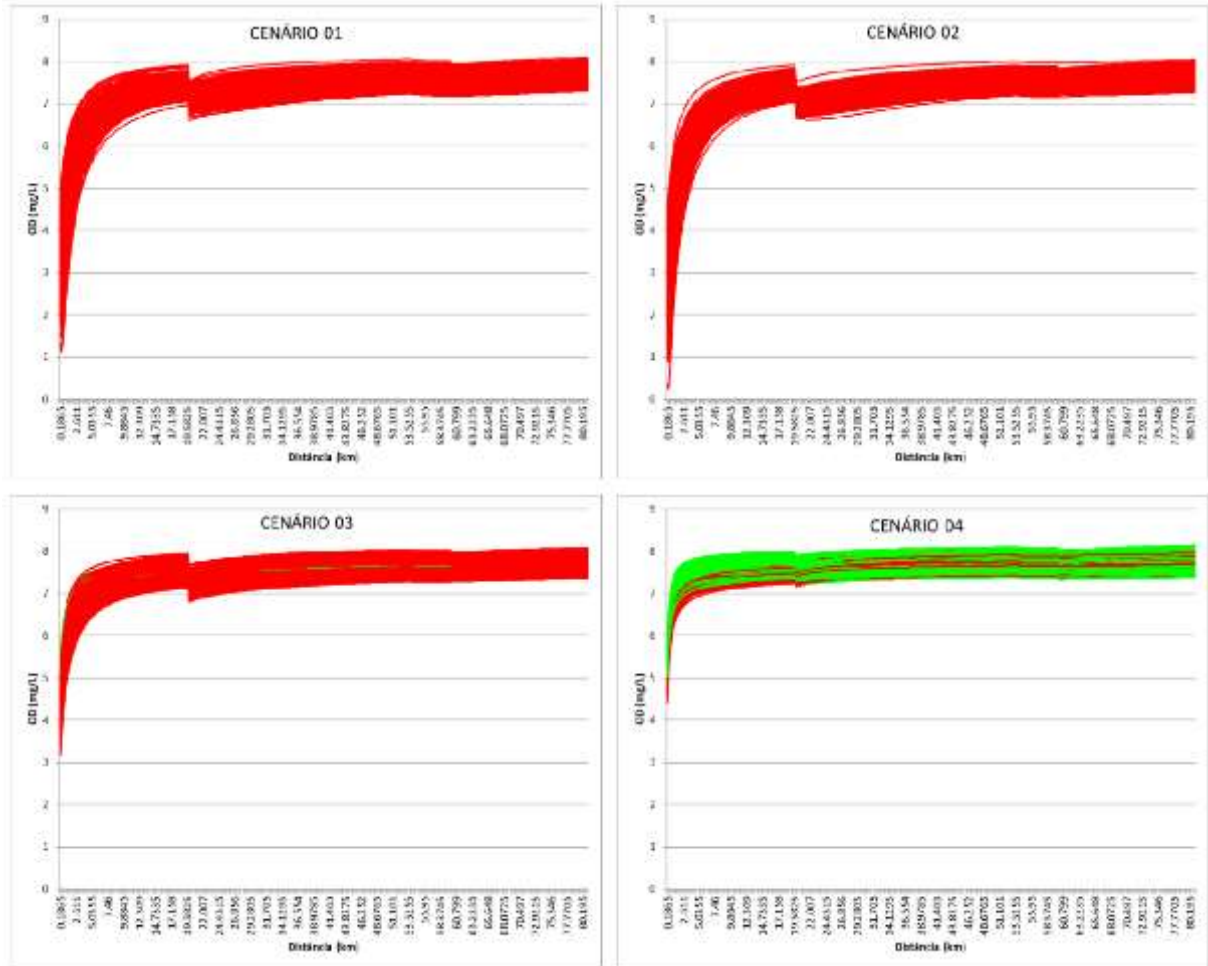


## 10.2 Ribeirão do Salto (município de Carmo da Cachoeira)

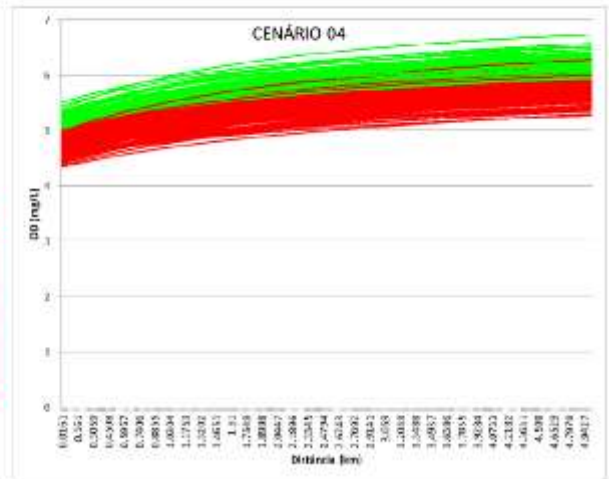
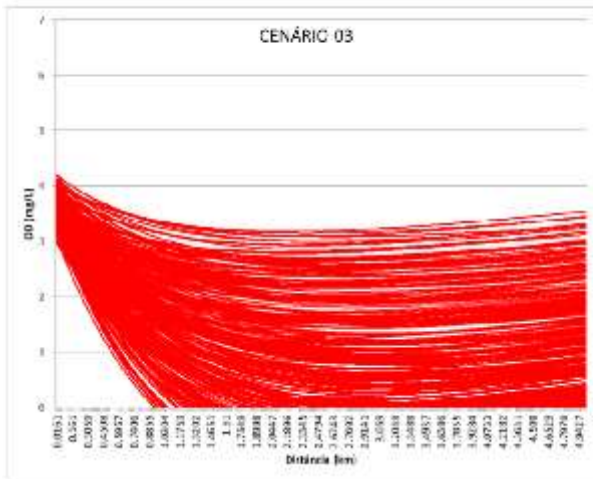
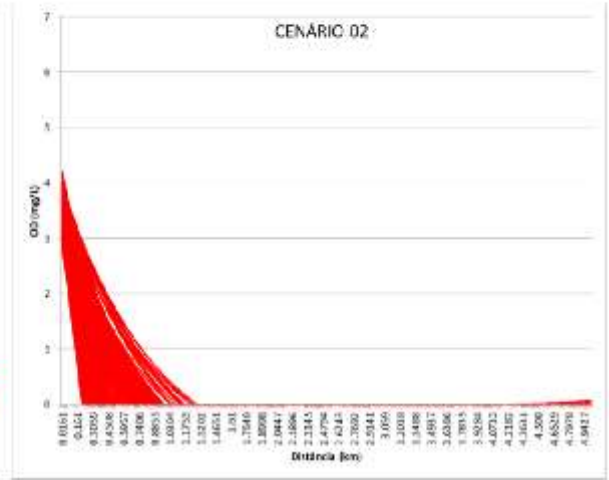
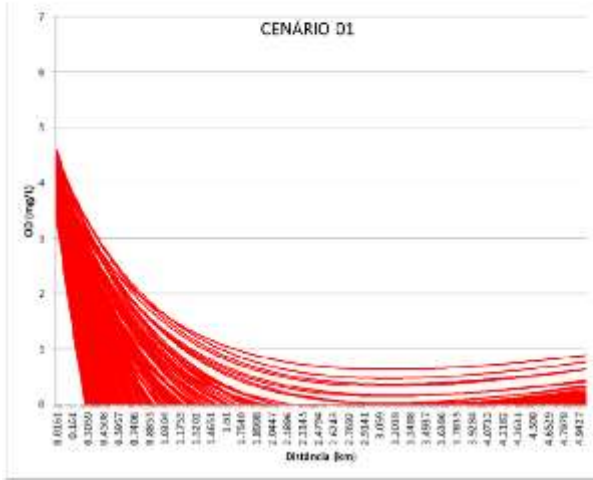


## 11 SUB-BACIA DO RIO JACARÉ

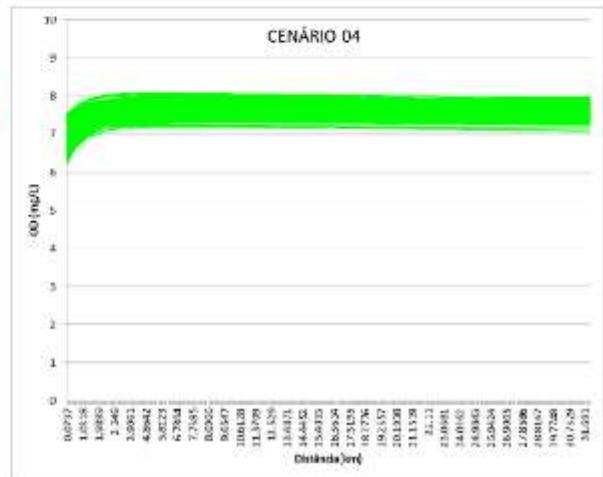
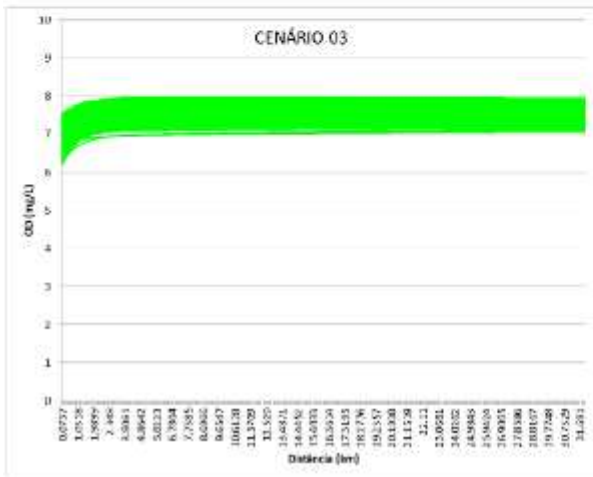
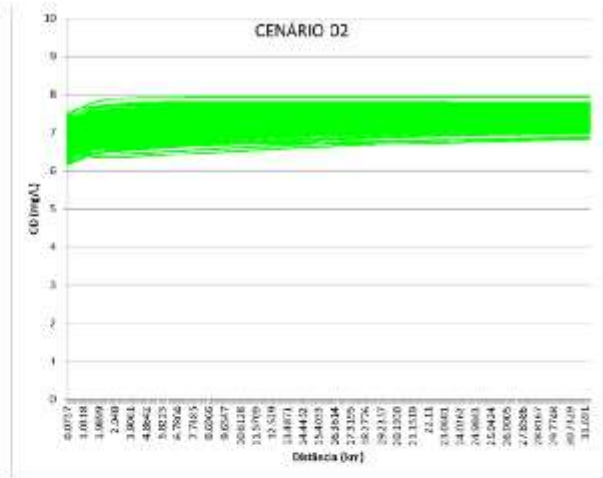
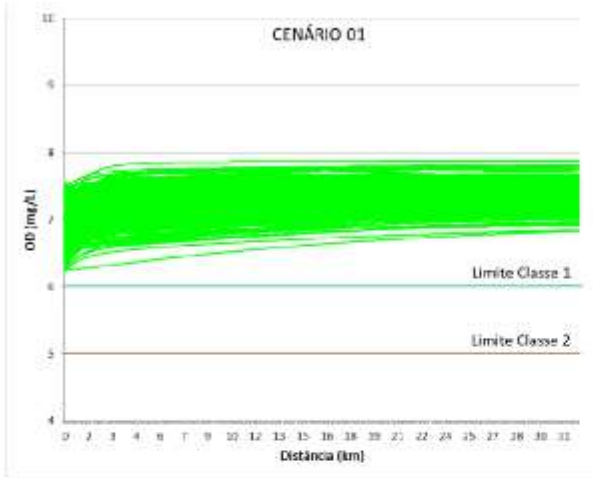
### 11.1 Leito principal do rio Jacaré e Ribeirão Maracanã (município de Oliveira)



### 11.2 Córrego Machadinha (município de São Francisco de Paula)



11.3 Rio do Amparo (município de Santo Antônio do Amparo)



## **APÊNDICE N – Análise de sensibilidade na modelagem de DBO e OD**

## ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

Variável	Símbolo	Curso d'água																							%
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	
Vazão de esgoto	Q e					*	*	*	*	*	*	*	*	*			*		*		*	*	*	*	61%
DBO do esgoto bruto	DBO e			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		*		*		*		*	*	*	70%
Nitrogênio Orgânico	N org e	*		*					*											*		*		22%	
Nitrogênio Amoniacal	Namo e							*					*											9%	
Vazão do rio	Q r					*	*	*			*		*	*			*		*		*	*	*	43%	
Oxigênio Dissolvido do rio	OD r		*		*	*	*	*		*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	78%	
DBO do rio	DBO r									*					*	*								13%	
Nitrogênio Orgânico do rio	N org r	*		*		*																		13%	
Nitrogênio Amoniacal do rio	N amo r											*				*								9%	
Nitrito do rio	Nnitri r	*							*															9%	
Nitrato do rio	Nnitra r								*	*				*										13%	
Velocidade do rio	V r	*		*					*	*	*	*	*			*	*		*	*	*	*	*	57%	
Profundidade do rio	H r	*		*					*			*						*						22%	
Temperatura do rio	T r	*				*	*		*	*	*			*			*		*		*	*	*	52%	
Potencial hidrogeniônico do rio	pH r	*							*									*						13%	
Coeficiente de Desoxigenação	K <sub>1</sub>	*				*			*		*	*		*										26%	
Coeficiente de Decomposição	K <sub>D</sub>	*		*		*	*		*	*		*	*		*		*		*		*	*	*	52%	
Coef. de Sedimentação DBO	K <sub>S</sub>																							0%	
Máximo aceito para valor K <sub>2</sub>	K <sub>2max</sub>			*		*			*	*		*		*		*		*		*		*		35%	
Coef. de Sedimentação N org	K so	*																					*	9%	
Coef. de Conversão Norg-Namo	K oa		*			*		*					*					*	*					26%	
Coef. de Conversão Namo-Nnitrito	K an	*				*						*		*				*						22%	
Coef. Conversão Nnitrito-Nnittrato	K nn		*			*							*						*					17%	
O <sub>2</sub> equiv. Convers. Namon-Nnitrito	O <sub>2</sub> Nam on								*															4%	
O <sub>2</sub> equiv. conversão Nnitrito-Nnittrato	O <sub>2</sub> Nnitri			*																	*	*		13%	

\* O modelo é sensível a esta variável

## Nota:

## Bacia do rio das Mortes

1 - Leito principal do rio das Mortes

## Alto rio das Mortes

2 - Ribeirão Bandeirinha (município de Antônio Carlos)

3 - Ribeirão Caieiro (município de Barbacena)

4 - Ribeirão Loures (município de Alfredo Vasconcelos)

5 - Ribeirão Ressaquinha (município de Ressaquinha)

6 - Ribeirão do Patusca (Dores de Campos)

7 - Ribeirão do Pinhão (Prados)

## Rio Elvas

8 - Rio Elvas

## Rio Carandaí

9 - Tanque Grande (Lagoa Dourada)

10 - Rio Carandaí (Carandaí)

## Médio rio das Mortes

11 - Córrego Água Limpa (São João del Rei)

12 - Córrego do Quilombo (Resende Costa)

13 - Córrego do Paiol (Ritópolis)

## Rio do Peixe

14 - Rio do Peixe (São Tiago)

## Rio das Mortes Pequeno

15 - Rio das Mortes Pequeno (Conceição da Barra de Minas)

## Baixo rio das Mortes

16 - Rio Pirapetinga (Bom Sucesso)

## Baixo do Alto rio Grande

17 - Ribeirão Vermelho (Lavras)

18 - Rio Grande (Ribeirão Vermelho)

## Rio do Cervo

19 - Rio do Cervo (São Bento do Abade)

20 - Ribeirão do Salto (Carmo da Cachoeira)

## Rio Jacaré

21 - Rio Jacaré (Oliveira)

22 - Córrego Machadinha (São Francisco de Paula)

23 - Rio do Amparo (Santo Antônio do Amparo)

**APÊNDICE O – Equações e Coeficientes da modelagem de P e N**

## EQUAÇÕES E COEFICIENTES DA MODELAGEM DE P E N

### 1. Equações do modelo de nitrogênio

Estas equações baseiam-se na convergência de modelos apresentados por Thomann e Mueller (1987), EPA (1987) e Chapra (2008).

- Nitrogênio orgânico

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -K_{oa} \cdot N_{org} - K_{so} \cdot N_{org} \quad (1)$$

- Amônia

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{oa} \cdot N_{org} - K_{an} \cdot N_{amon} + \frac{S_{Namon}}{H} \quad (2)$$

- Nitrito

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = K_{an} \cdot N_{amon} - K_{nn} \cdot N_{nitri} \quad (3)$$

- Nitrato

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = K_{nn} \cdot N_{nitri} \quad (4)$$

- Nitrogênio total

$$N_{tot} = N_{org} + N_{amon} + N_{nitri} + N_{nitra} \quad (5)$$

Onde:

$N_{tot}$  = nitrogênio total (mgN L<sup>-1</sup>);

$N_{org}$  = nitrogênio orgânico (mgN L<sup>-1</sup>);

$N_{amon}$  = amônia (mgN L<sup>-1</sup>);

$N_{nitri}$  = nitrito (mgN L<sup>-1</sup>);

$N_{nitra}$  = nitrato (mgN L<sup>-1</sup>);

$K_{so}$  = coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação (d<sup>-1</sup>);

$K_{oa}$  = coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia (d<sup>-1</sup>);

$K_{an}$  = coeficiente de conversão de amônia a nitrito (nitrificação) (d<sup>-1</sup>);

$K_{nn}$  = coeficiente de conversão de nitrito a nitrato (nitrificação) (d<sup>-1</sup>);

$S_{\text{Namon}}$  = coef. de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ( $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ );

H = profundidade do curso d'água (m).

Os coeficientes ainda devem ser corrigidos pela temperatura. Valores sugeridos para o coeficiente de temperatura  $\theta$  são:

- Correção de  $K_{\text{oa}}$ :  $\theta = 1,047$  (EPA, 1987);
- Correção de  $K_{\text{an}}$ :  $\theta = 1,080$  (THOMANN; MUELLER, 1987)

### 1.1 Coeficientes da modelagem de nitrogênio

No Quadro 01, está apresentado o resumo dos valores típicos dos coeficientes de reação ( $20^{\circ}\text{C}$ ) do ciclo do nitrogênio em cursos d'água (THOMANN; MUELLER, 1987; EPA, 1987; CHAPRA, 2008).

Quadro 01 – Coeficientes utilizados na modelagem de Nitrogênio.

Coef.	Valores usuais ( $20^{\circ}\text{C}$ )
$K_{\text{so}}$	- Remansos: $0,10 \text{ d}^{-1}$
	- Rios lentos: águas naturais a moderadamente poluídas: $0,05 \text{ d}^{-1}$ Águas fortemente poluídas: $0,10 \text{ d}^{-1}$
	- Rios rápidos: águas naturais: $0,02 \text{ d}^{-1}$ ; águas moderadamente poluídas: $0,05 \text{ d}^{-1}$ ; águas fortemente poluídas: $0,10 \text{ d}^{-1}$
	- Corredeiras: $0,00 \text{ d}^{-1}$
$K_{\text{oa}}$	$0,20$ a $0,20 \text{ d}^{-1}$
$K_{\text{an}}$	$0,15$ a $0,25 \text{ d}^{-1}$
$K_{\text{nn}}$	- Cursos d'água profundos: $0,10$ a $0,50 \text{ d}^{-1}$
	- Cursos d'água rasos: $0,20$ a $1,00 \text{ d}^{-1}$ ou mais
	- Similares aos valores de $K_d$ (decomposição da DBO) incluindo a distinção entre rios rasos e profundos (THOMANN; MUELLER, 1987)
$S_{\text{Namon}}$	$0,00$ a $0,50 \text{ g/m}^2.\text{d}$ (menores valores para rios rápidos e limpos)

Fonte: Adaptado de von Sperling (2014).

## 2. Equações do modelo de Fósforo

A seguir, são apresentadas as equações utilizadas na modelagem de fósforo, de acordo com o modelo QUAL2E (EPA, 1987).

- Fósforo orgânico

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -K_{oi} \cdot P_{org} - K_{spo} \cdot N_{org} \quad (6)$$

- Fósforo inorgânico

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = K_{oi} \cdot P_{org} + \frac{S_{Pinorg}}{H} \quad (7)$$

Onde:

$P_{org}$  = concentração de fósforo orgânico (mg L<sup>-1</sup>);

$P_{inorg}$  = concentração de fósforo inorgânico (mg L);

$K_{spo}$  = coeficiente de remoção de fósforo orgânico por sedimentação (d<sup>-1</sup>)

$K_{oi}$  = coeficiente de conversão de fósforo orgânico a fósforo inorgânico (d<sup>-1</sup>)

$S_{Pinorg}$  = coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo (g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>)

H = profundidade do curso d'água (m)

## 2.1 Coeficientes da modelagem de fósforo

Na Tabela 02 são apresentados os valores usuais para os coeficientes de reação (20 ° C) do modelo de fósforo em rios (EPA, 1987)

Tabela 02 – Valores dos coeficientes do modelo de fósforo em rios.

Coeficiente	Valores intermediários	Coef. De Temperatura $\theta$
$K_{spo}$	0,02 a 0,05	1,024
$K_{oi}$	0,2 a 0,3	1,047
$S_{Pinorg}$	0,0 a 0,2	1,074

Fonte: Adaptado de EPA (1987).

### 3. Coeficientes adotados no modelo após a calibração

Tabela 03 – Coeficientes adotados no modelo após a calibração.

Coeficiente	Sub-bacia									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$K_{so} (d^{-1})$	0,10	0,05	0,05	0,10	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
$K_{oa} (d^{-1})$	0,17	0,25	0,25	0,40	0,25	0,25	0,02	0,20	0,20	0,20
$K_{an} (d^{-1})$	0,10	0,20	0,20	0,10	0,20	0,20	0,10	0,15	0,15	0,25
$K_{nn} (d^{-1})$	2,00	0,60	0,60	2,00	0,60	0,60	2,00	1,00	2,00	2,00
$S_{Namon} (d^{-1})$	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,50	0,00	0,25
$K_{spo} (d^{-1})$	0,04	0,04	0,04	0,05	0,04	0,04	0,05	0,02	0,10	0,02
$K_{oi} (d^{-1})$	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,30
$S_{Pinorg} (d^{-1})$	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,00	0,00

Nota : 1 – Alto rio das Mortes 2 – Rio Elvas 3 – Rio Carandaí 4 – Médio rio das Mortes 5 – Rio dos Peixes 6 – Rio das Mortes Pequeno 7 – Baixo rio das Mortes 8 – Baixo do alto rio Grande 9 – Rio do Cervo 10 – Rio Jacaré

Fonte: Do autor (2023).

### REFERÊNCIAS

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. New York: WCB/McGraw-Hill, Mc, 2008.

EPA, U. S. E. P. A. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS**. Athens: EPA, 1987.

THOMANN, R. V; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & Row Publishers, 1987.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

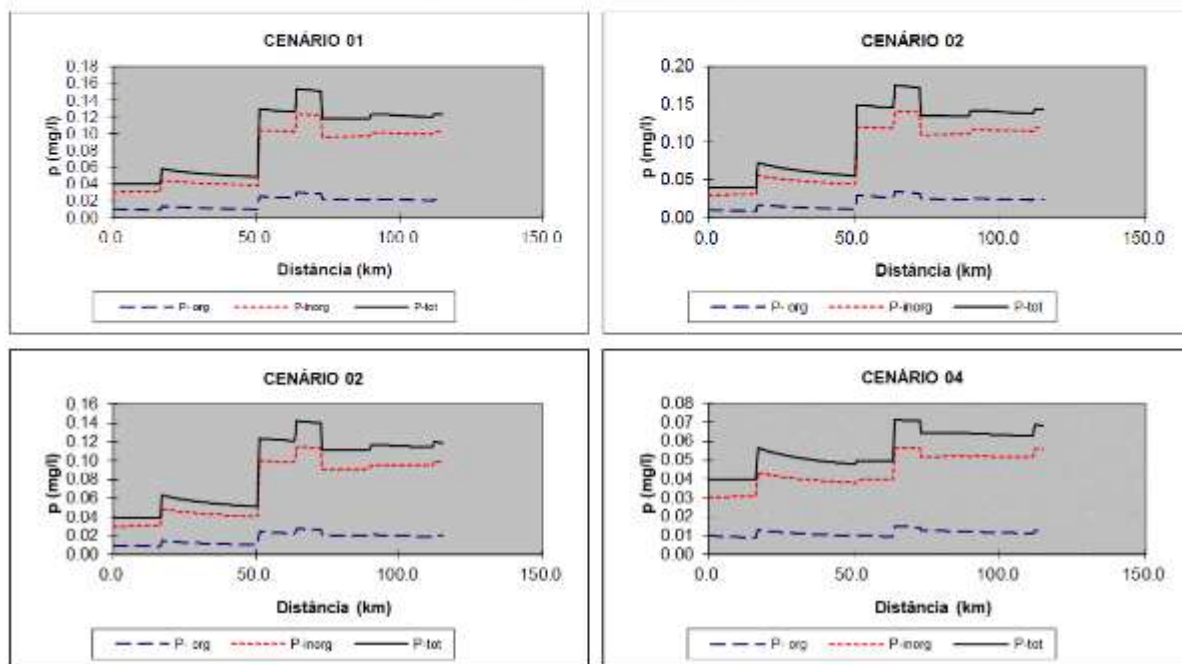
**APÊNDICE P – Perfis Longitudinais para os cursos d'água modelados -  
fósforo total**

## Perfis Longitudinais para os cursos d'água modelados

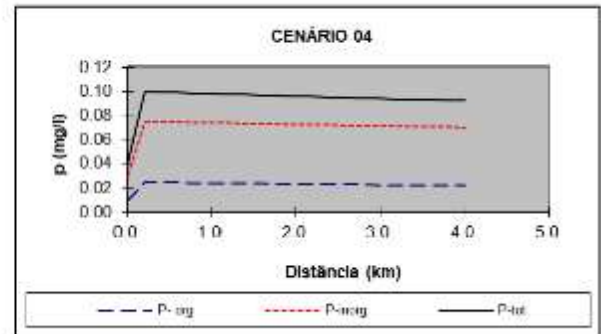
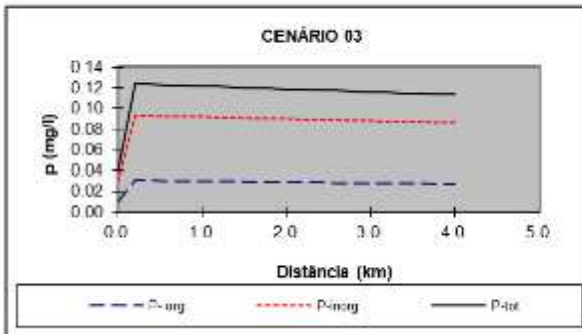
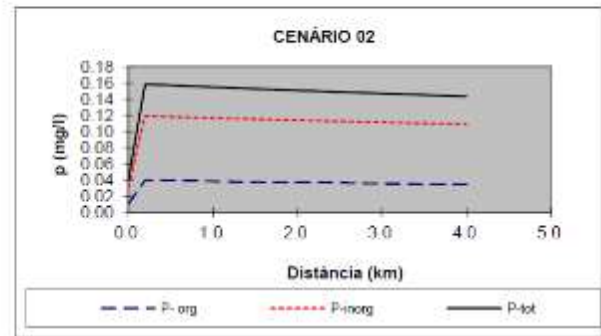
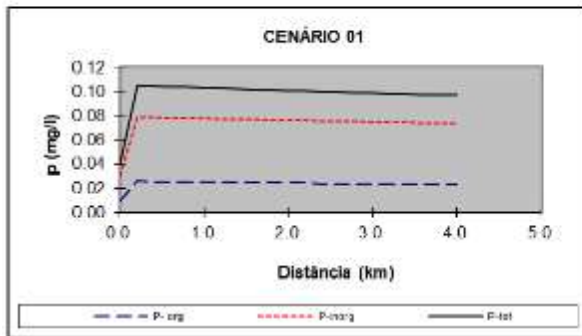
## Fósforo Total – P total

## 1. SUB-BACIA DO ALTO RIO DAS MORTES

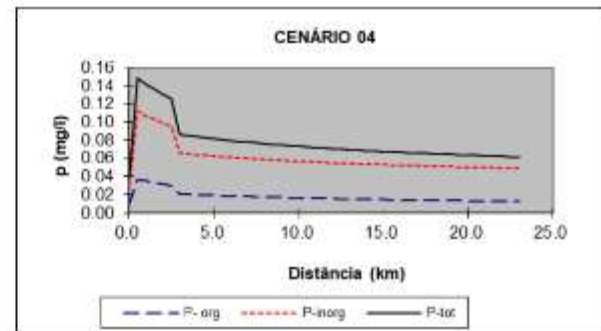
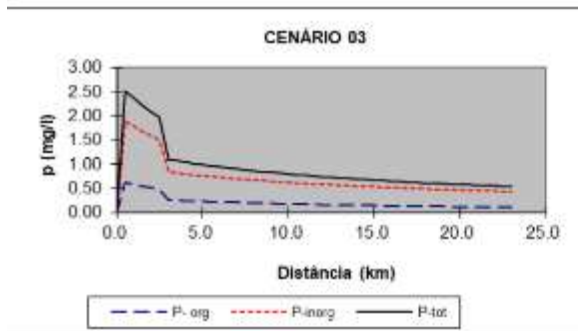
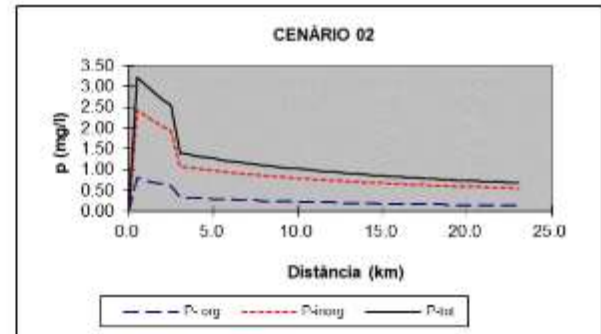
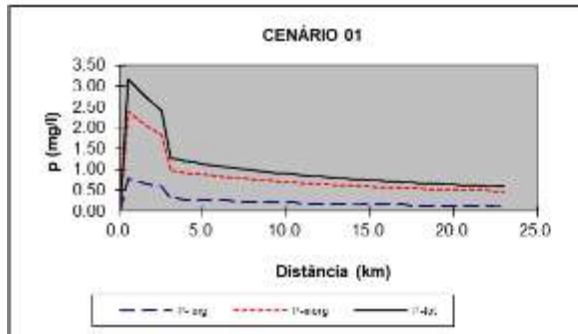
## 1.1 Leito Principal do rio das Mortes



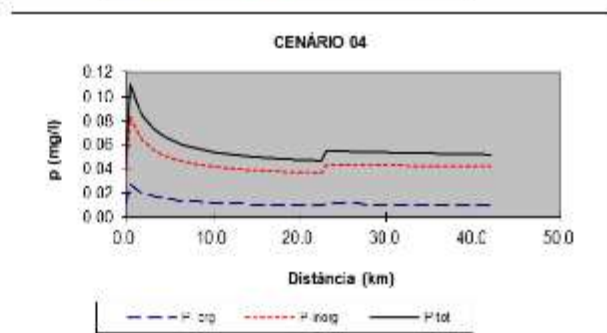
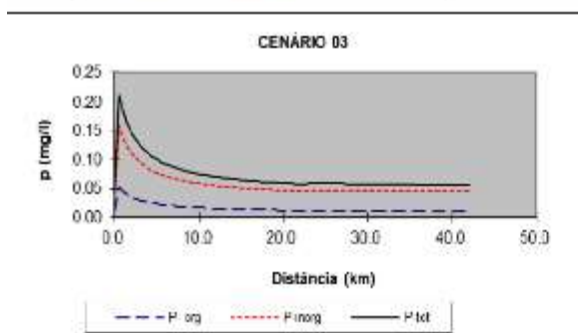
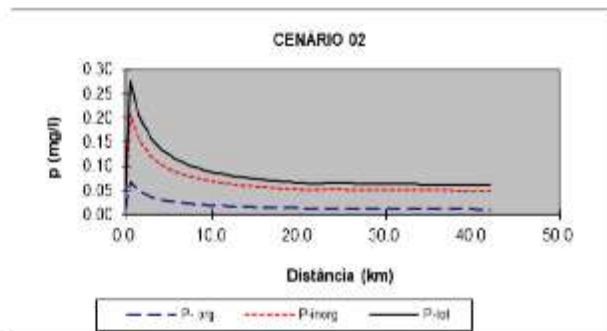
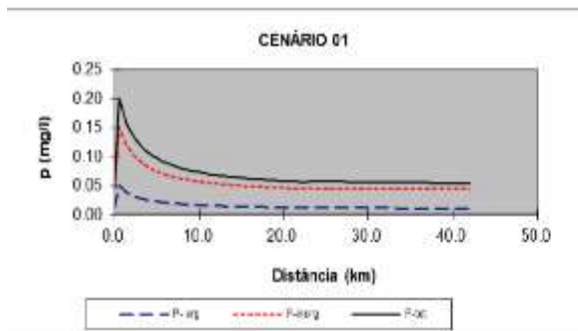
## 1.2 Ribeirão Bandeirinha (Município de Antônio Carlos)



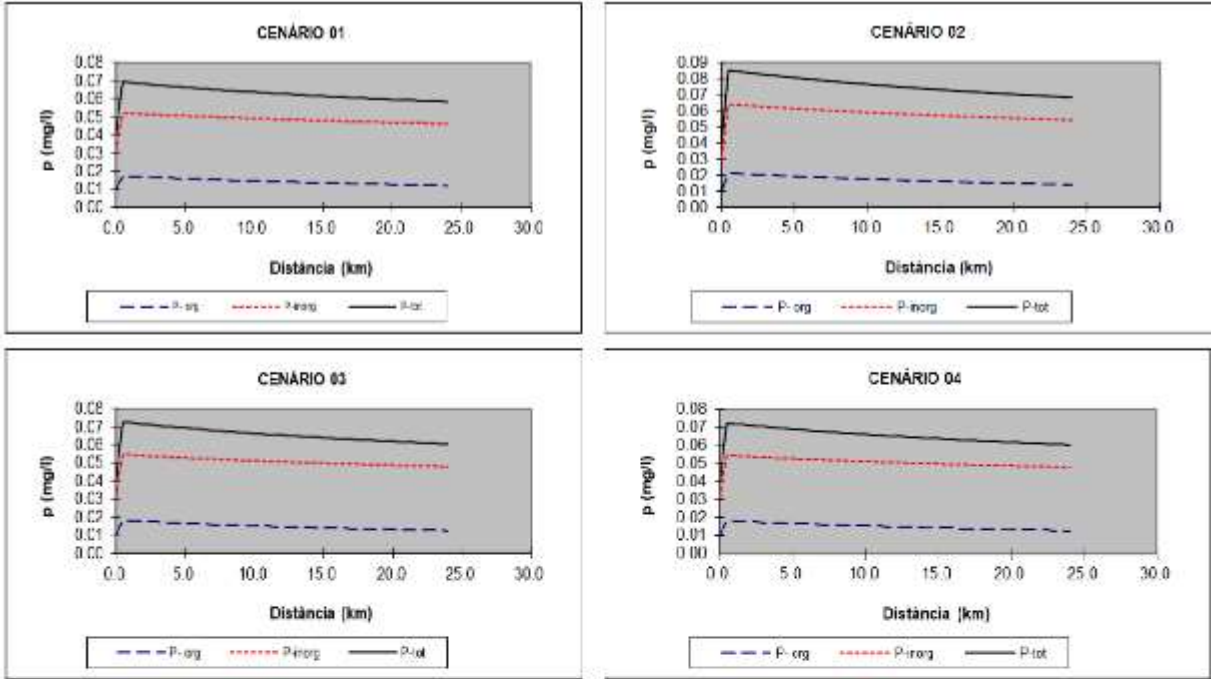
## 1.3 Ribeirão Caieiros (Município de Barbacena)



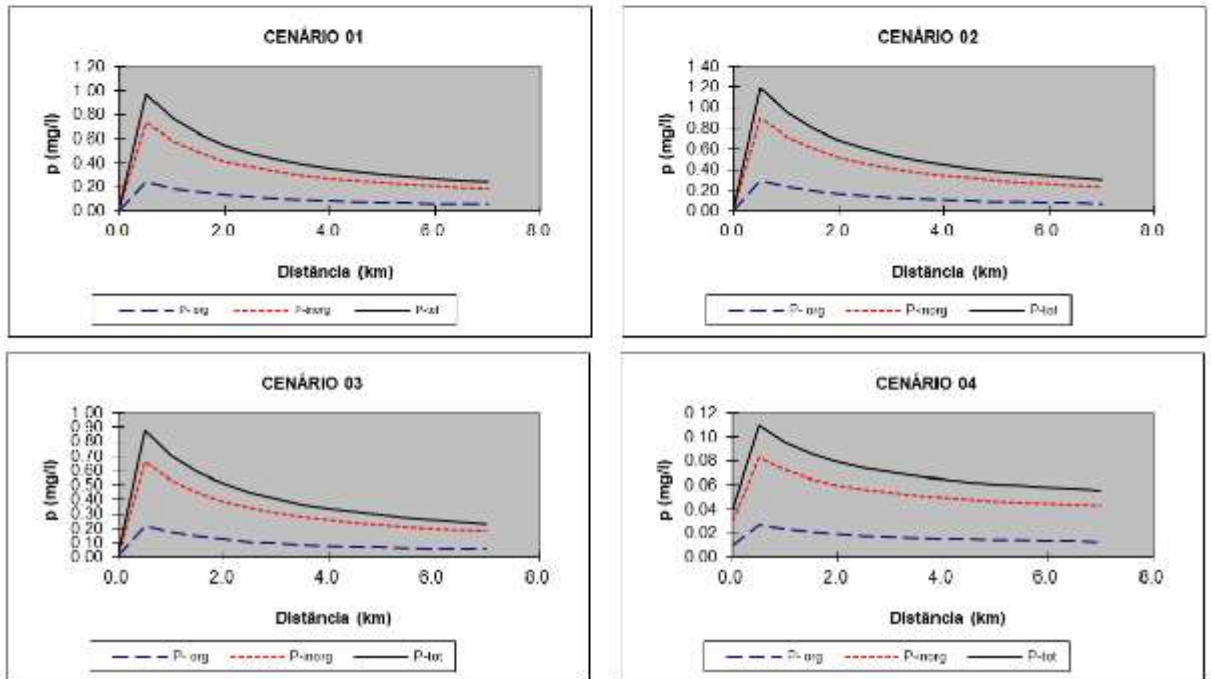
## 1.4 Ribeirão Ressaquinha (Município de Ressaquinha)



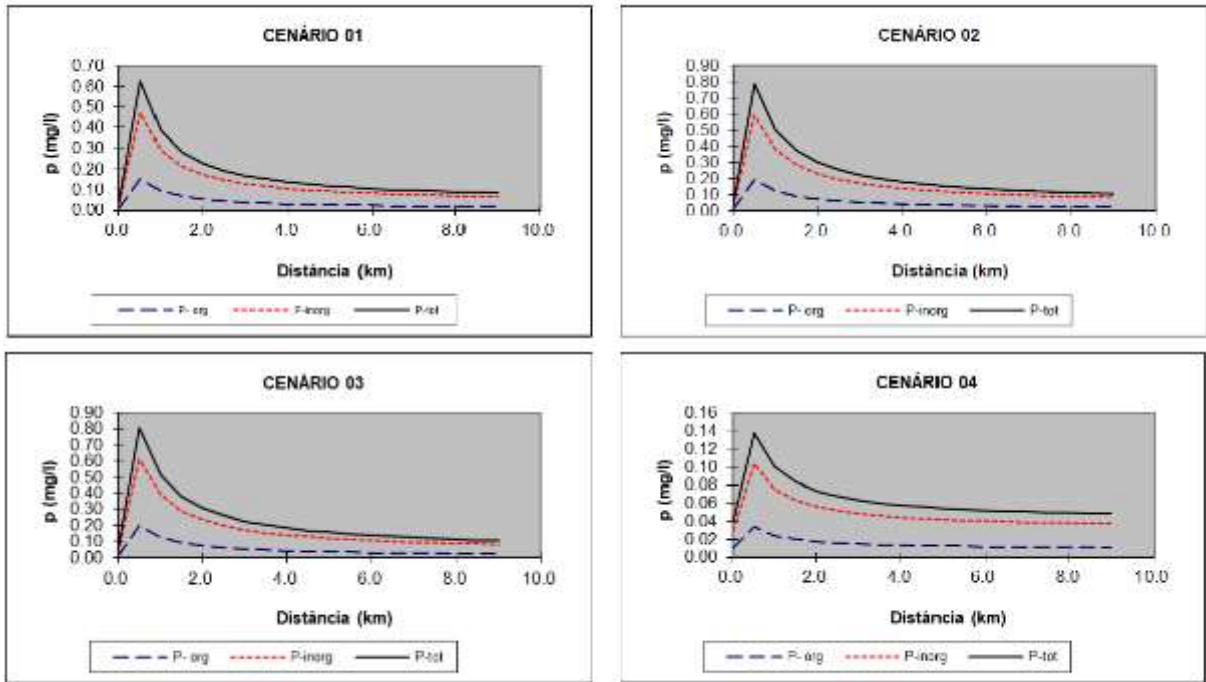
1.5 Ribeirão Loures (Município de Alfredo Vasconcelos)



1.6 Ribeirão do Patusca (Município de Dolores de Campos)

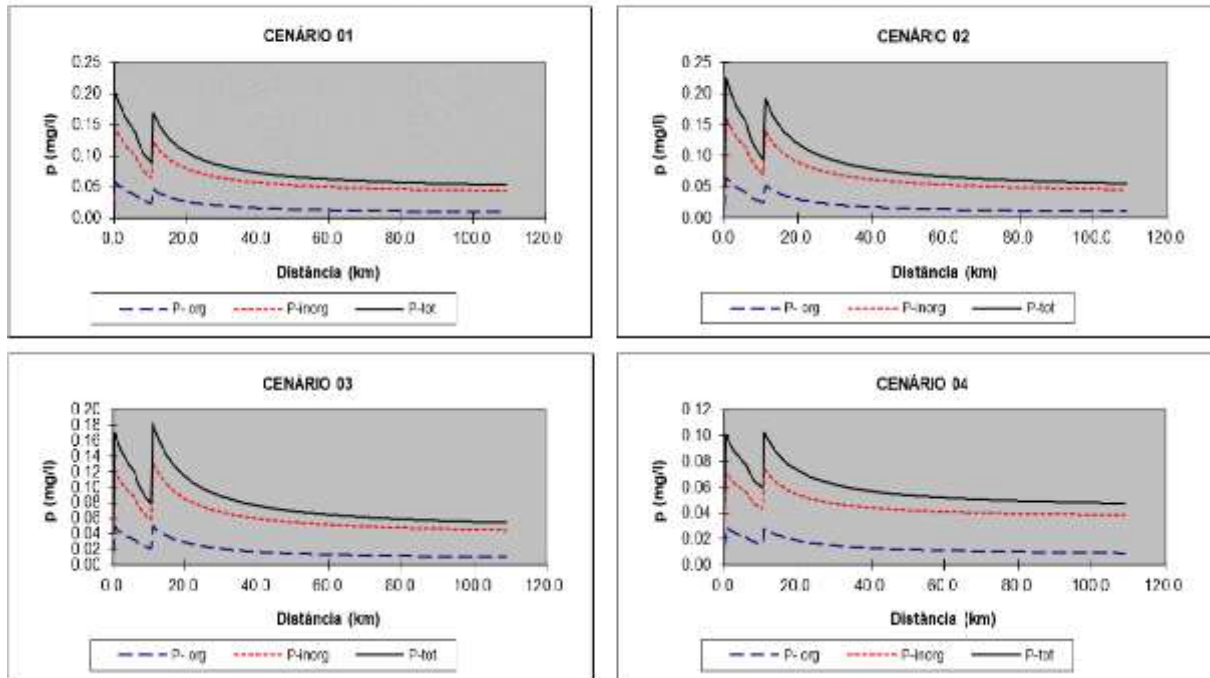


### 1.7 Ribeirão do Pinhão (Município de Prados)



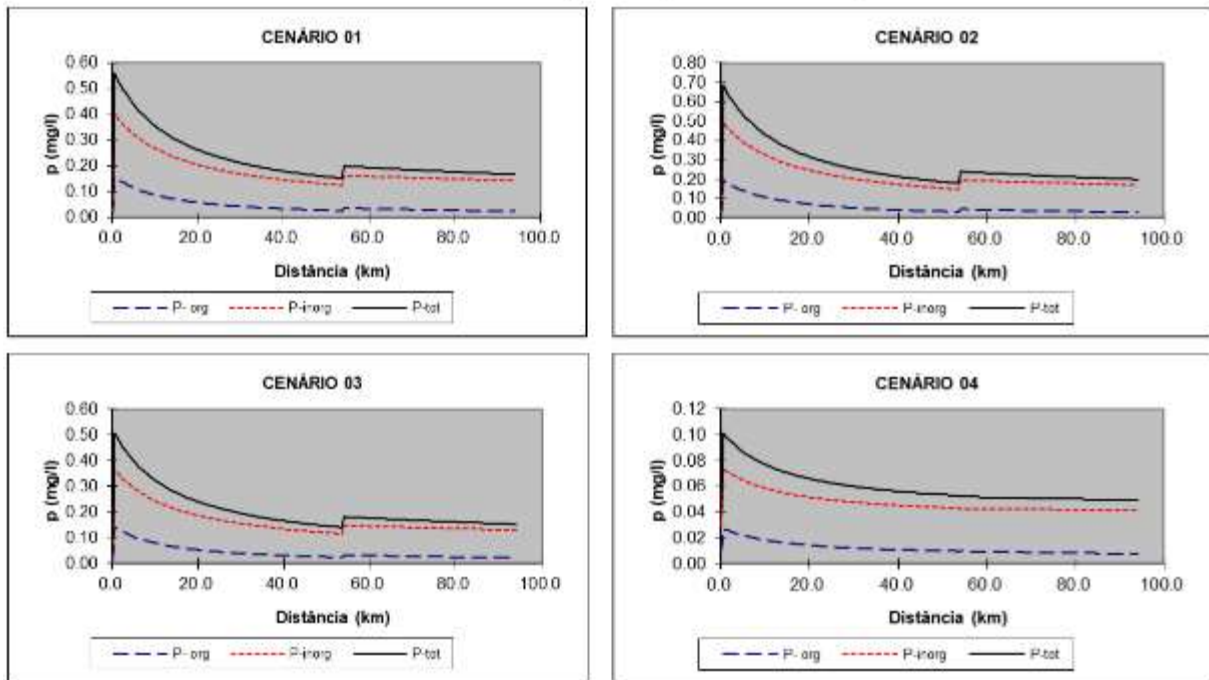
## 2. SUB-BACIA DO RIO ELVAS

### 2.1 Leito Principal do rio Elvas (e córrego Santa Rita)

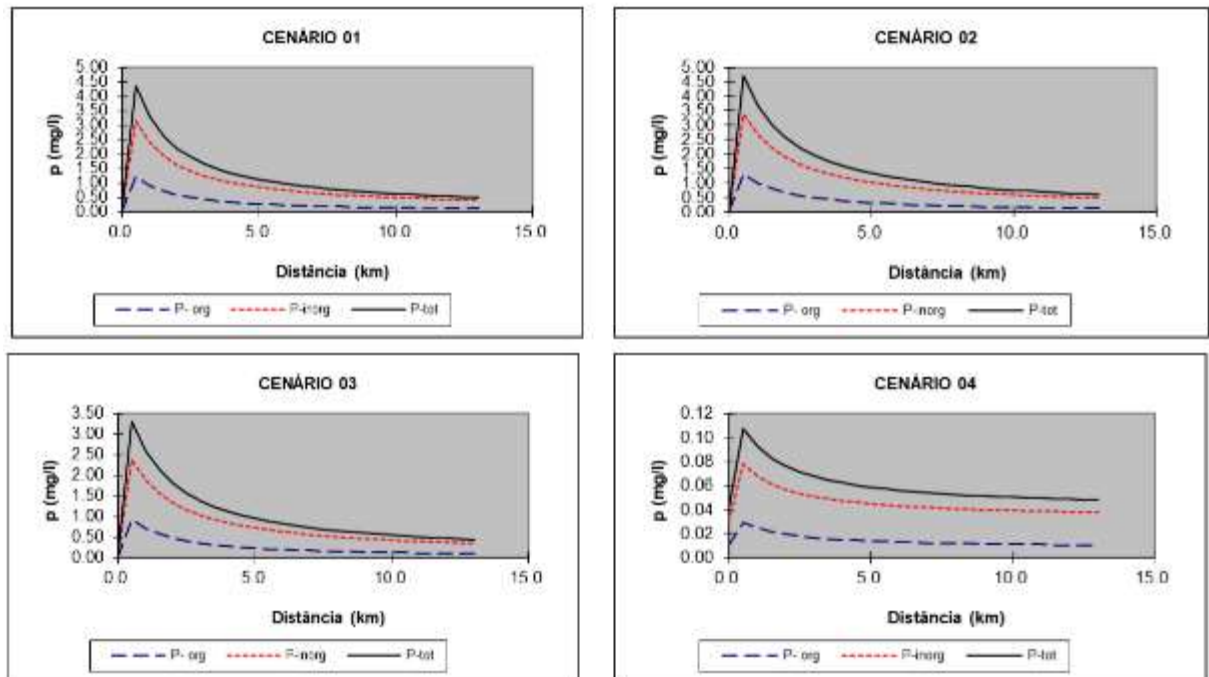


### 3. SUB-BACIA DO RIO CARANDAÍ

#### 3.1 Rio Carandaí (município de Carandaí)

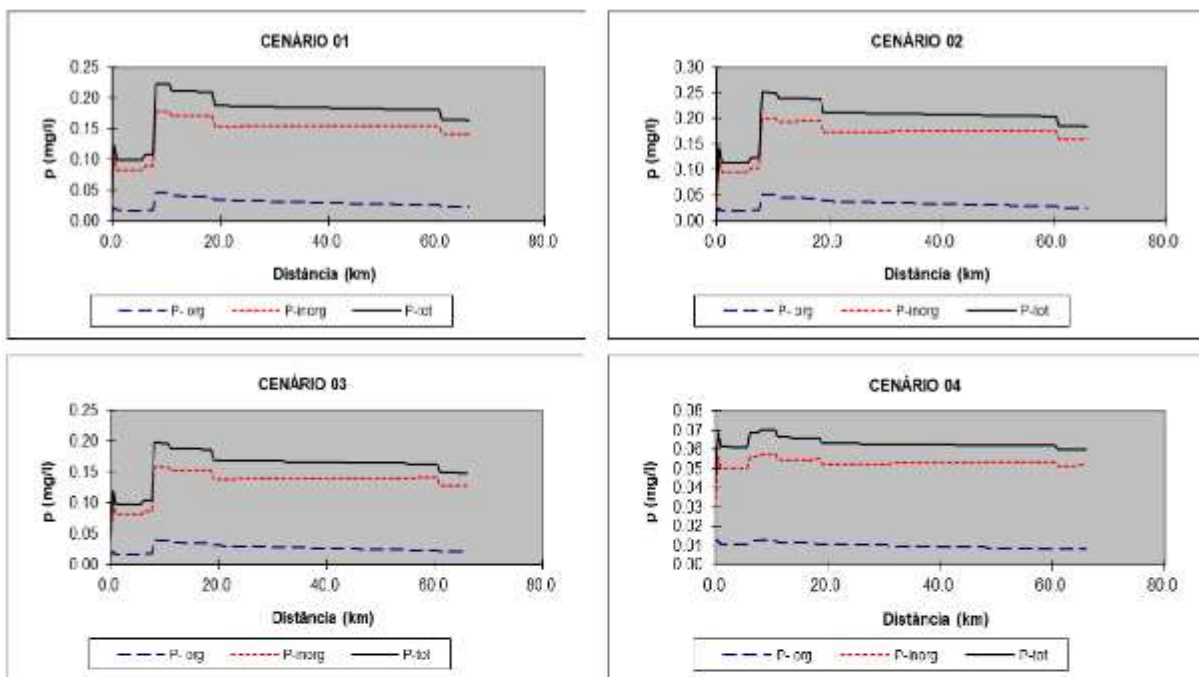


#### 3.2 Ribeirão Tanque (município de Lagoa Dourada)

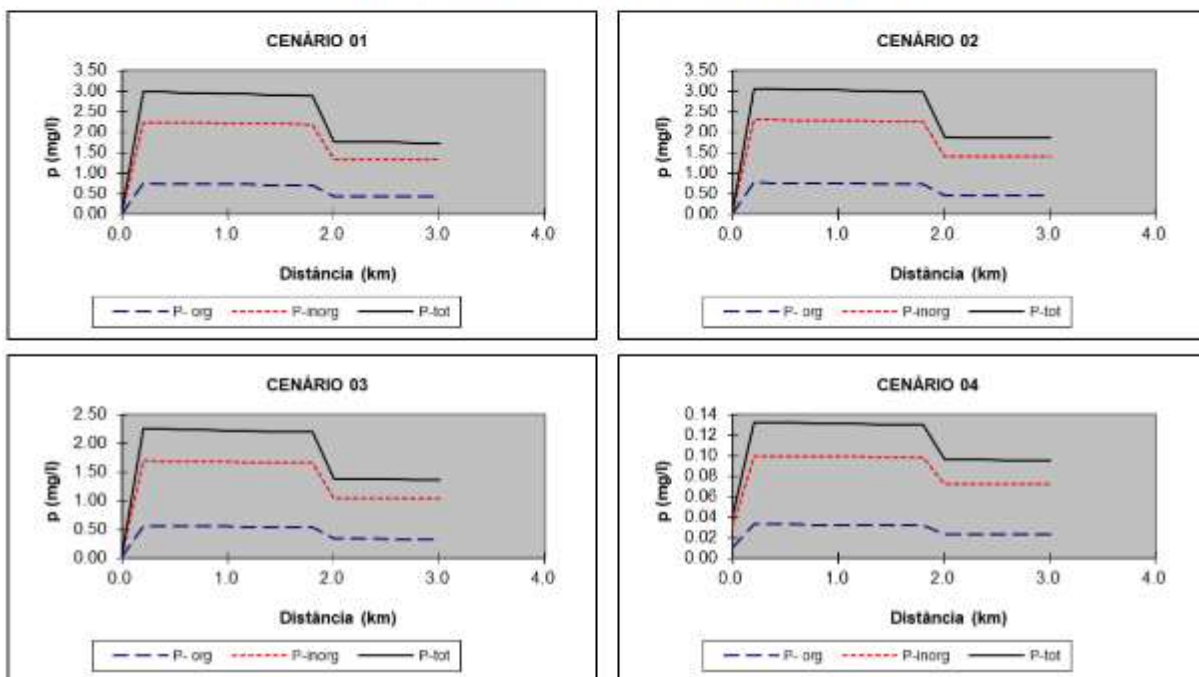


### 4. SUB-BACIA DO MÉDIO RIO DAS MORTES

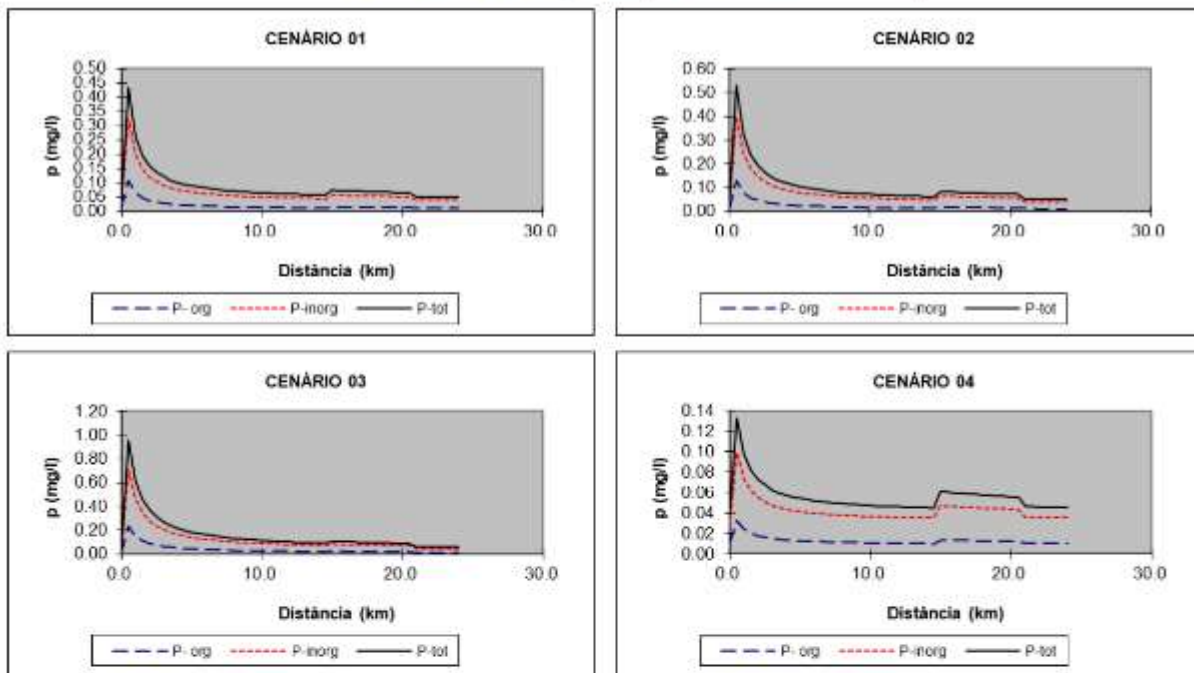
#### 4.1 Leito principal do rio das Mortes (município de Santa Cruz de Minas)



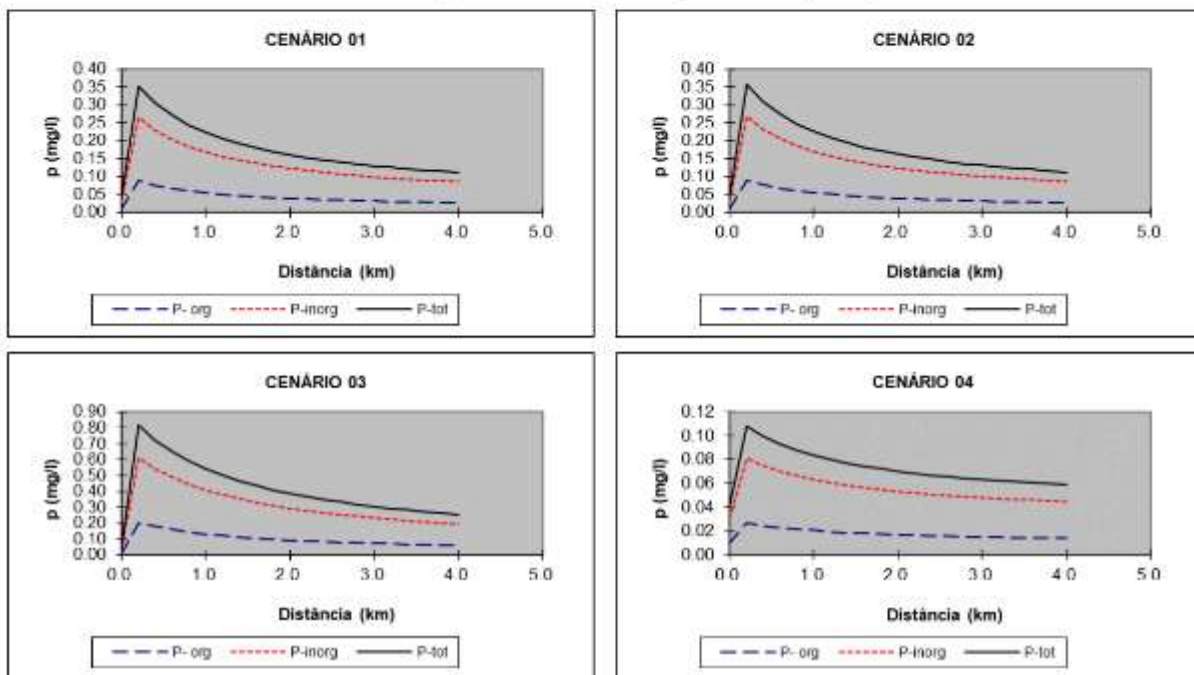
#### 4.2 Ribeirão Água Limpa (município de São João Del Rei)



4.3 Rio Santo Antônio (município de Resende Costa)

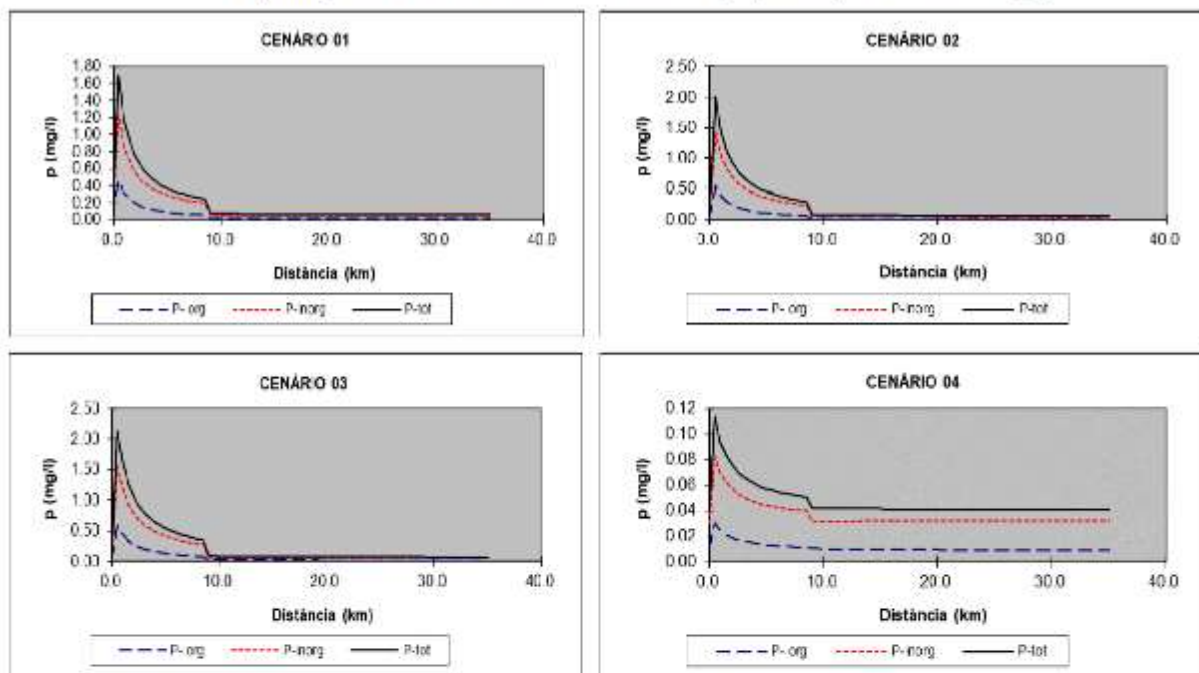


4.4 Córrego do Paiol (município de Ritópolis)



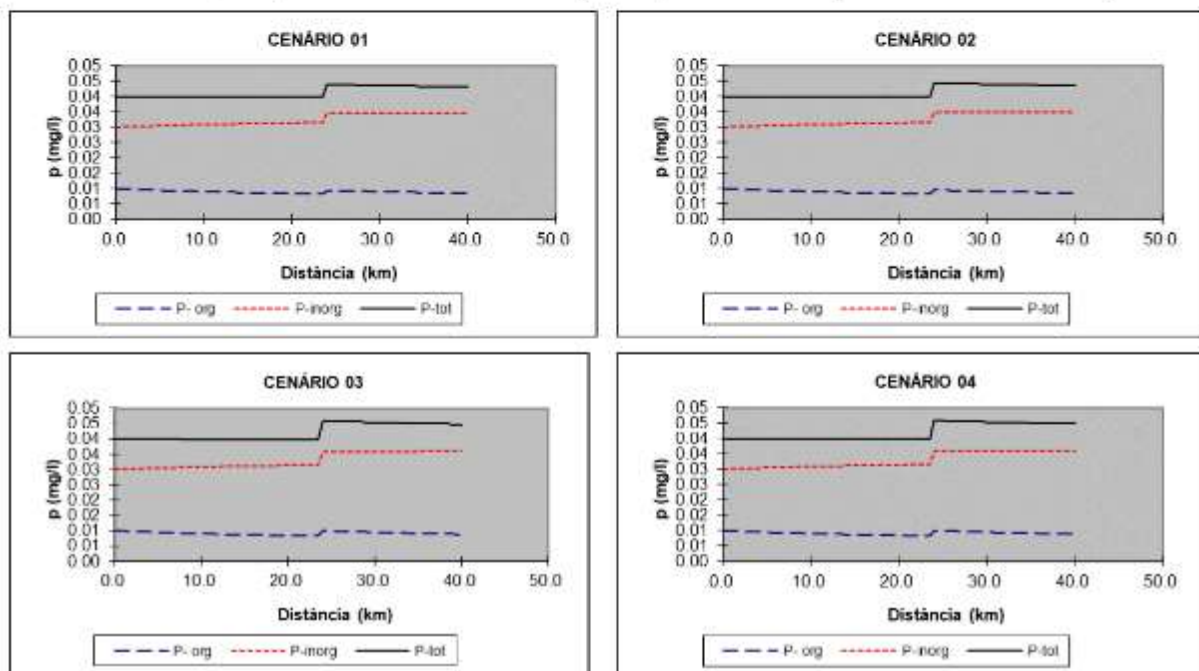
## 5. SUB-BACIA DO RIO DO PEIXE

### 5.1 Leito principal do rio do Peixe e ribeirão Sujo (município de São Tiago)



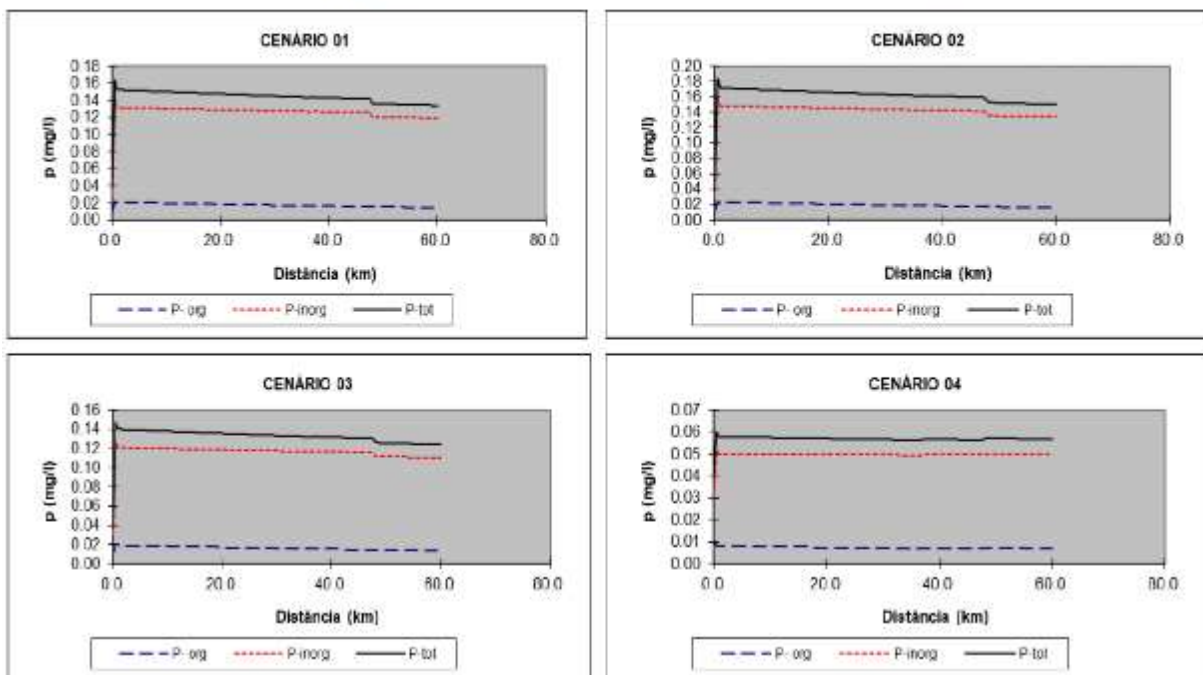
## 6. SUB-BACIA DO RIO BARBA-DE-LOBO

### 6.1 Leito principal do rio Barba-de-lobo (município de Conceição da Barra de Minas)

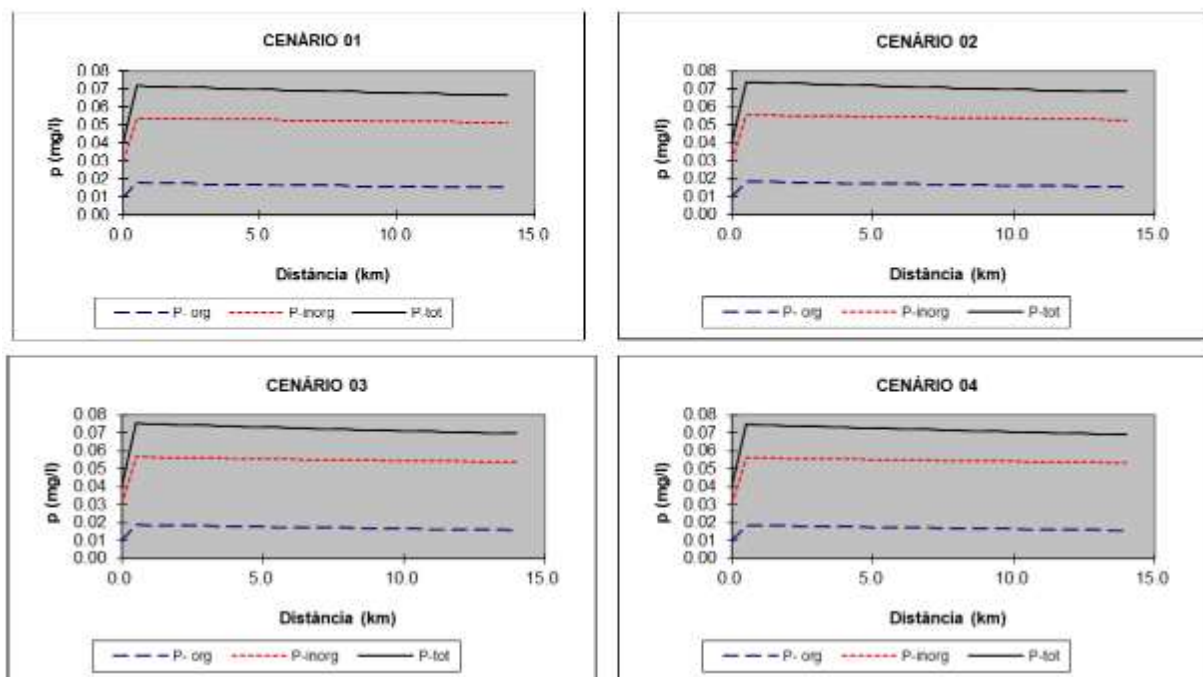


## 7. SUB-BACIA DO BAIXO RIO DAS MORTES

### 7.1 Leito principal do rio das Mortes (município de Ibituruna)

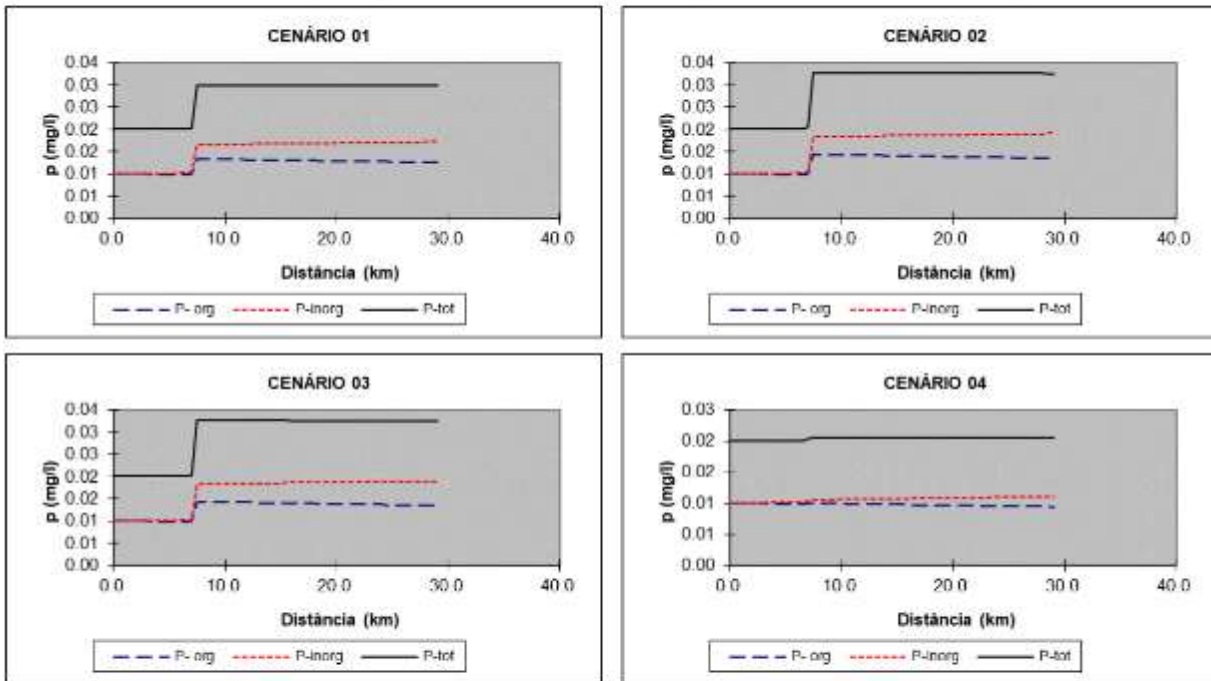


### 7.2 Rio Pirapetinga (município de Bom Sucesso)

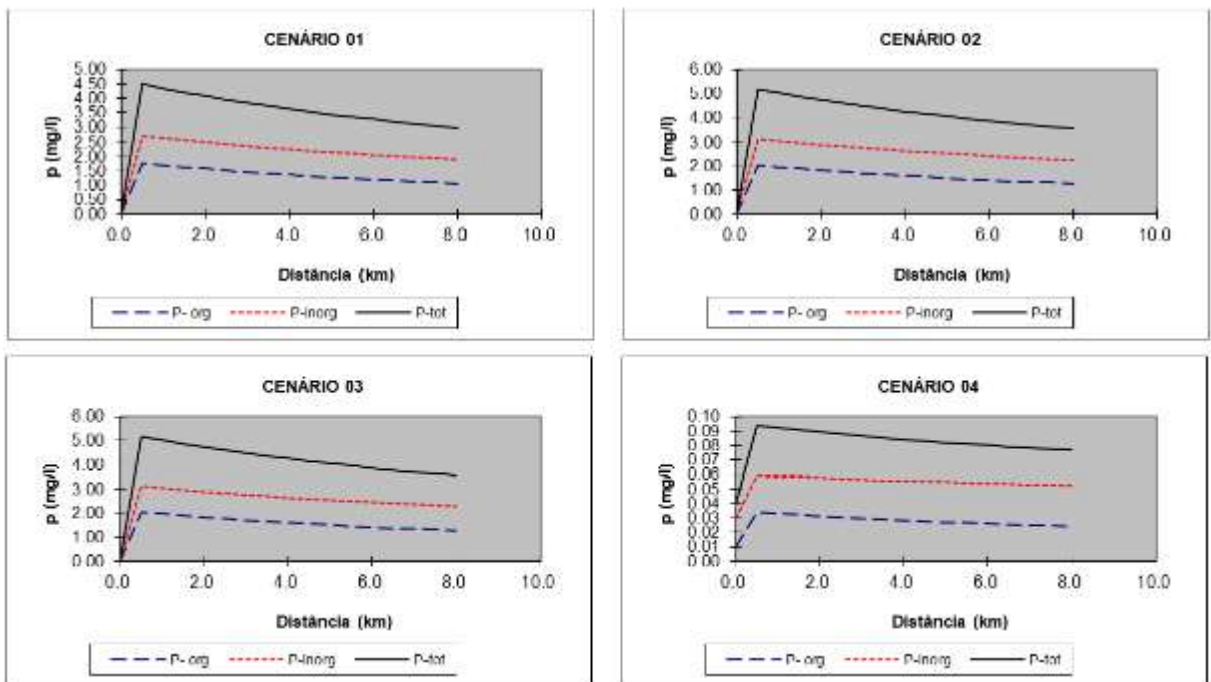


**SUB-BACIA BAIXO DO ALTO RIO GRANDE**

**8.1 Leito principal do rio Grande (município de Ribeirão Vermelho)**

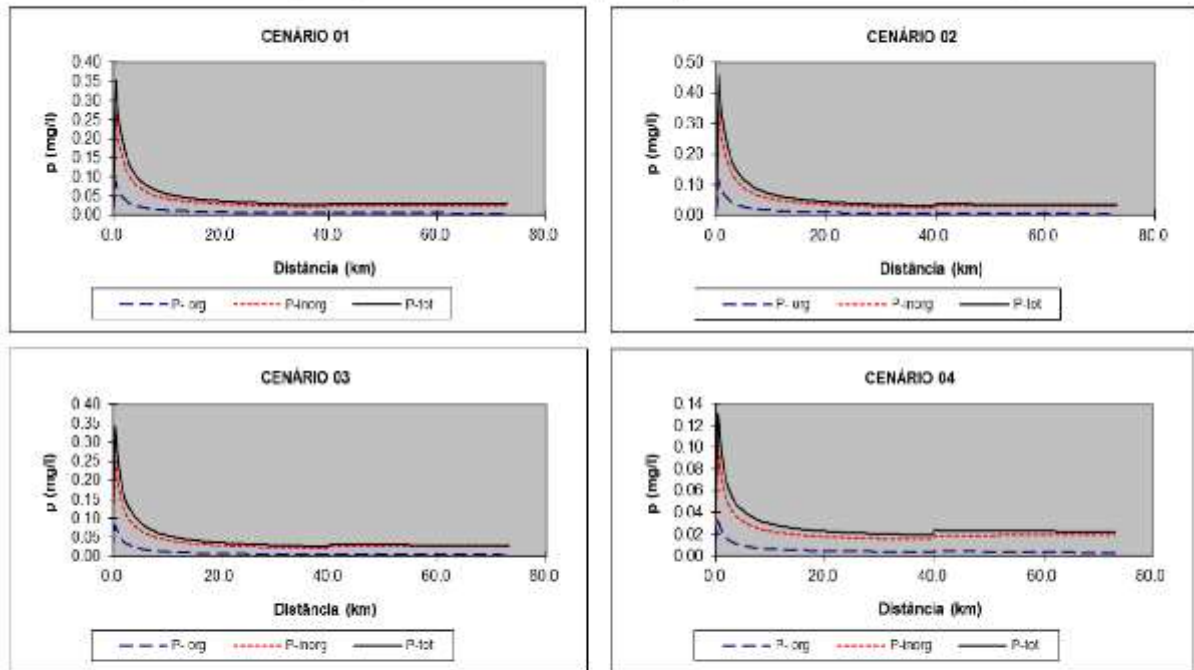


**8.2 Ribeirão Vermelho (município de Lavras)**

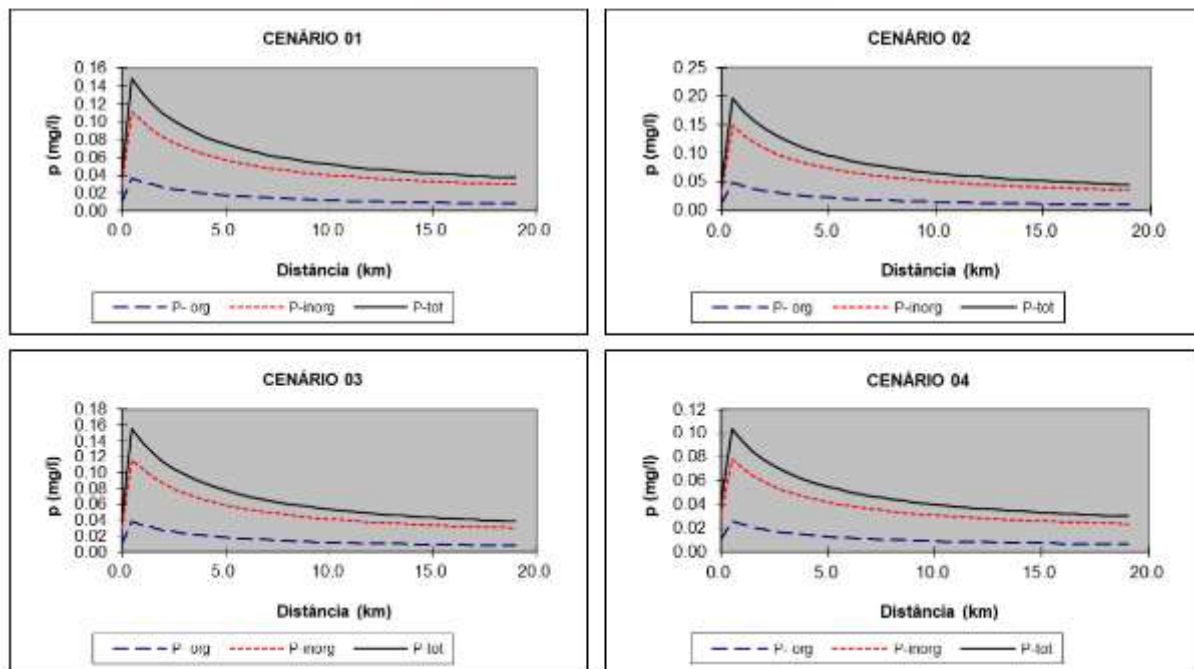


## 8. SUB-BACIA DO RIO DO CERVO

### 9.1 Leito principal do rio do Cervo (município de São Bento do Abade)

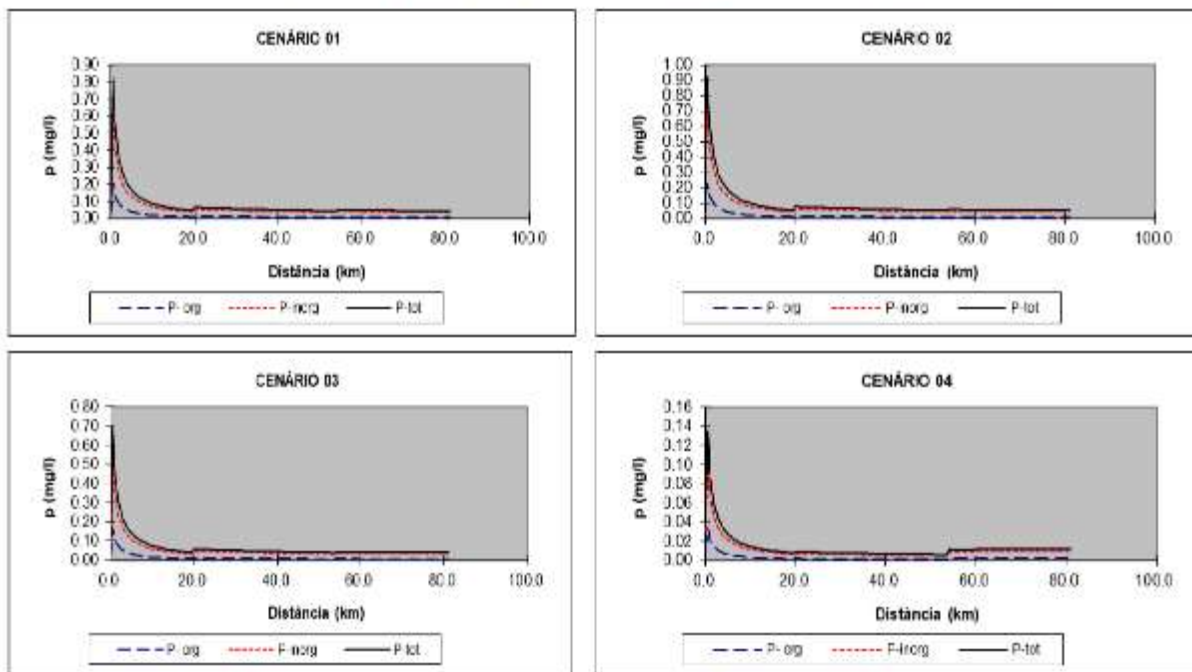


### 9.2 Ribeirão do Salto (município de Carmo da Cachoeira)

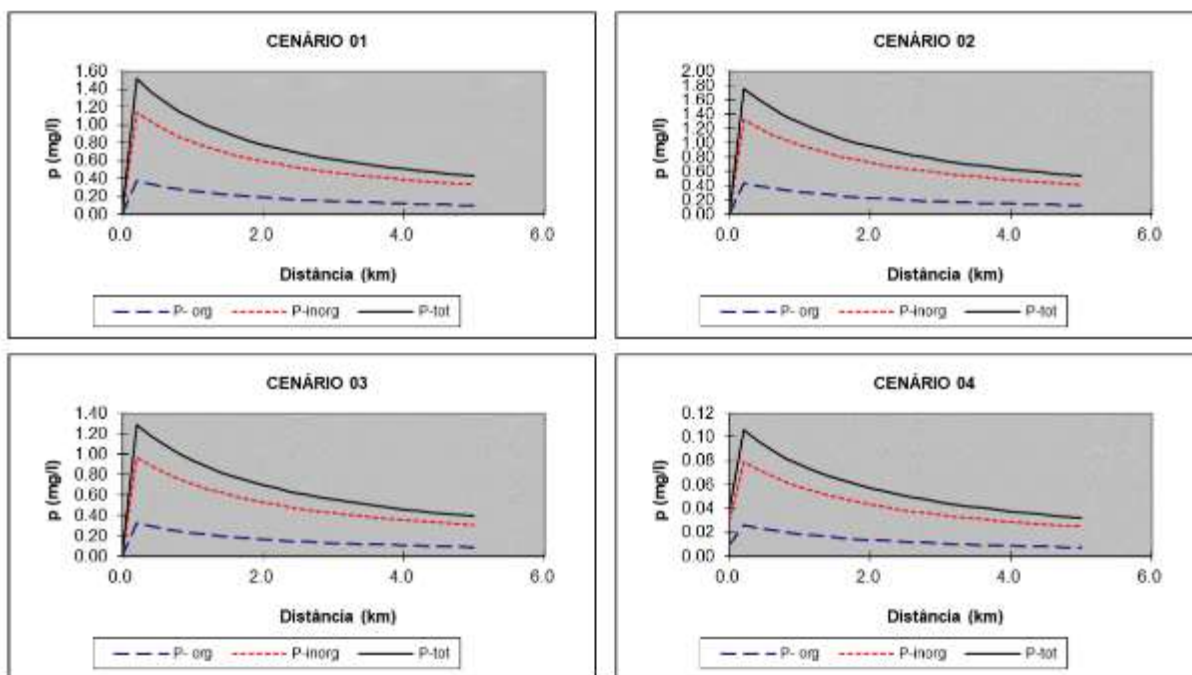


## 9. SUB-BACIA DO RIO JACARÉ

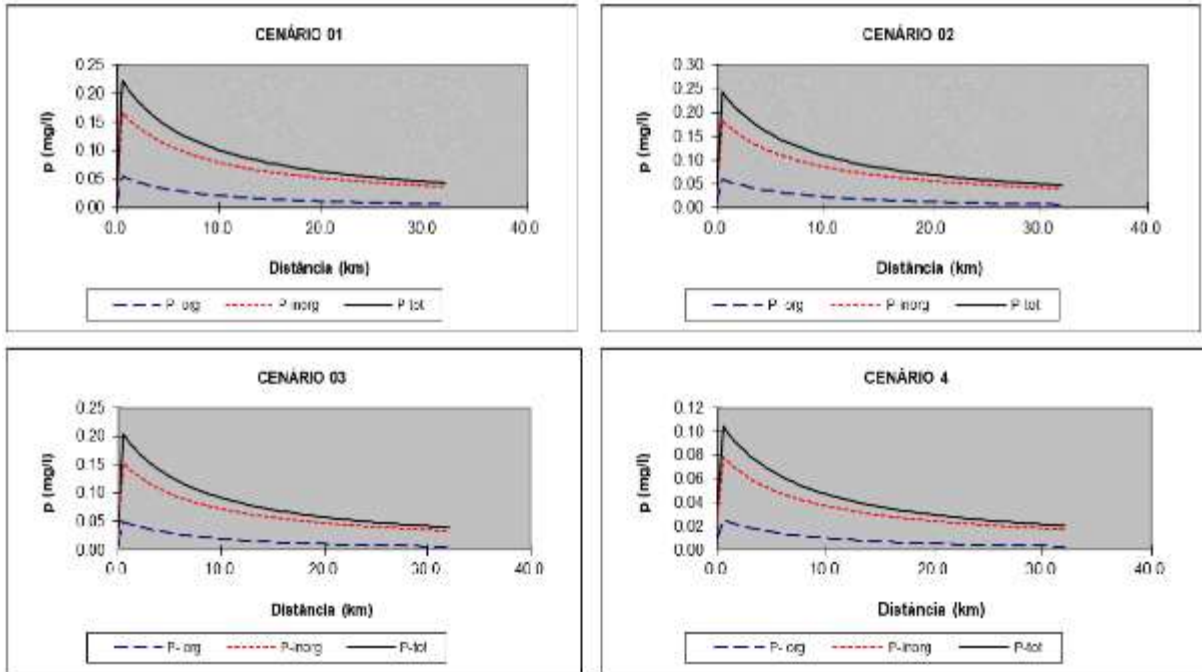
### 10.1 Leito principal do rio Jacaré e Ribeirão Maracanã (município de Oliveira)



### 10.2 Córrego Machadinha (município de São Francisco de Paula)



## 10.3 Rio do Amparo (município de Santo Antônio do Amparo)



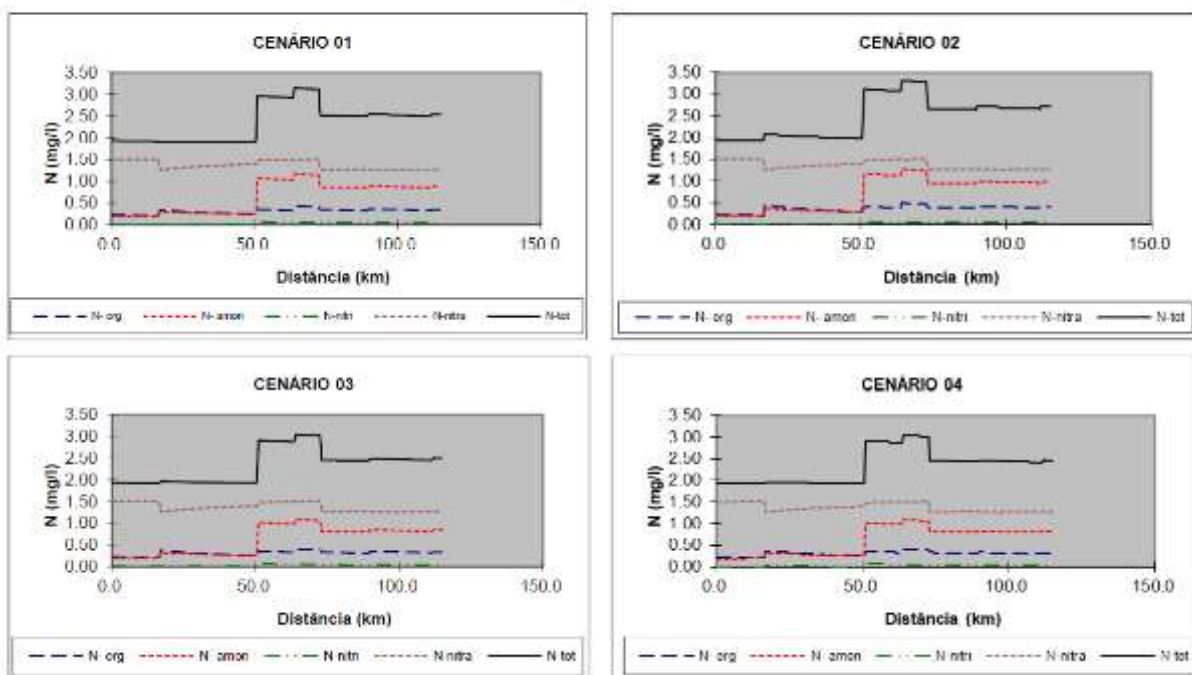
**APÊNDICE Q – Perfis Longitudinais para os cursos d'água modelados - série de nitrogênio**

## Perfis Longitudinais para os cursos d'água modelados

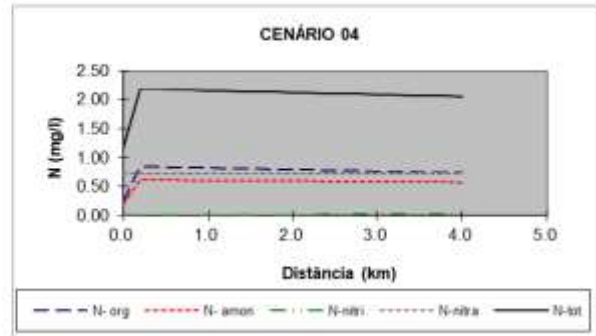
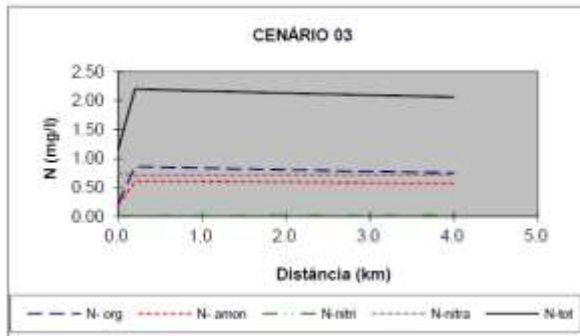
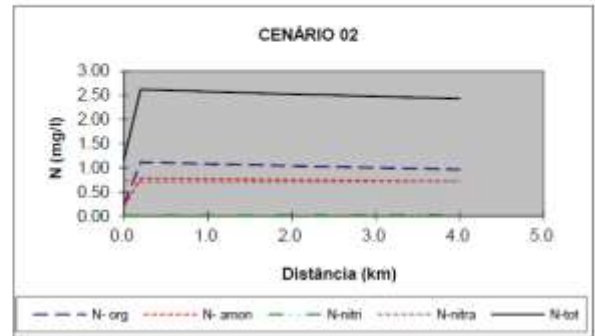
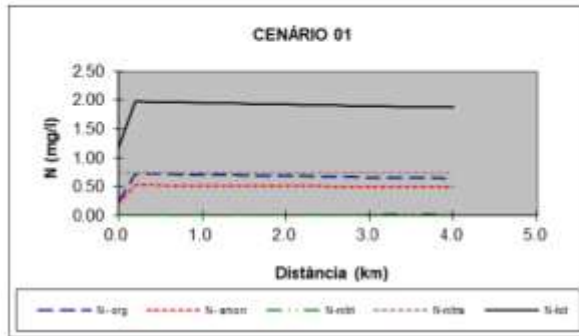
### Série de Nitrogênio

#### 1. SUB-BACIA DO ALTO RIO DAS MORTES

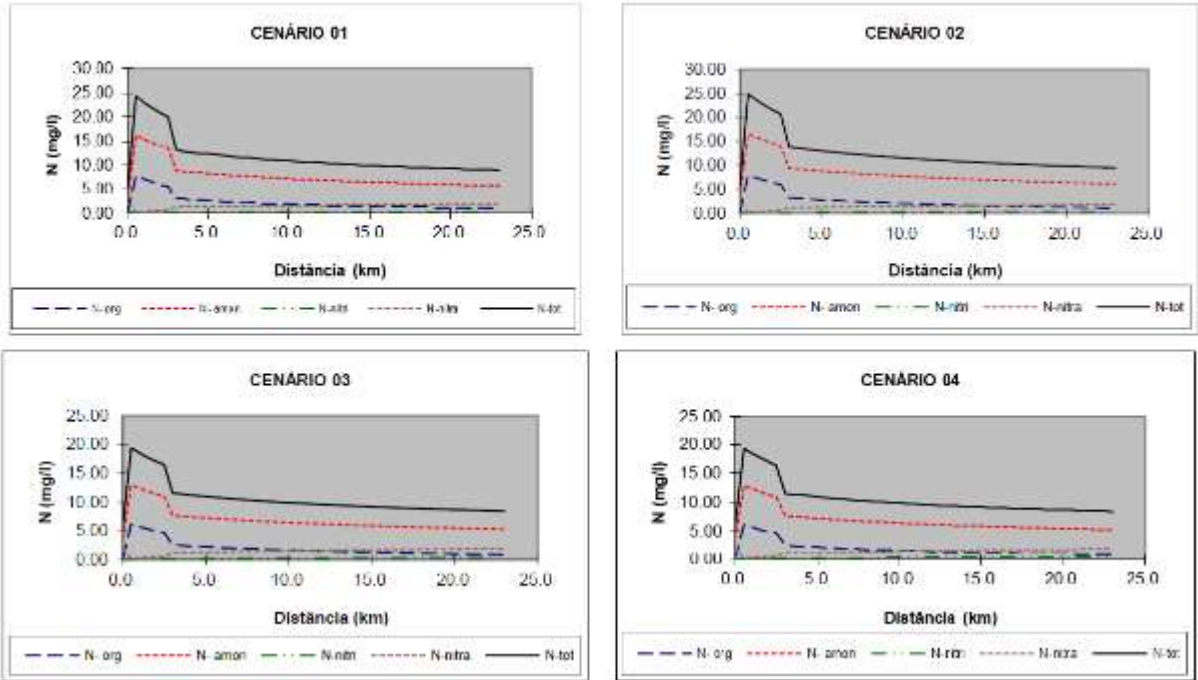
##### 1.1 Leito Principal do rio das Mortes



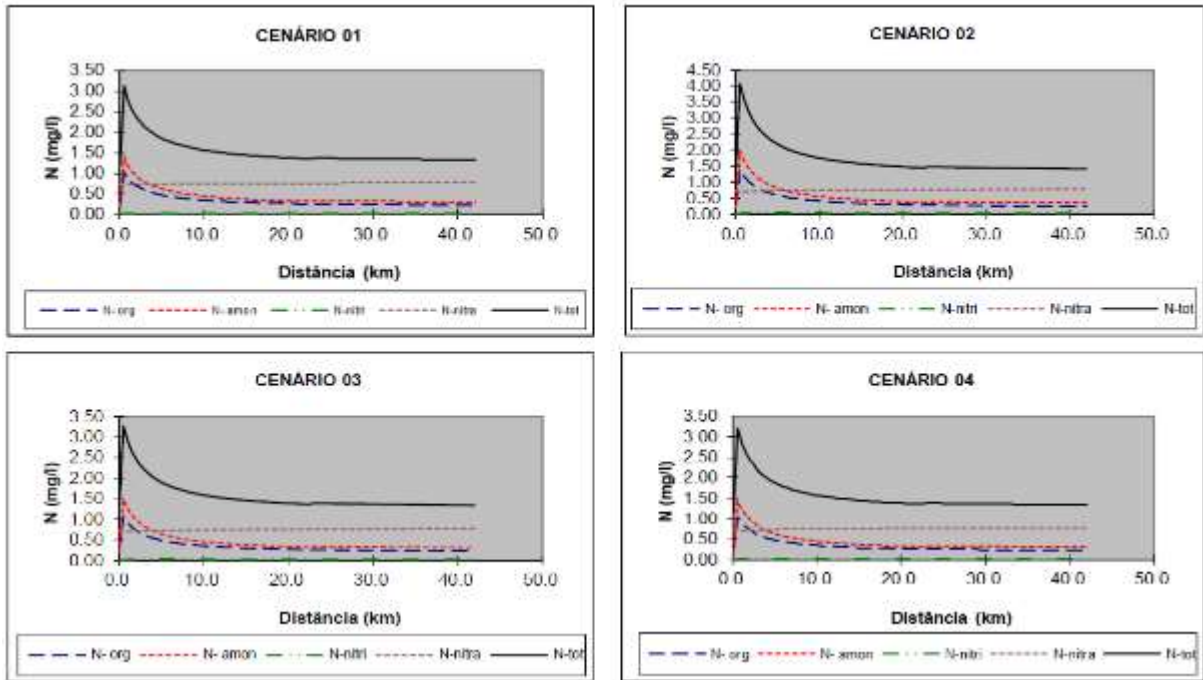
1.2 Ribeirão Bandeirinha (Município de Antônio Carlos)



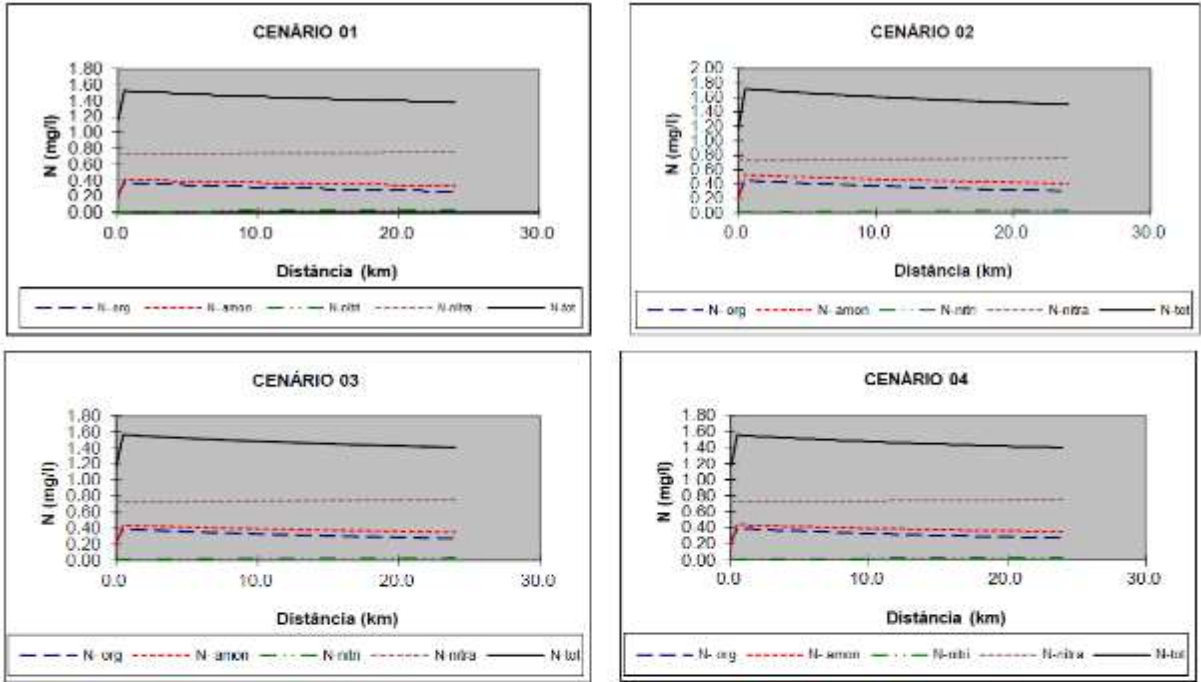
### 1.3 Ribeirão Caieiros (Município de Barbacena)



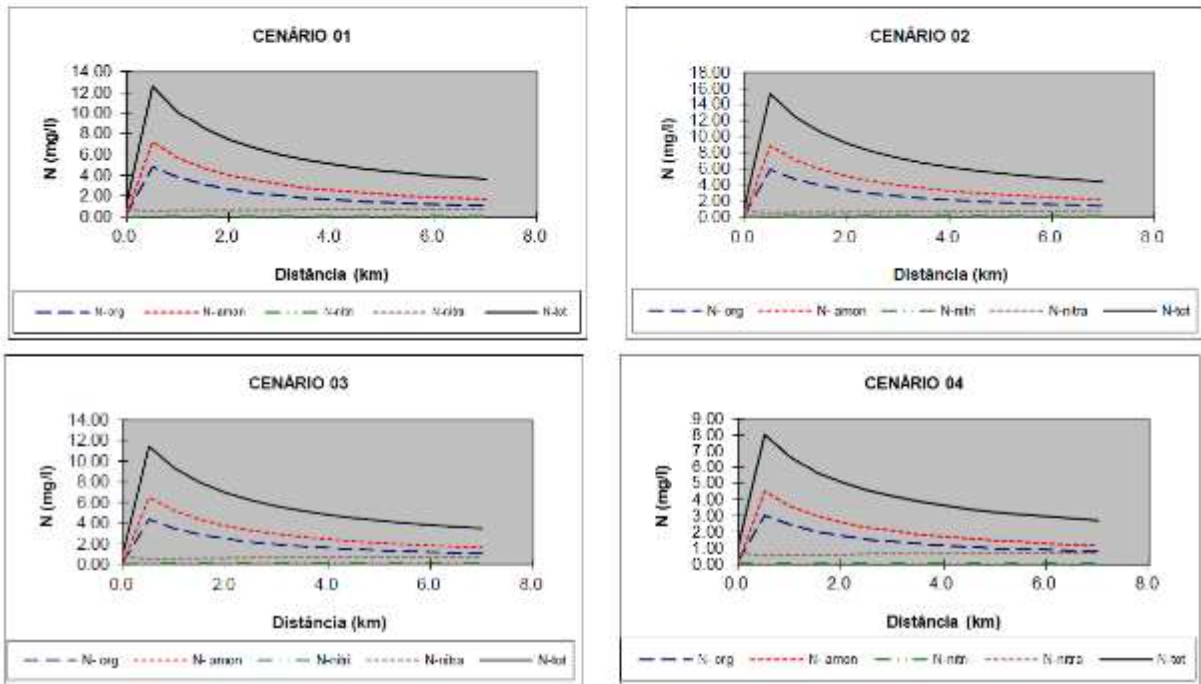
### 1.4 Ribeirão Ressaquinha (Município de Ressaquinha)



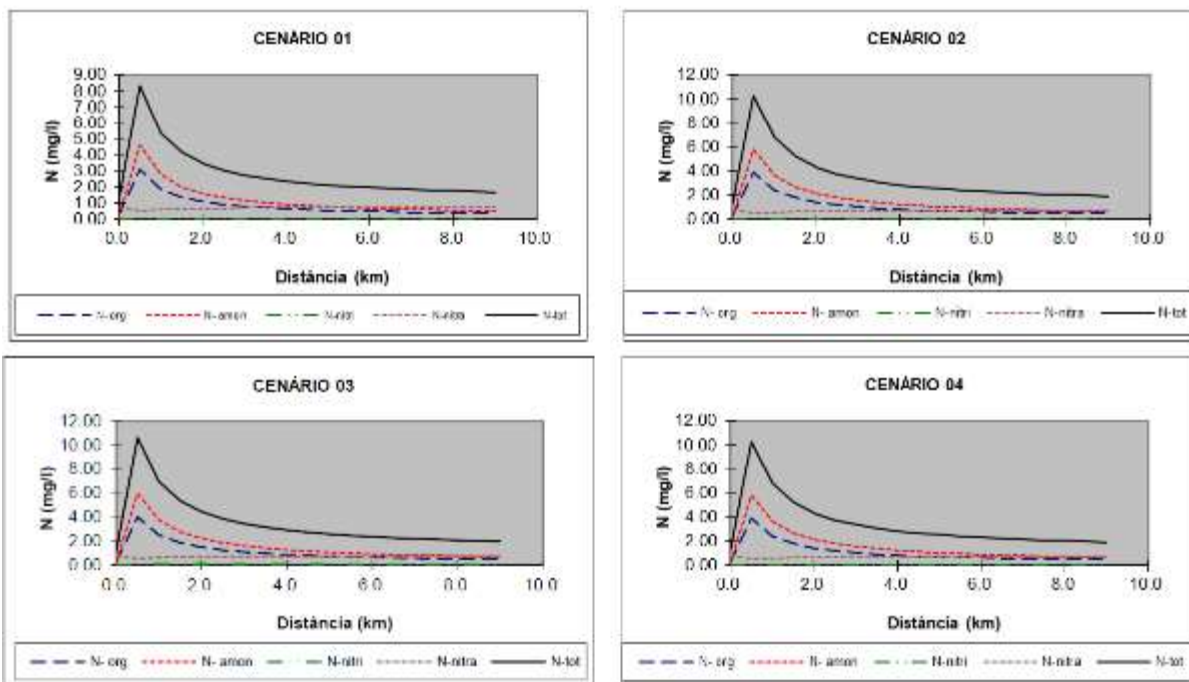
1.5 Ribeirão Loures (Município de Alfredo Vasconcelos)



1.6 Ribeirão do Patusca (Município de Dolores de Campos)

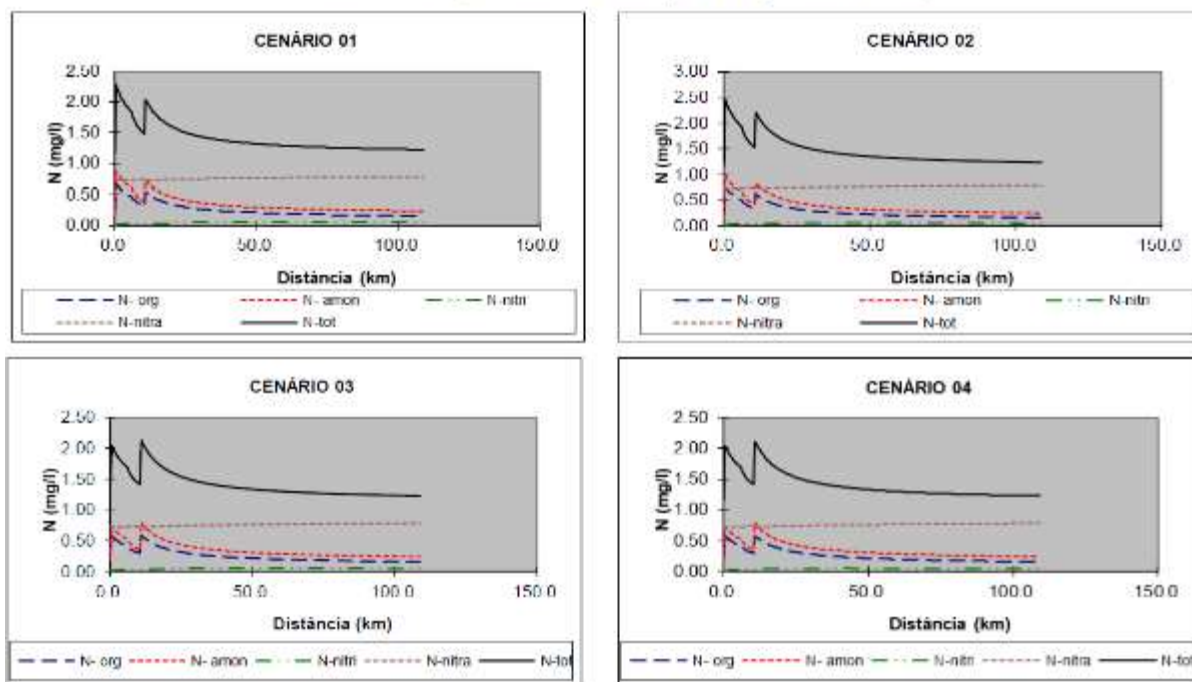


1.7 Ribeirão do Pinhão (Município de Prados)



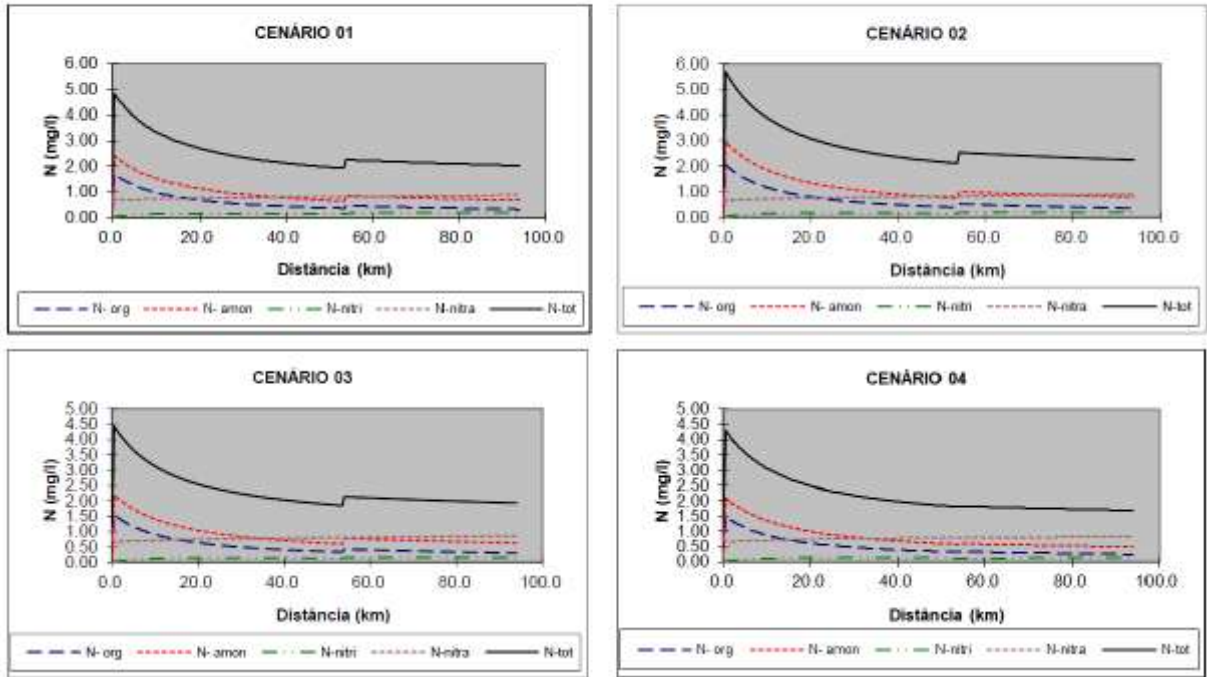
2. SUB-BACIA DO RIO ELVAS

2.1 Leito Principal do rio Elvas (e córrego Santa Rita)

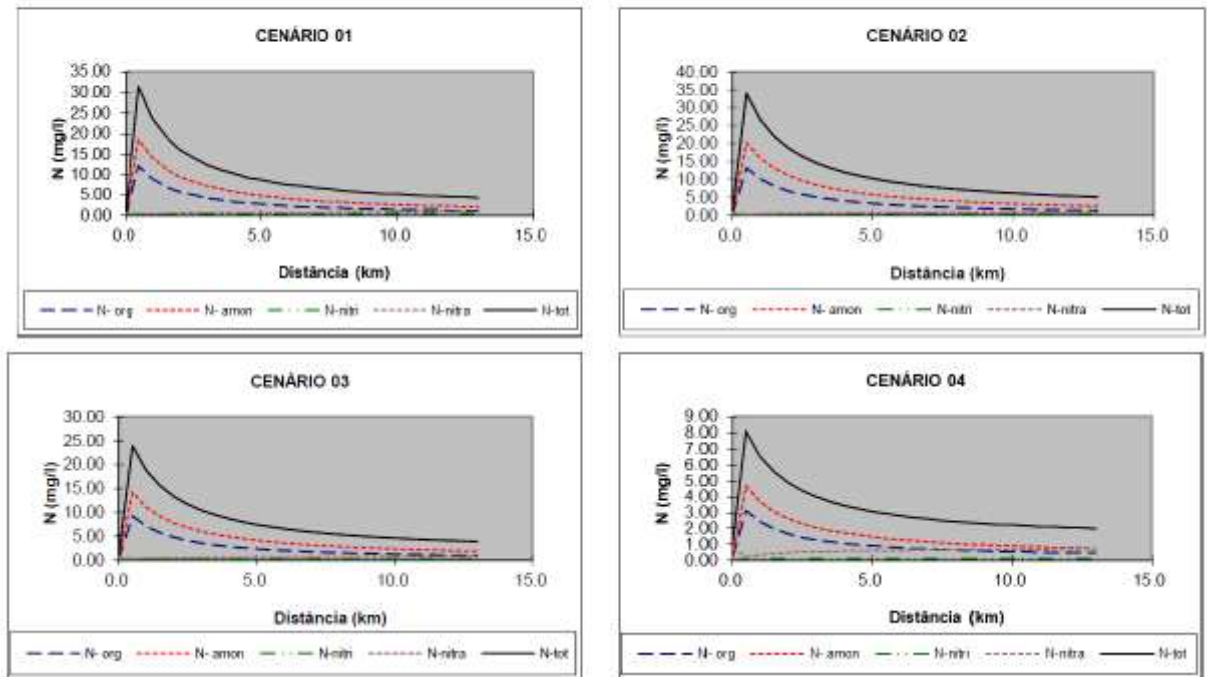


### 3. SUB-BACIA DO RIO CARANDAI

#### 3.1 Rio Carandaí (município de Carandaí)

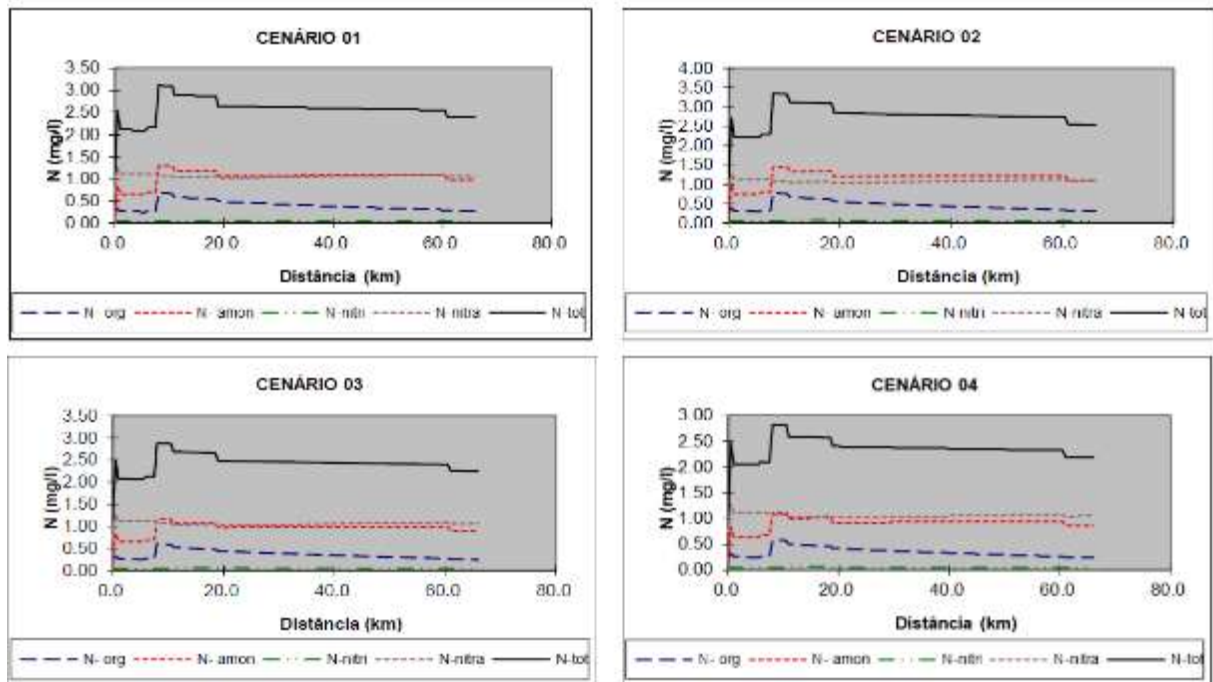


#### 3.2 Ribeirão Tanque (município de Lagoa Dourada)

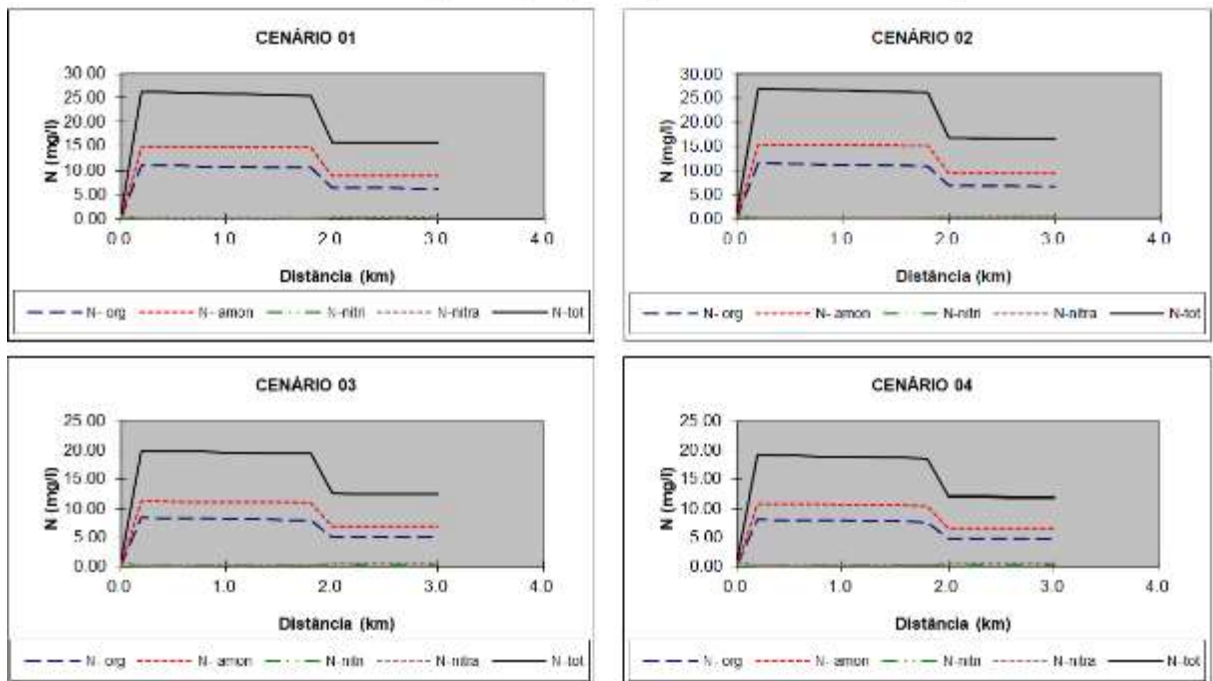


#### 4. SUB-BACIA DO MÉDIO RIO DAS MORTES

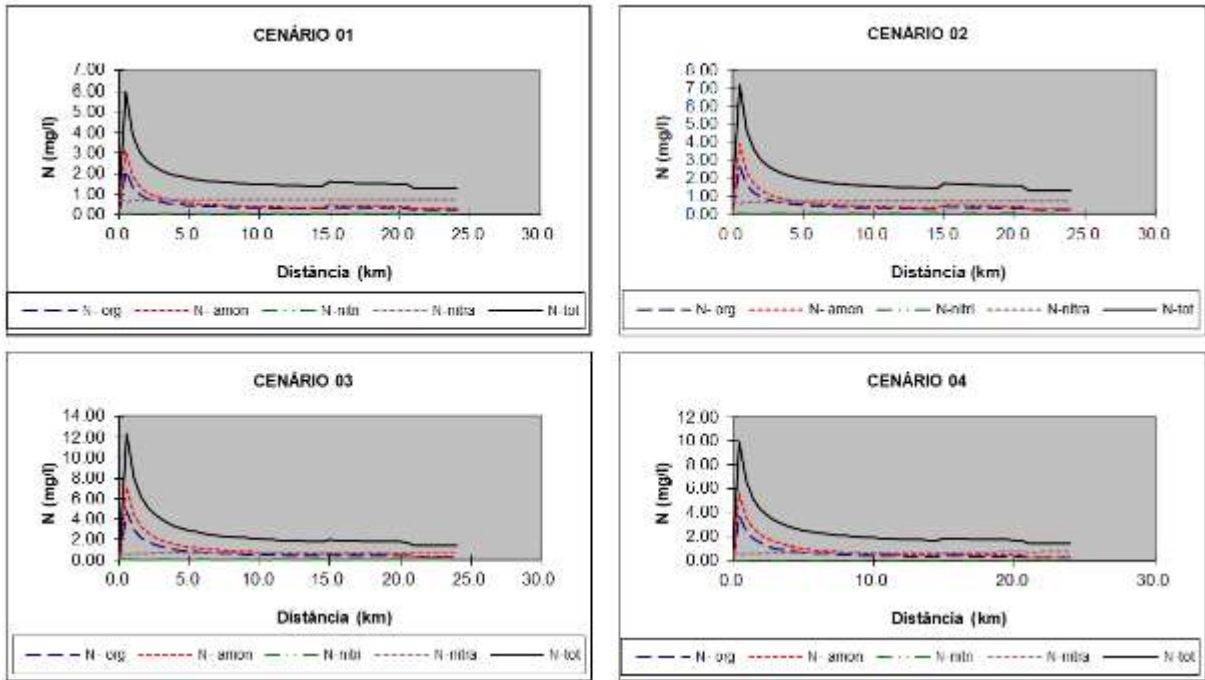
##### 4.1 Leito principal do rio das Mortes (município de Santa Cruz de Minas)



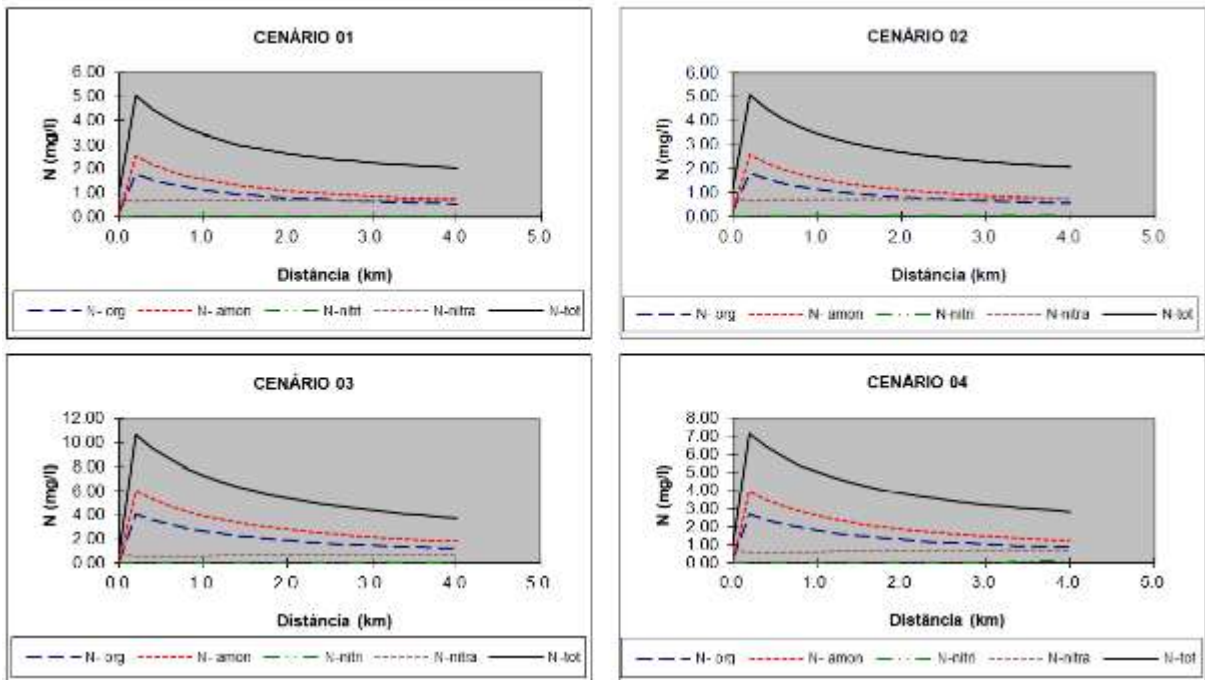
##### 4.2 Ribeirão Água Limpa (município de São João Del Rei)



## 4.3 Rio Santo Antônio (município de Resende Costa)

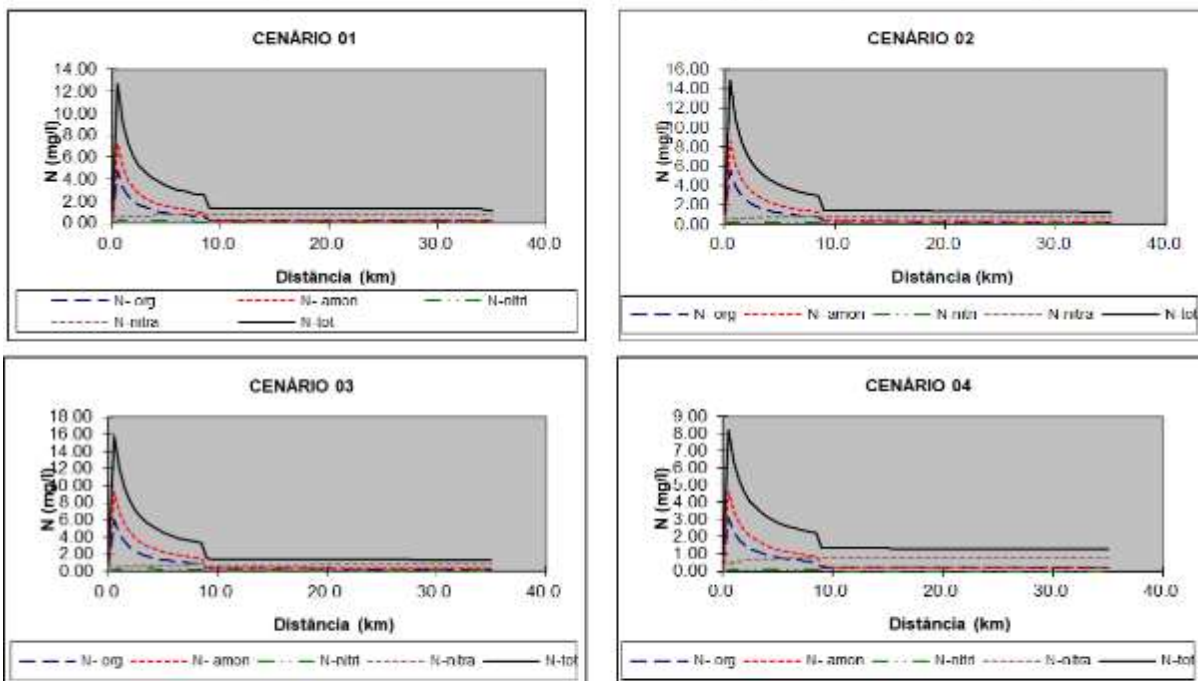


## 4.4 Córrego do Paiol (município de Ritópolis)



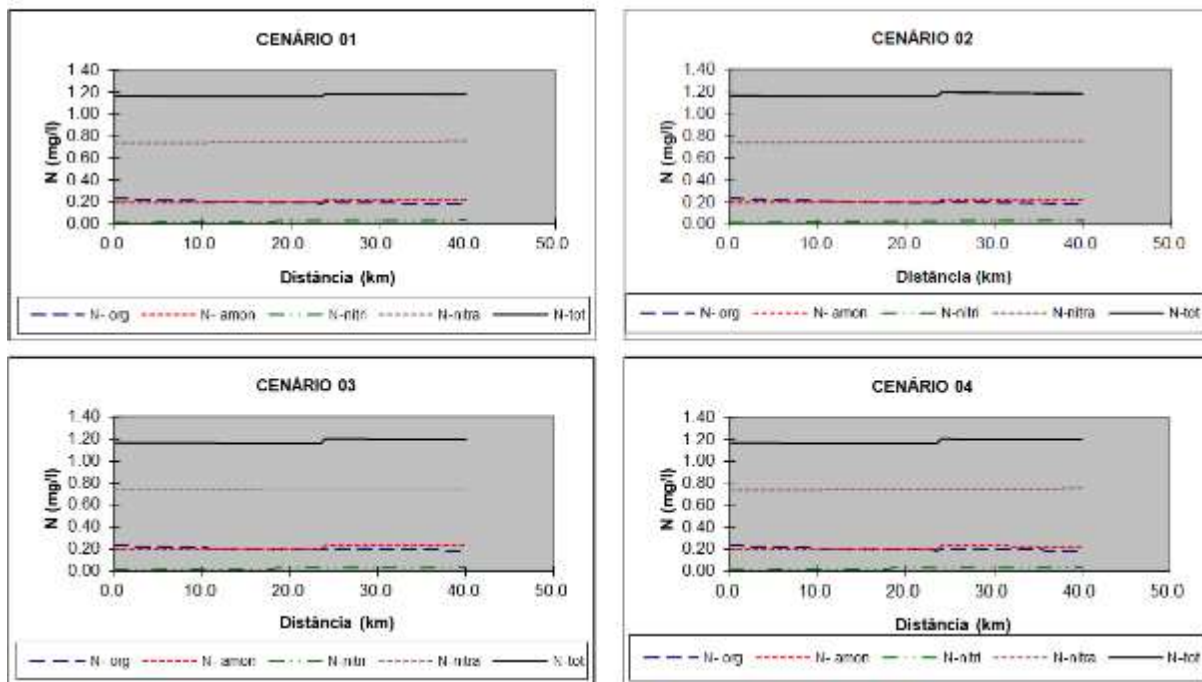
## 5. SUB-BACIA DO RIO DO PEIXE

### 5.1 Leito principal do rio do Peixe e ribeirão Sujo (município de São Tiago)



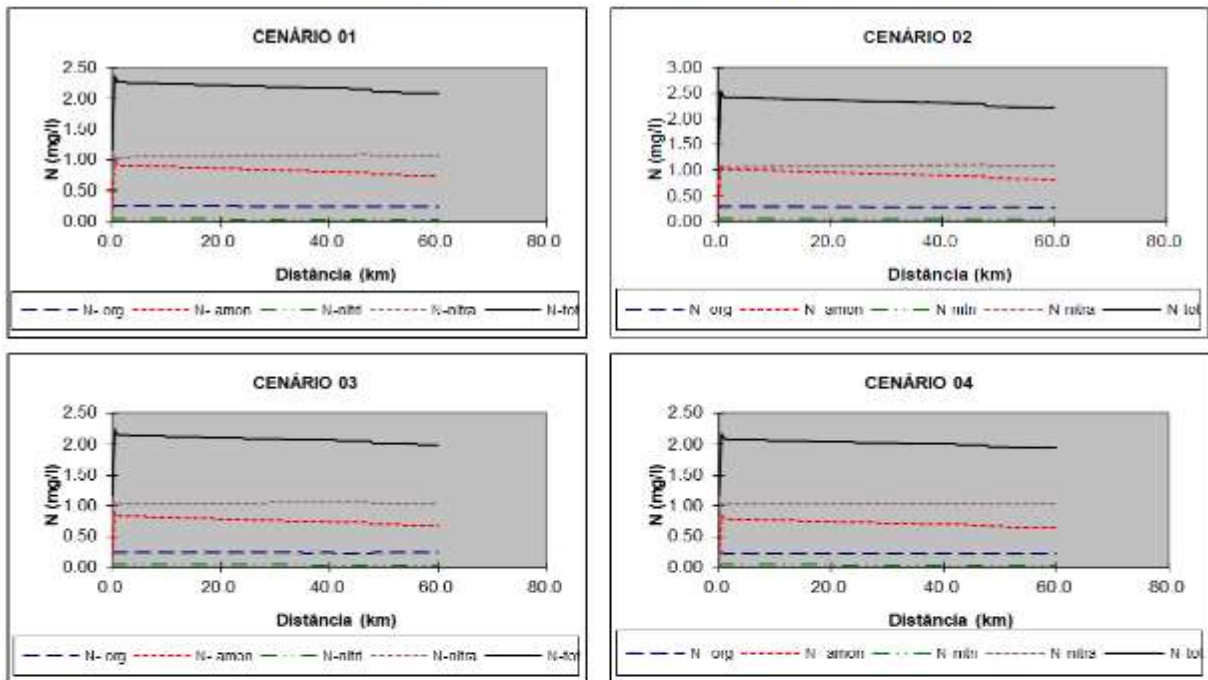
## 6. SUB-BACIA DO RIO BARBA-DE-LOBO

### 6.1 Leito principal do rio Barba-de-lobo (município de Conceição da Barra de Minas)

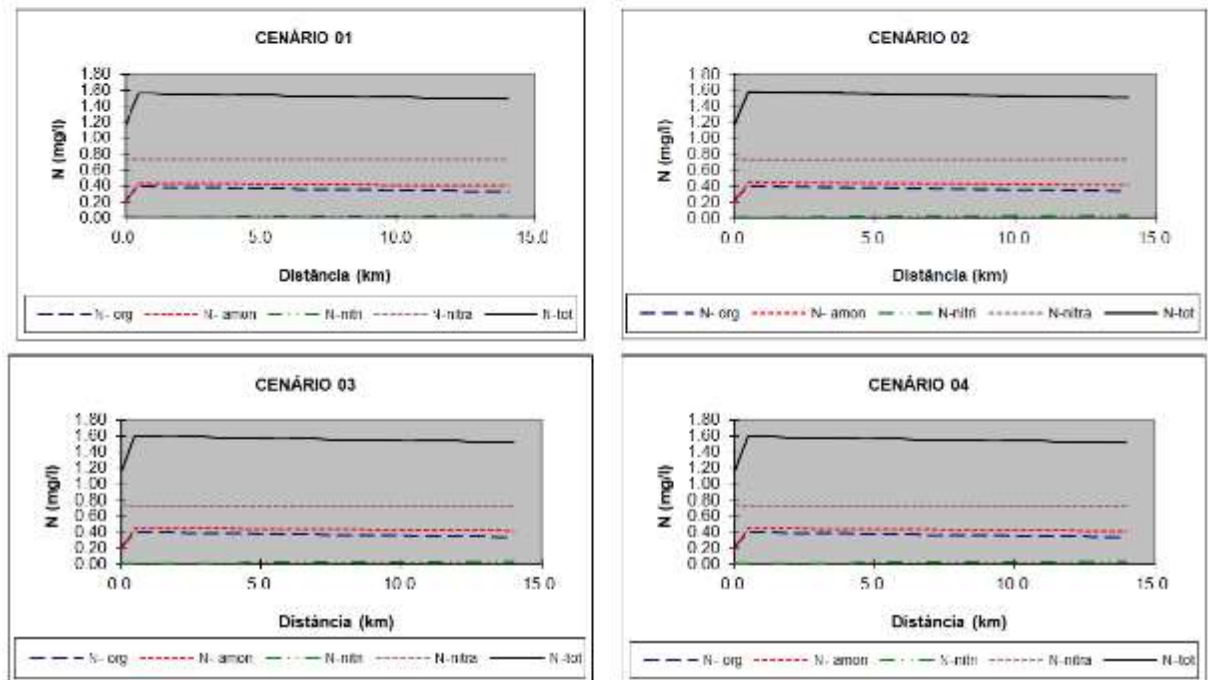


## 7. SUB-BACIA DO BAIXO RIO DAS MORTES

### 7.1 Leito principal do rio das Mortes (município de Ibituruna)

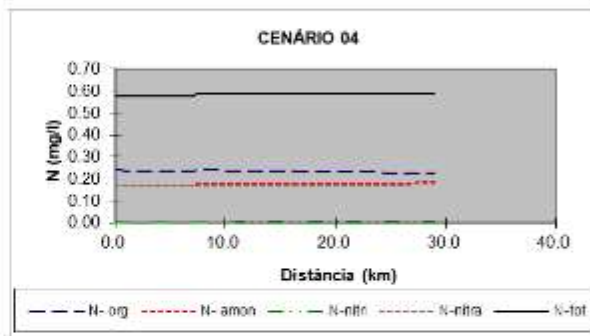
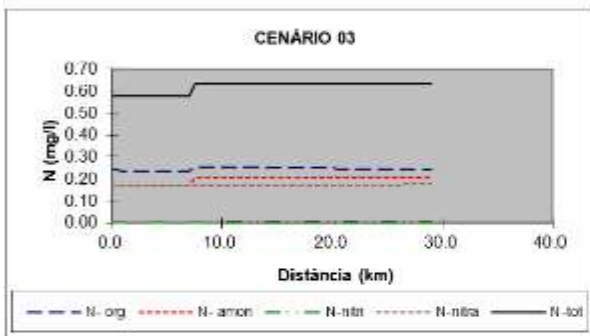
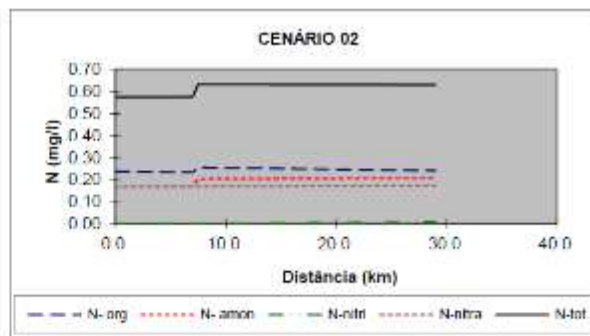
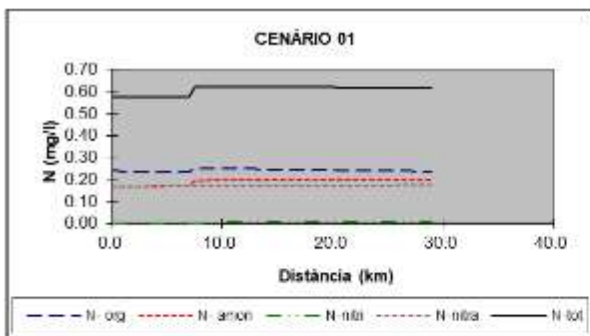


### 7.2 Rio Pirapetinga (município de Bom Sucesso)

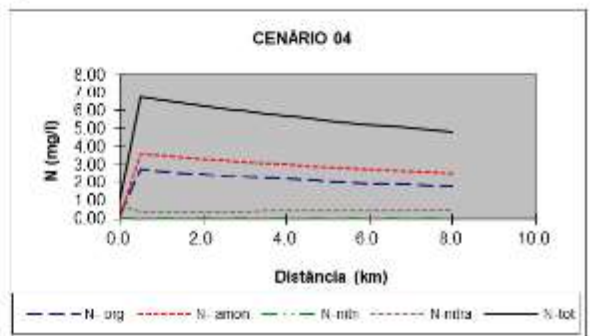
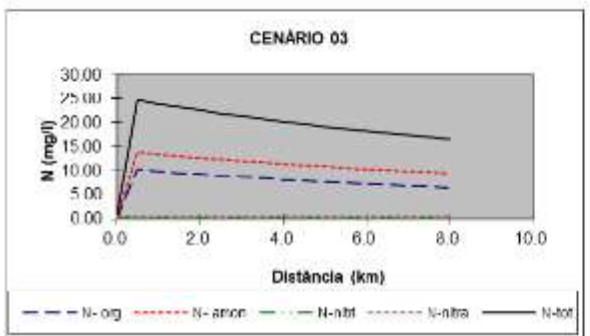
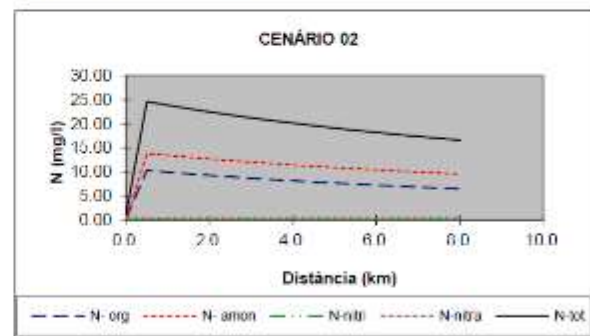
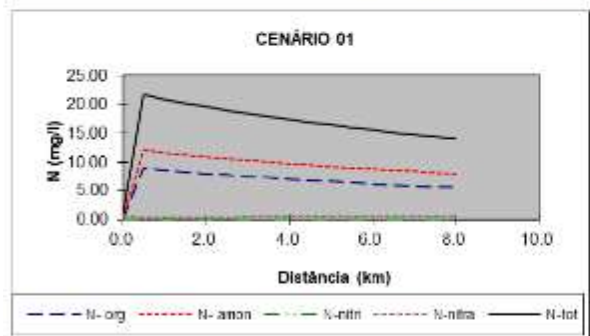


**SUB-BACIA BAIXO DO ALTO RIO GRANDE**

**8.1 Leito principal do rio Grande (município de Ribeirão Vermelho)**

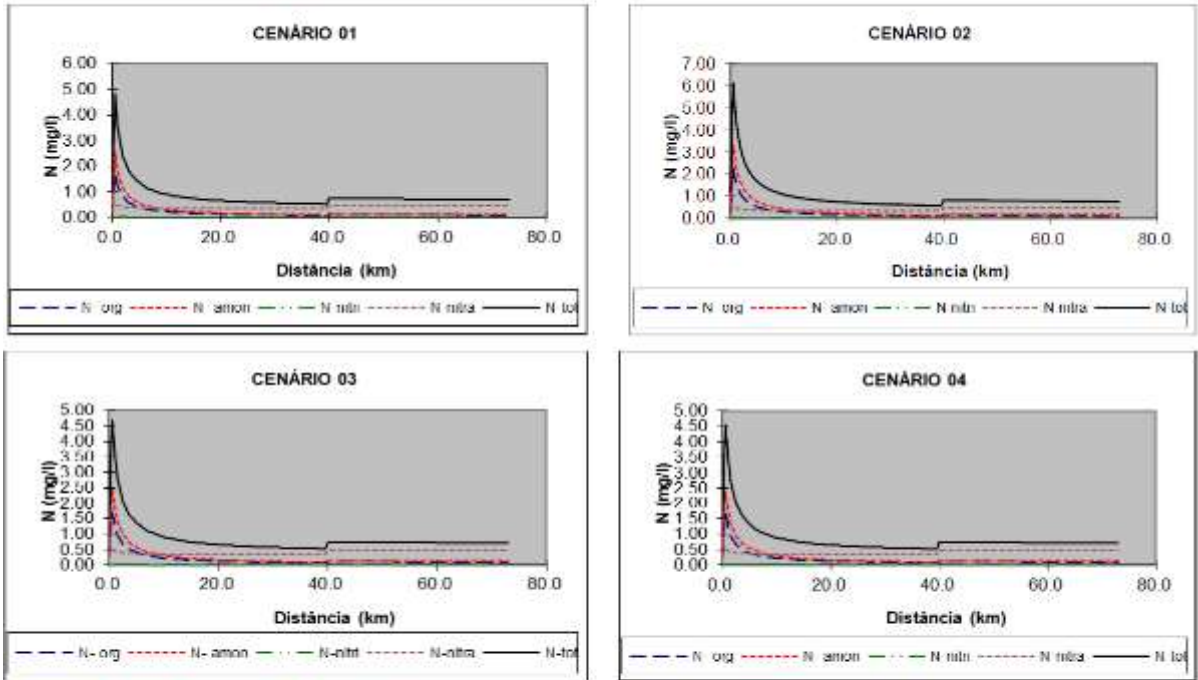


**8.2 Ribeirão Vermelho (município de Lavras)**

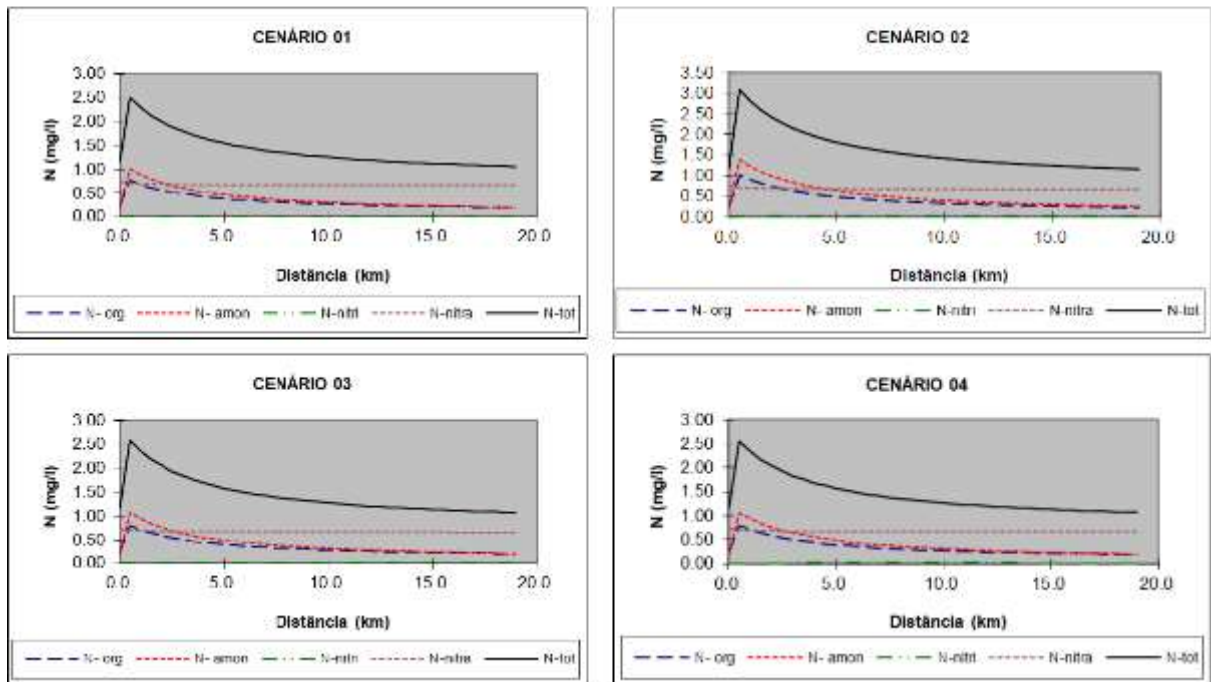


## 8. SUB-BACIA DO RIO DO CERVO

### 9.1 Leito principal do rio do Cervo (município de São Bento do Abade)

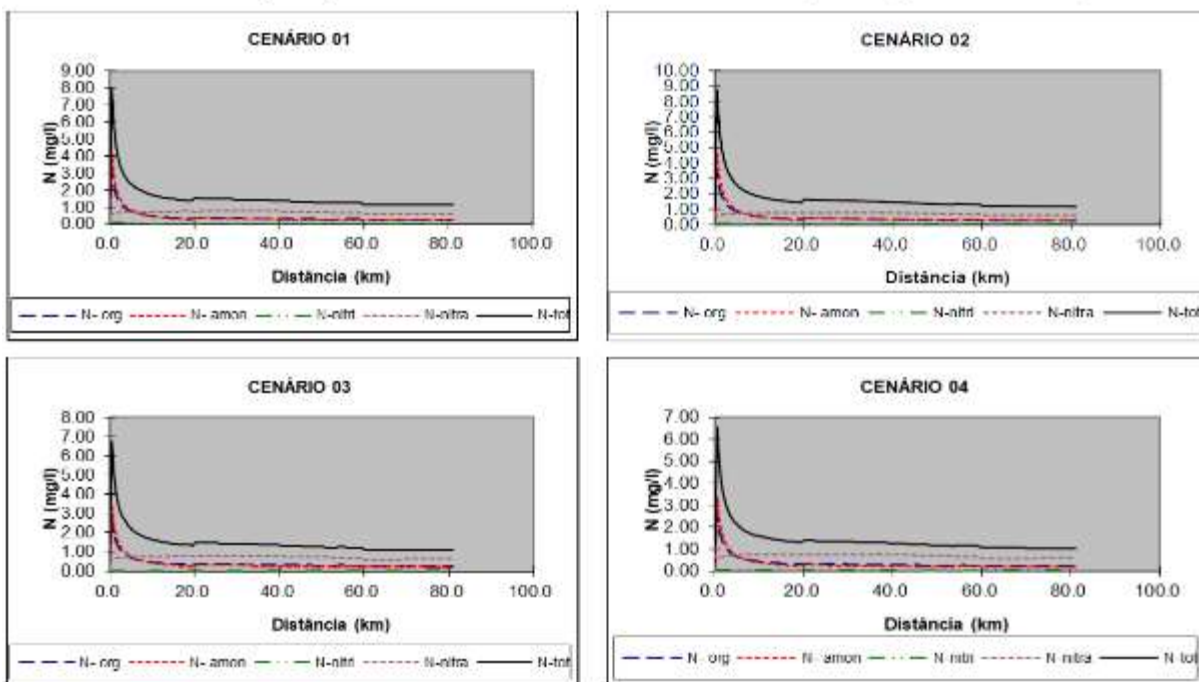


### 9.2 Ribeirão do Salto (município de Carmo da Cachoeira)

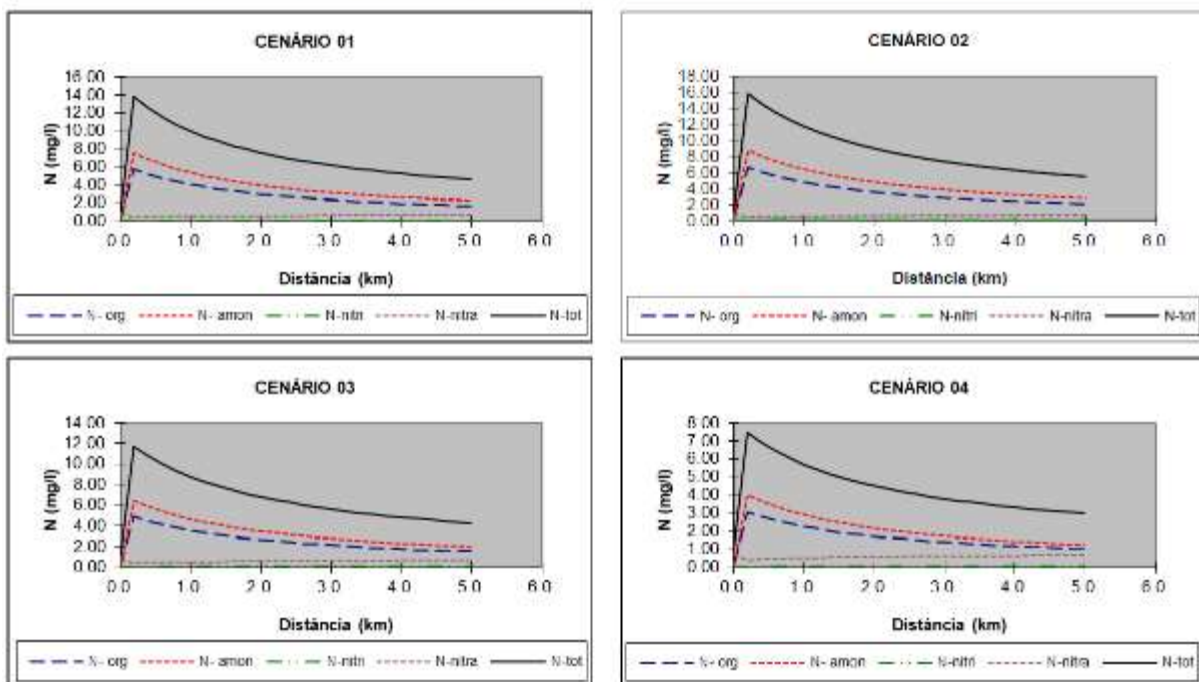


### 9. SUB-BACIA DO RIO JACARE

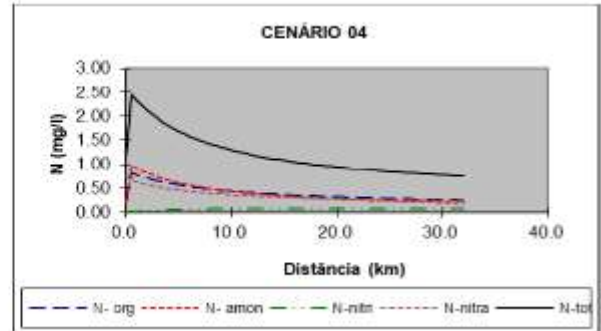
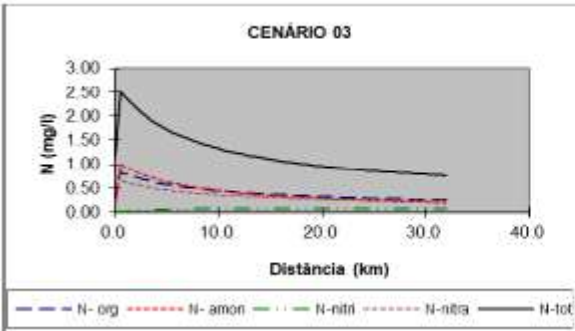
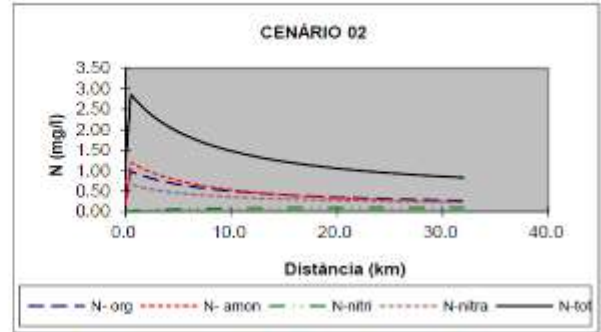
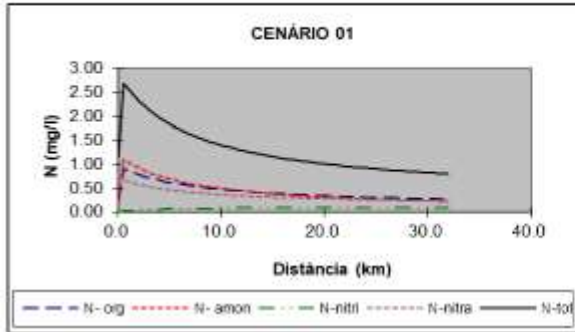
#### 10.1 Leito principal do rio Jacaré e Ribeirão Maracanã (município de Oliveira)



#### 10.2 Córrego Machadinha (município de São Francisco de Paula)



10.3 Rio do Amparo (município de Santo Antônio do Amparo)

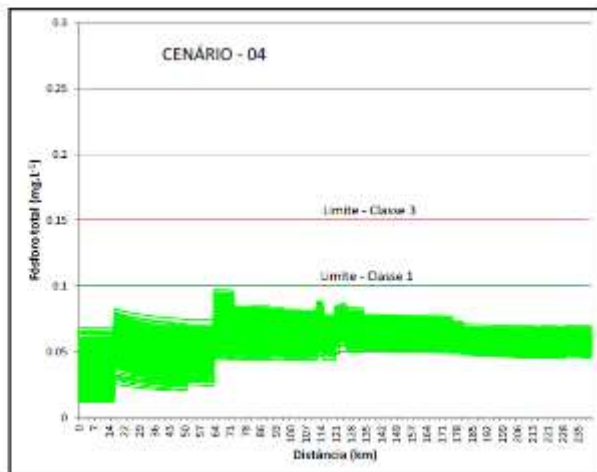
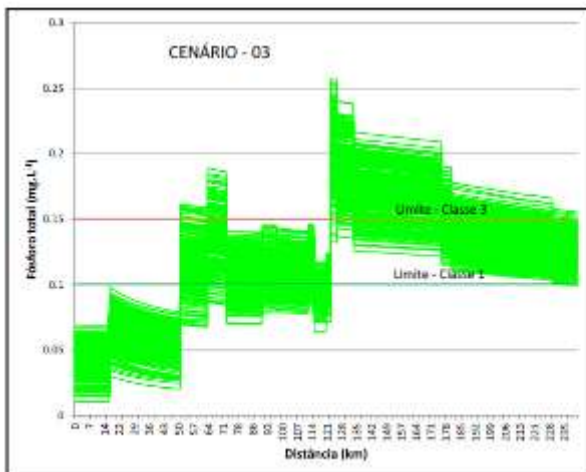
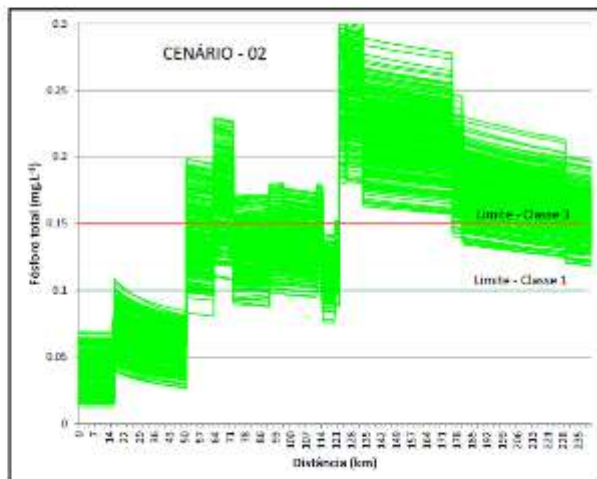
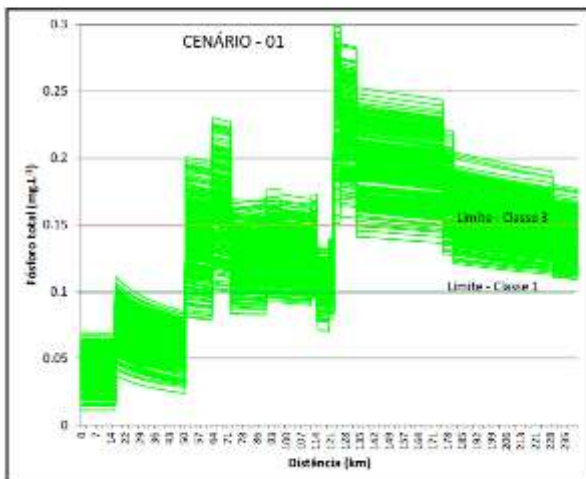


**APÊNDICE R – Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais -  
fósforo total**

## Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais

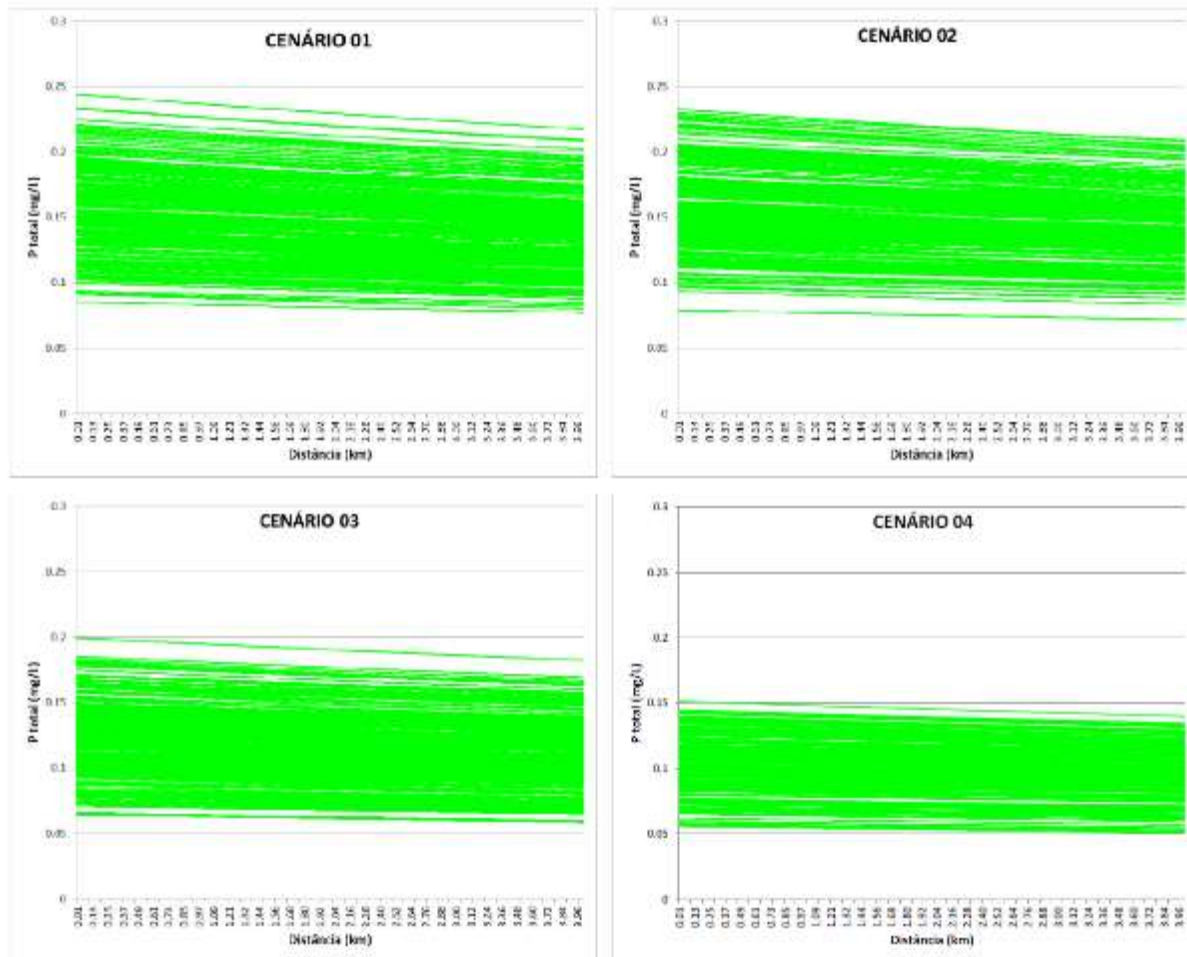
## Fósforo total – P tot

## 1. LEITO PRINCIPAL DO RIO DAS MORTES

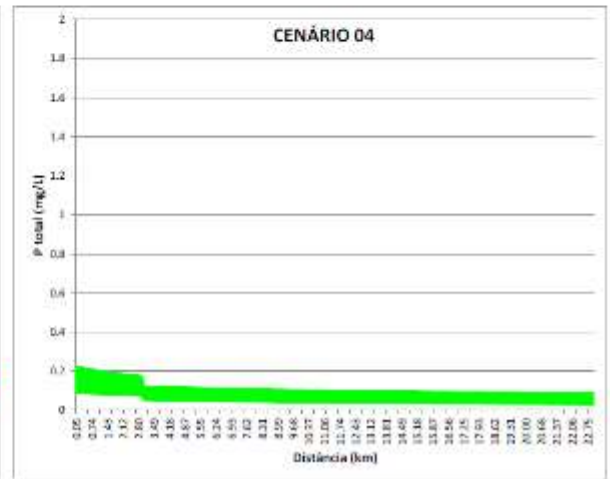
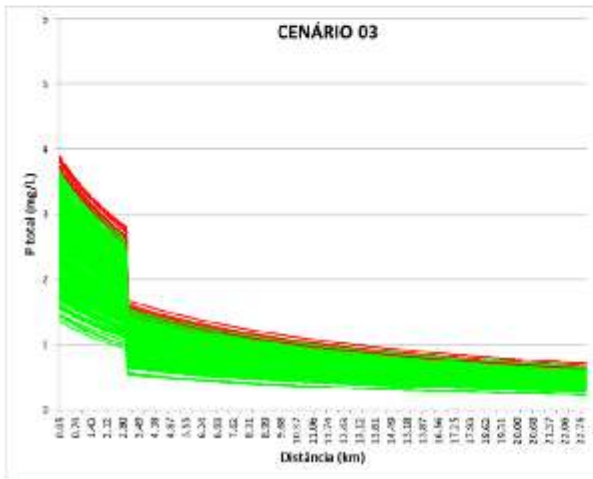
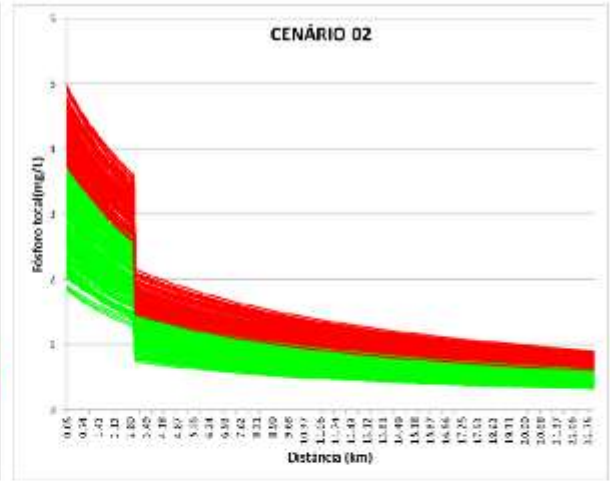
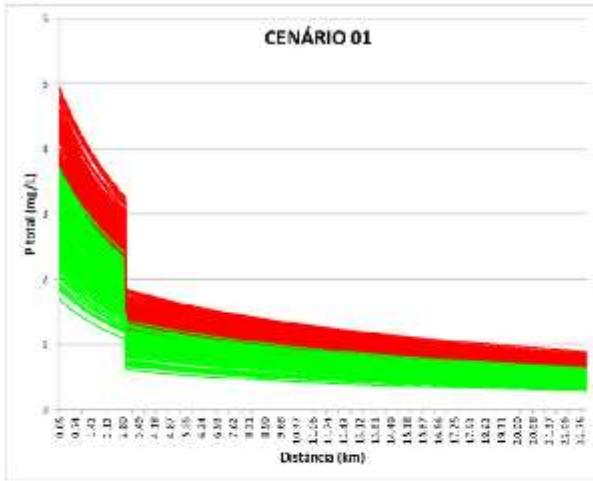


## 2. SUB-BACIA DO ALTO RIO DAS MORTES

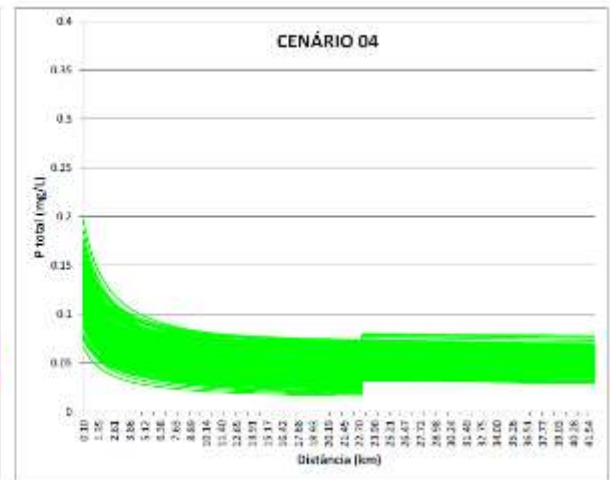
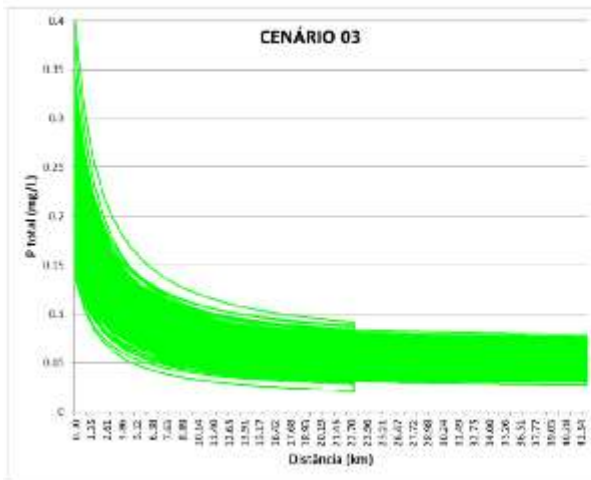
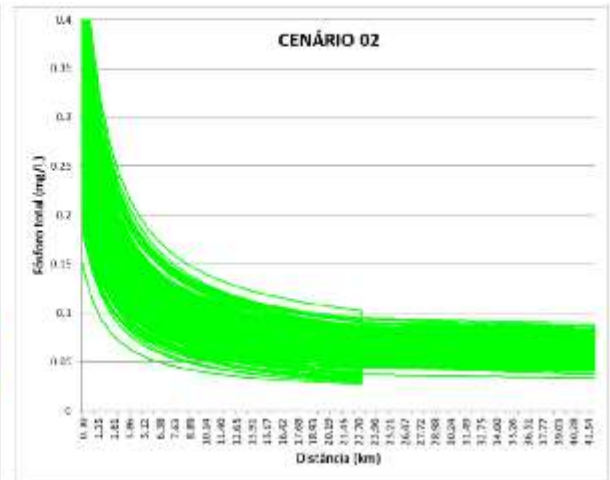
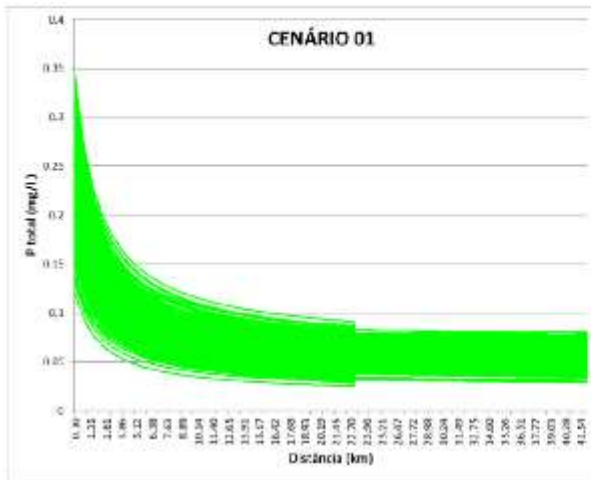
### 2.1 Ribeirão Bandeirinha (Município de Antônio Carlos)



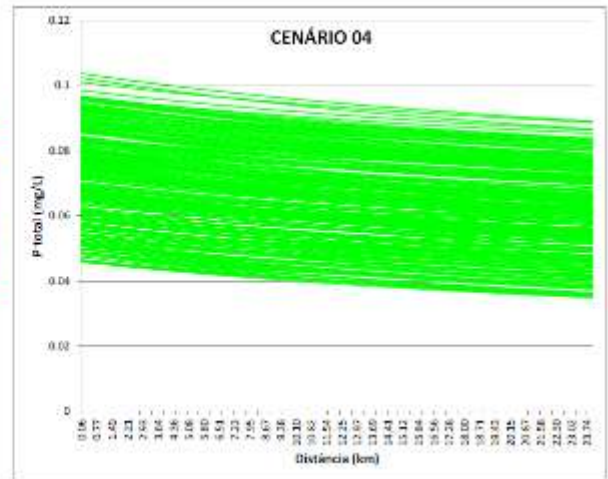
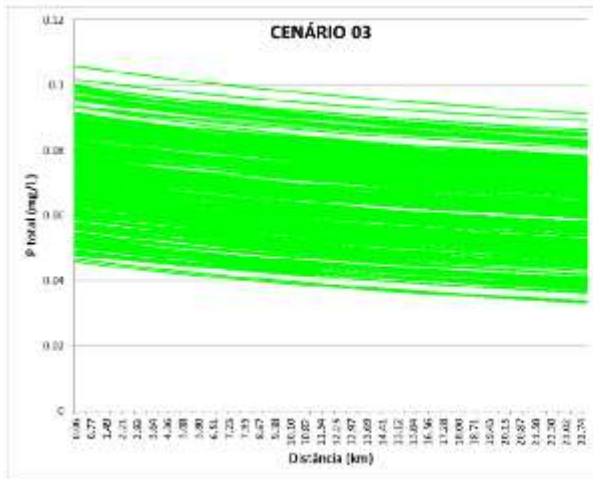
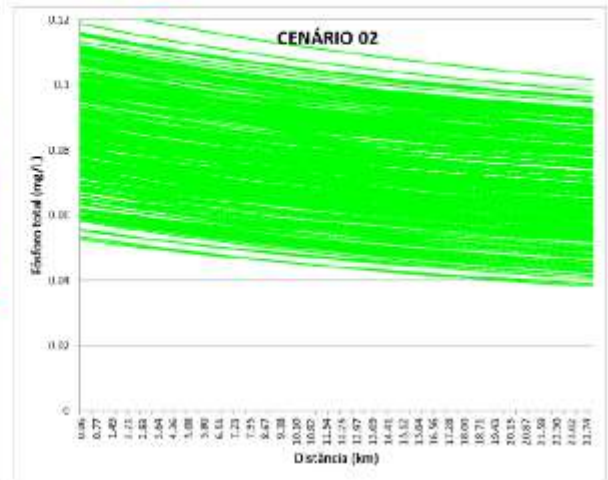
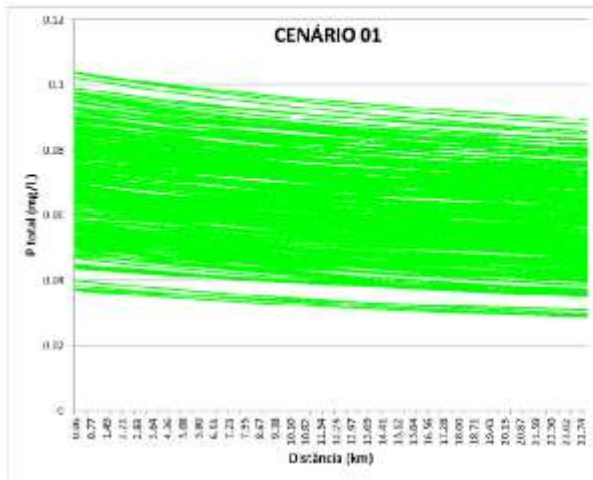
2.2 Ribeirão Caieiros (Município de Barbacena)



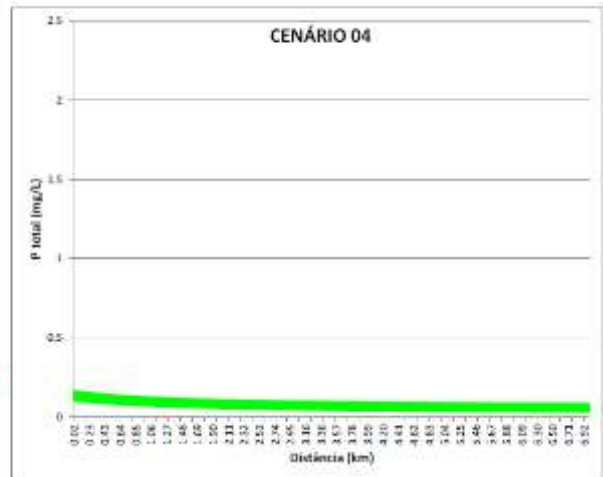
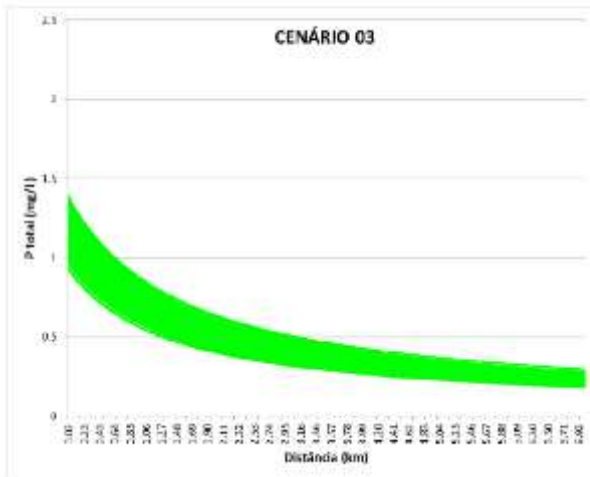
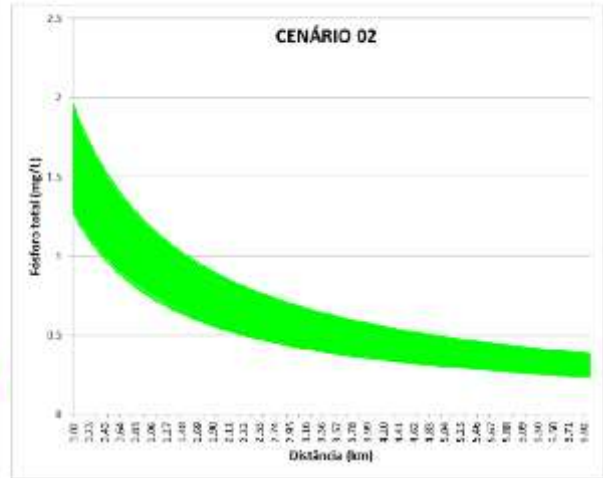
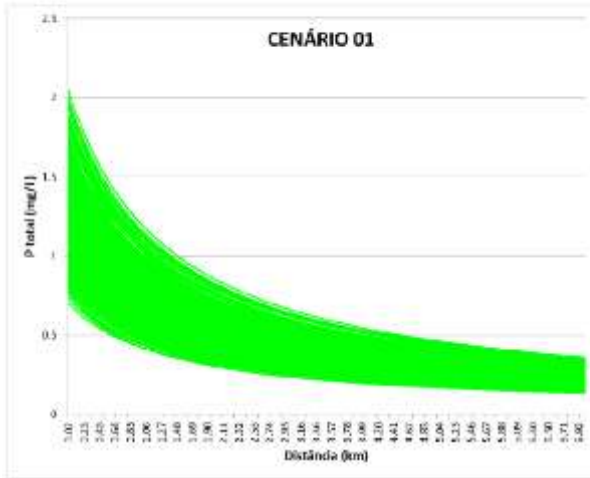
2.3 Ribeirão Ressaquinha (Município de Ressaquinha)



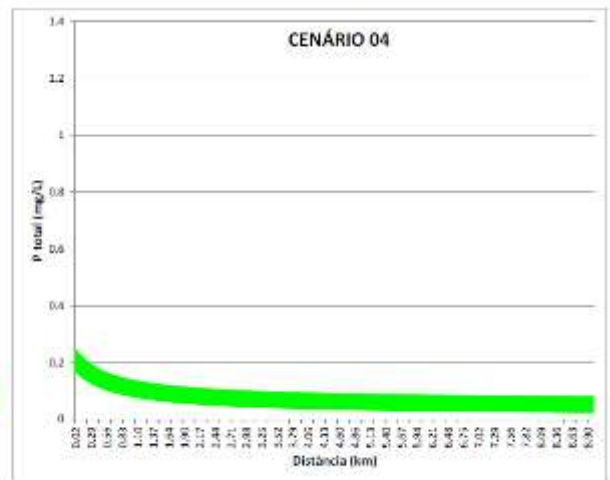
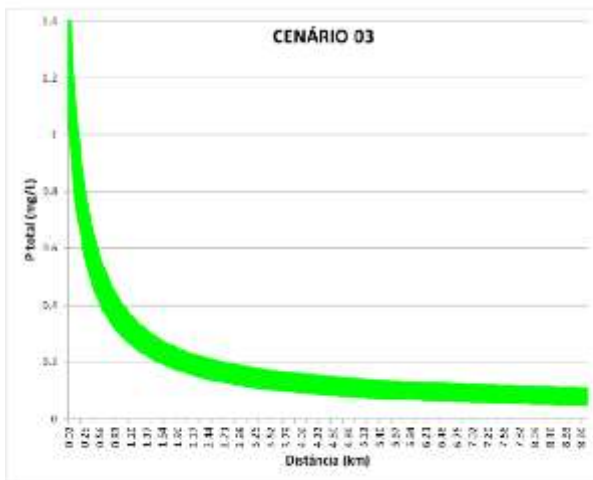
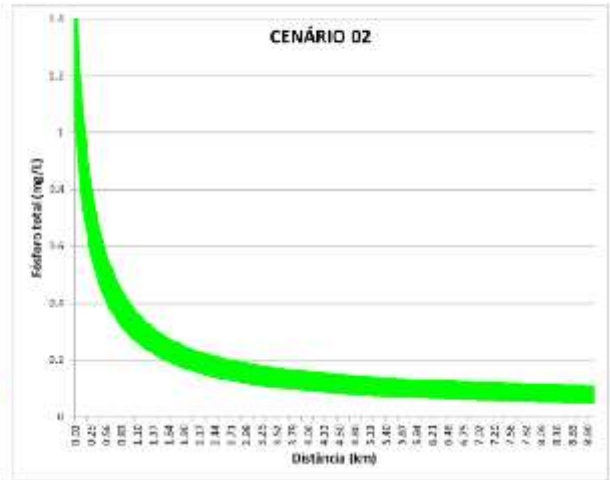
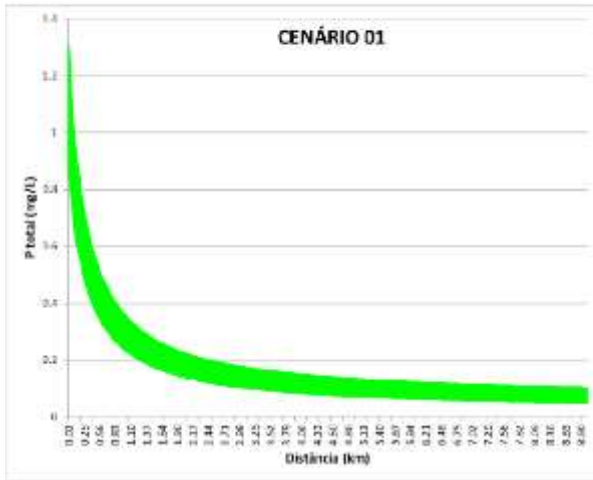
2.4 Ribeirão Loures (Município de Alfredo Vasconcelos)



2.5 Ribeirão do Patusca (Município de Dorés de Campos)

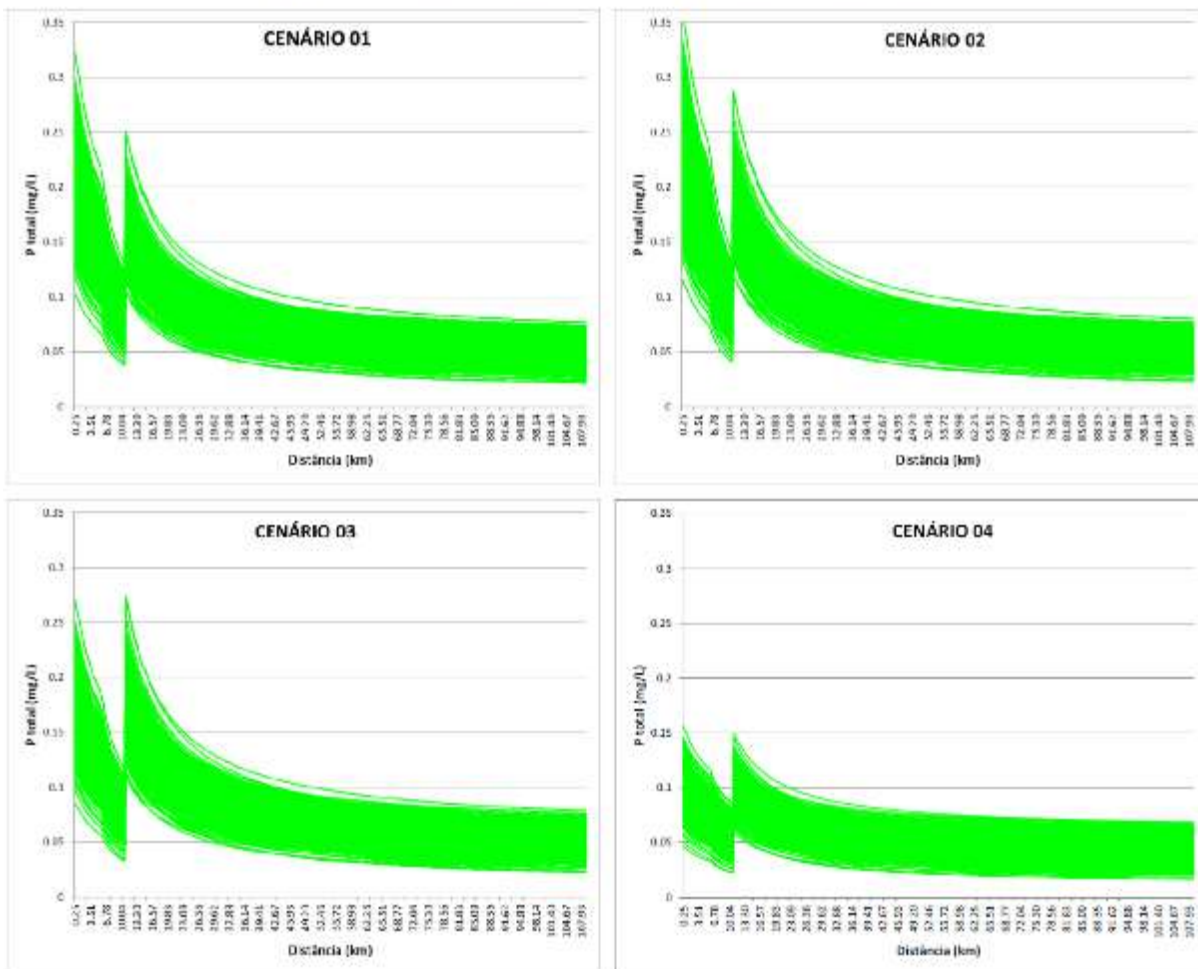


2.6 Ribeirão do Pinhão (Município de Prados)



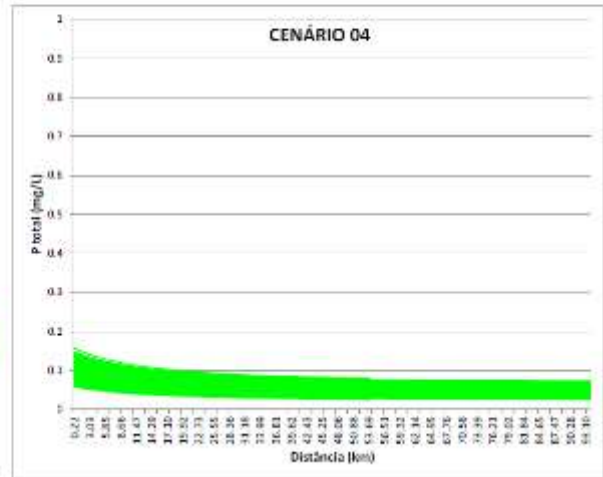
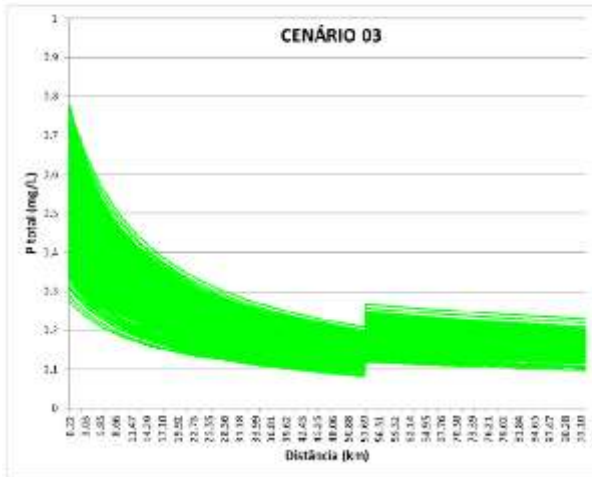
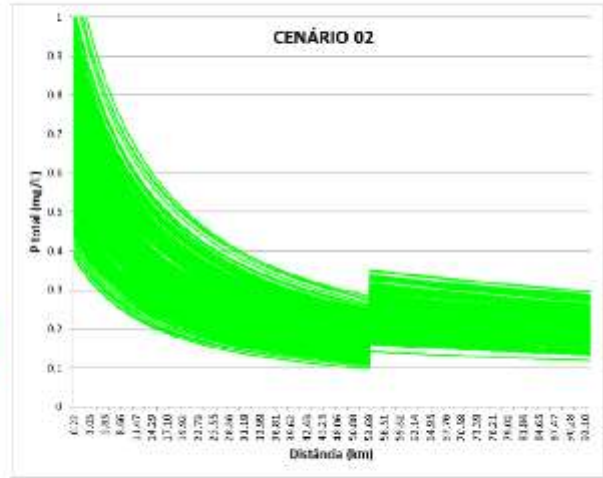
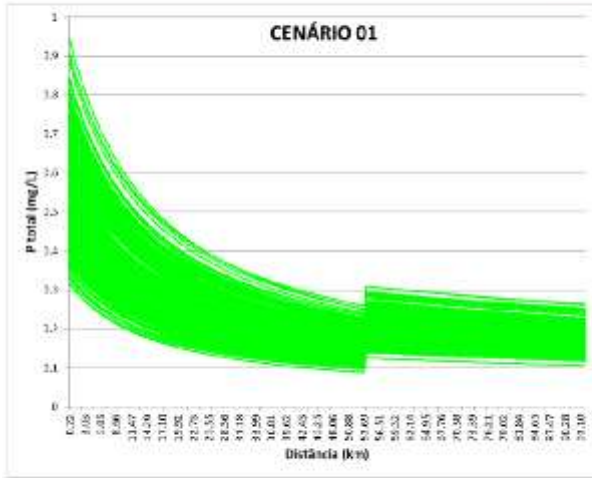
### 3 SUB-BACIA DO RIO ELVAS

#### 3.1 Leito Principal do rio Elvas (e córrego Santa Rita)

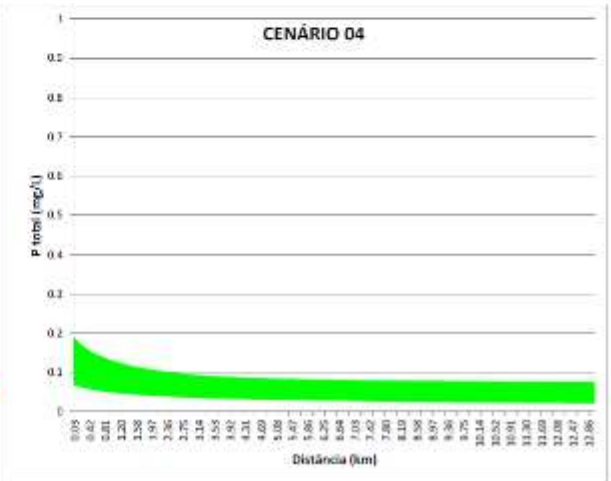
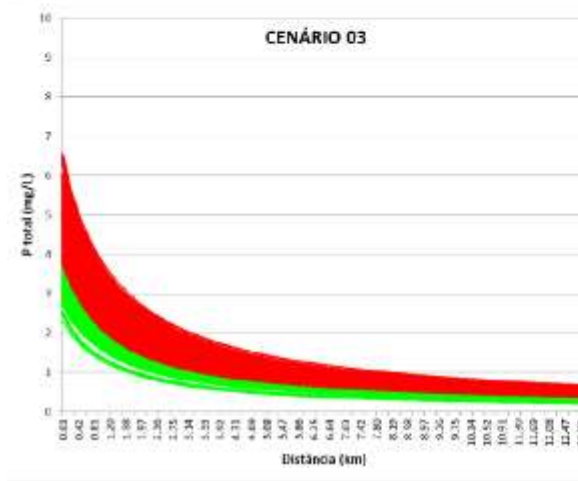
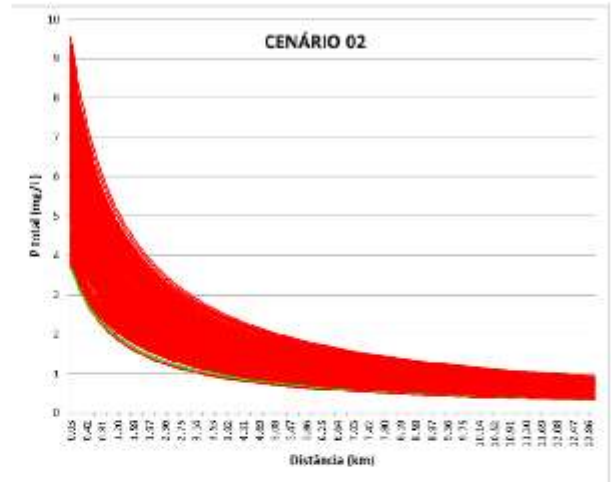
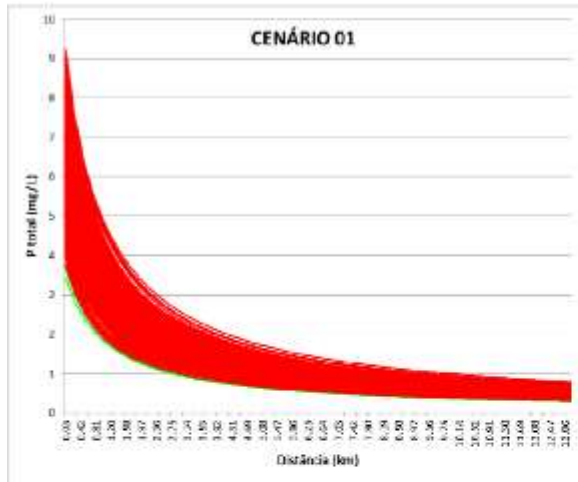


### 4 SUB-BACIA DO RIO CARANDAÍ

#### 4.1 Rio Carandaí (município de Carandaí)

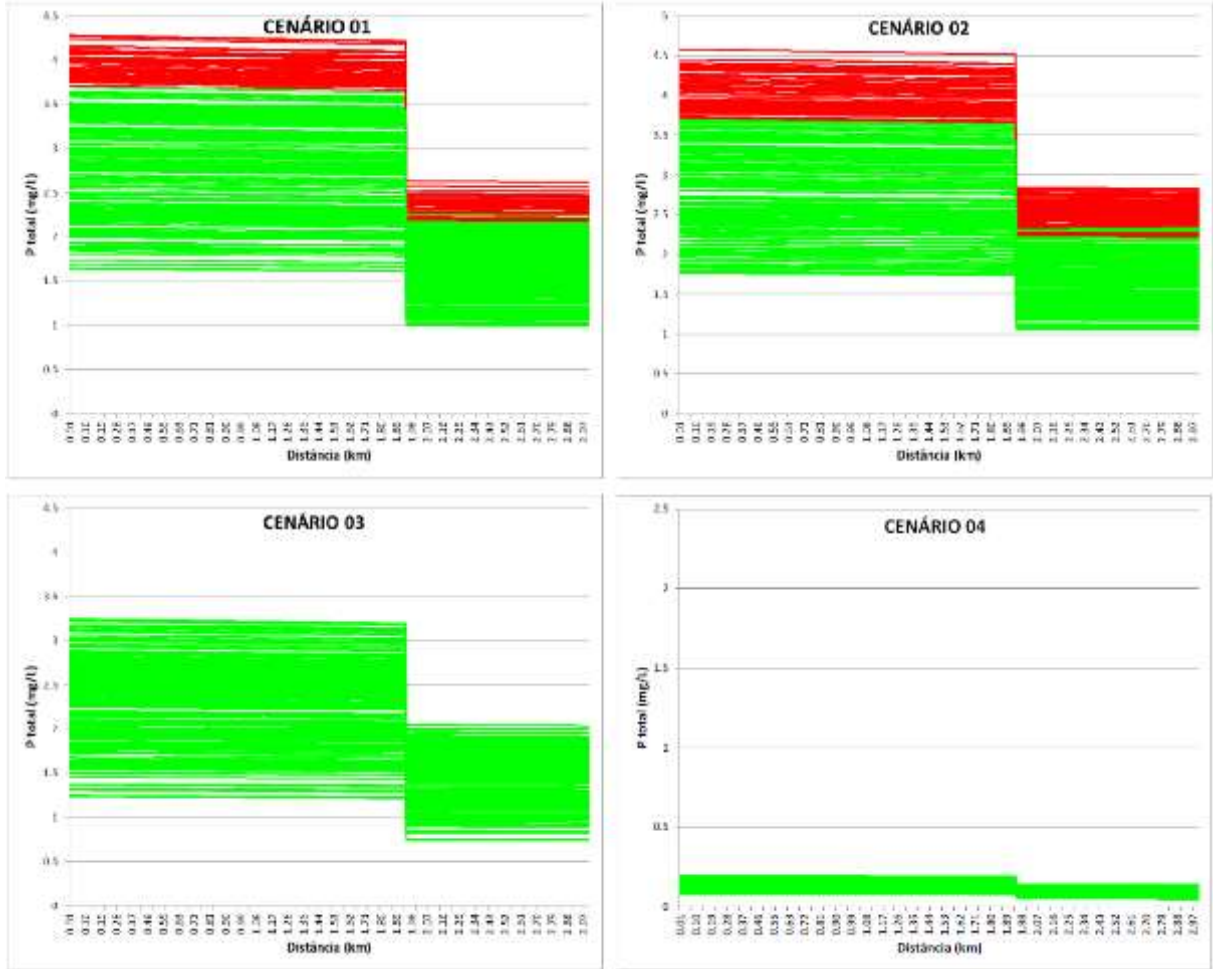


4.2 Ribeirão Tanque (município de Lagoa Dourada)

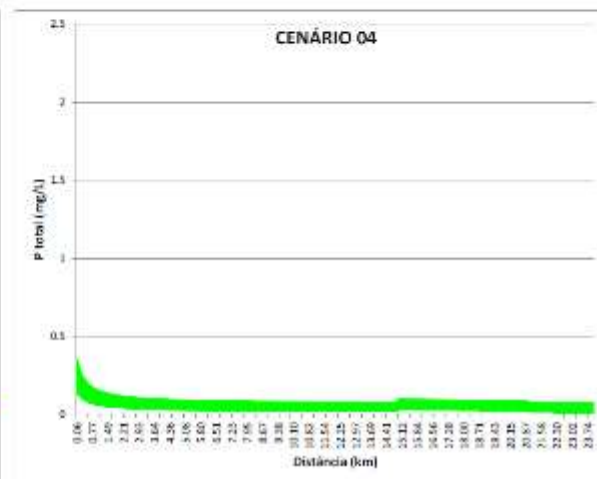
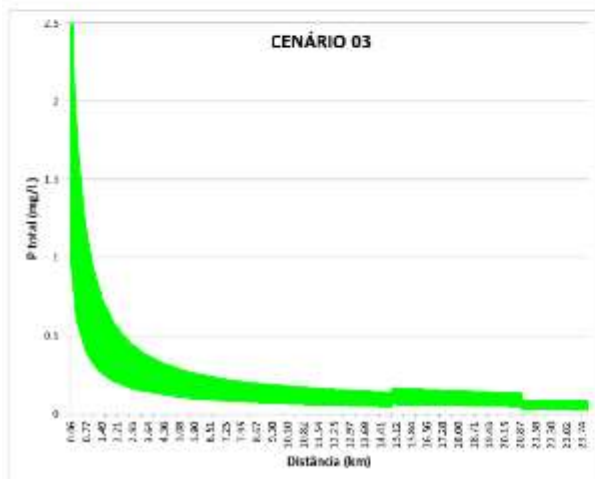
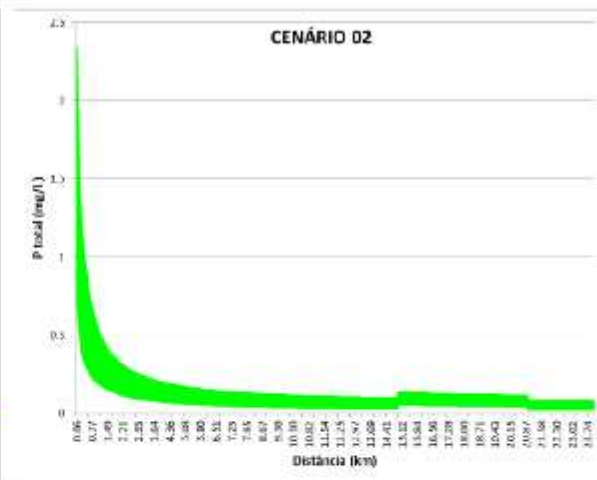
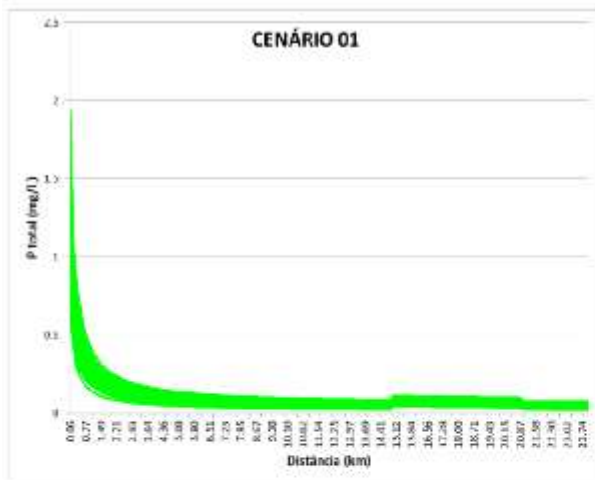


## 5 SUB-BACIA DO MÉDIO RIO DAS MORTES

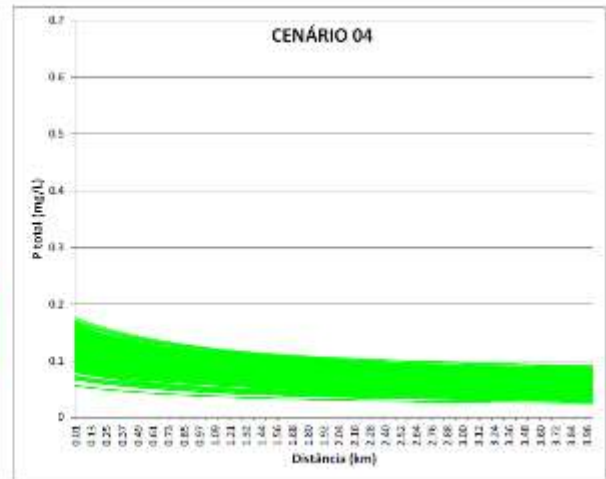
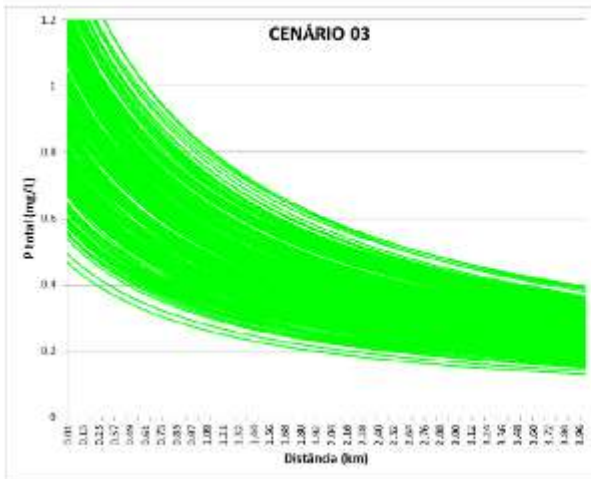
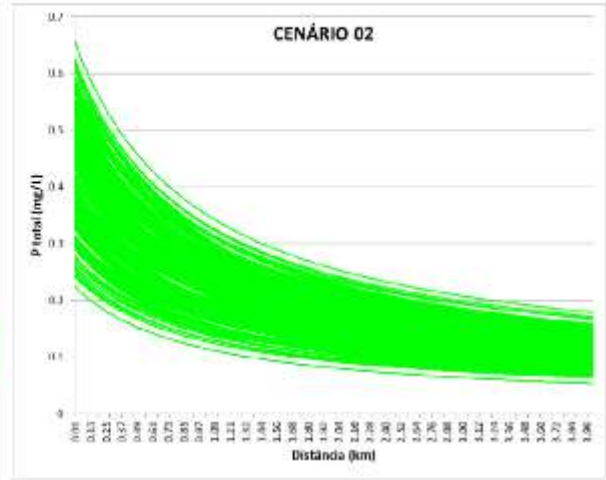
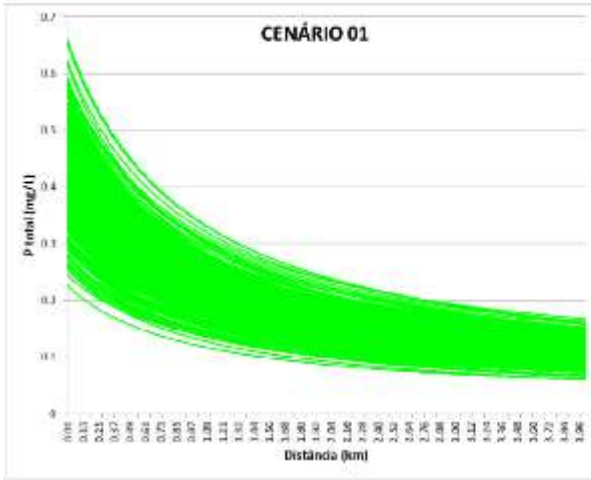
### 5.1 Ribeirão Água Limpa (município de São João Del Rei)



5.2 Rio Santo Antônio (município de Resende Costa)

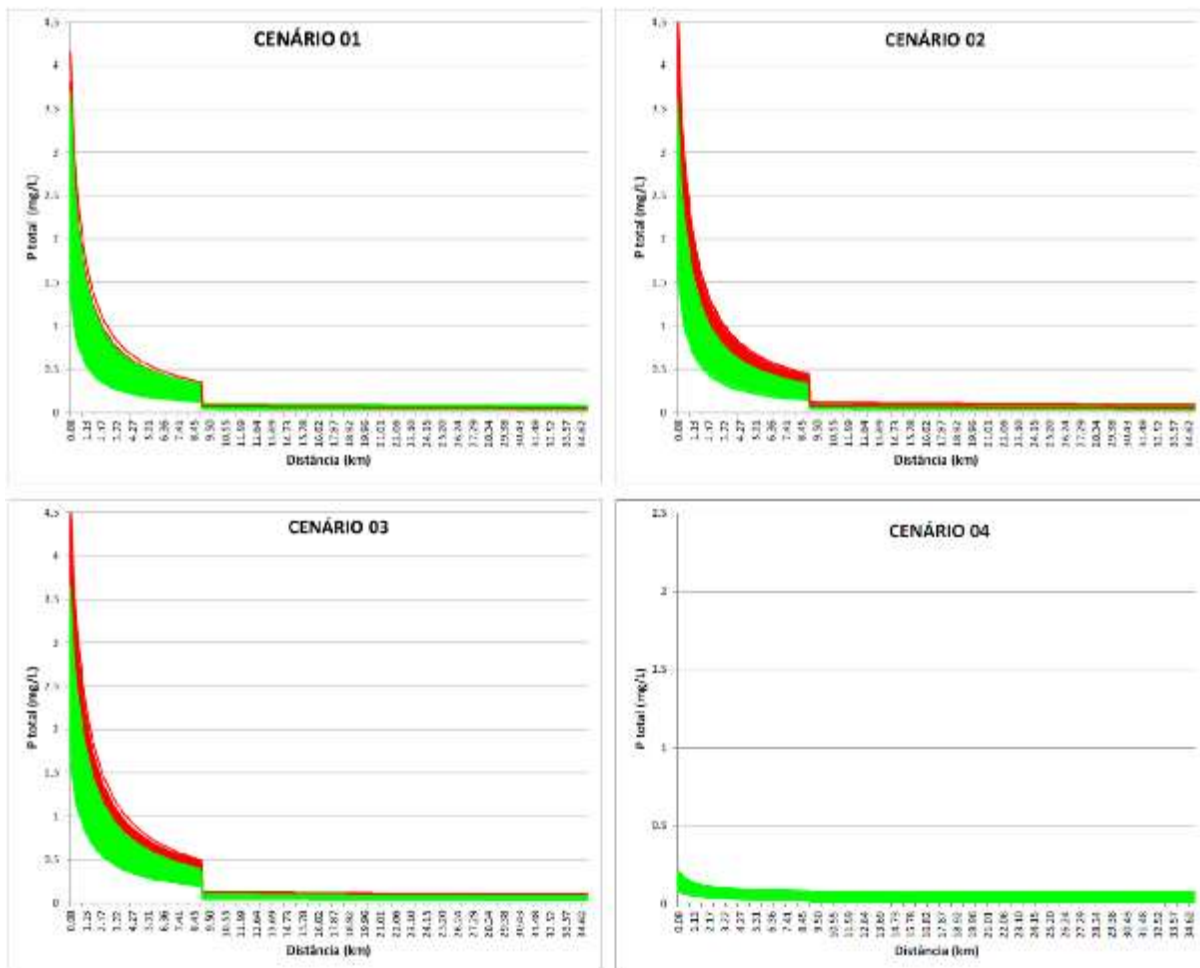


5.3 Córrego do Paiol (município de Ritápolis)



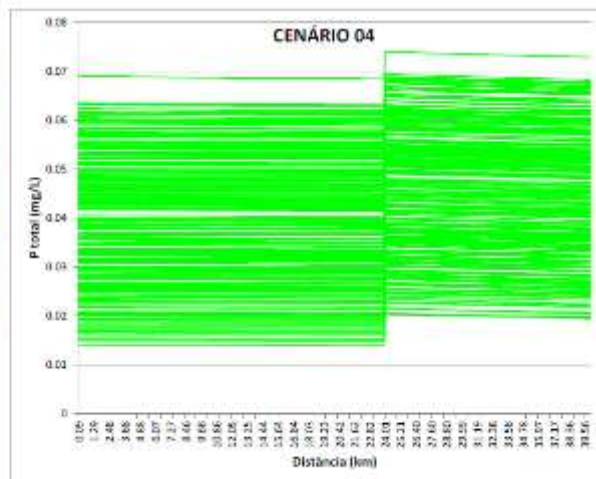
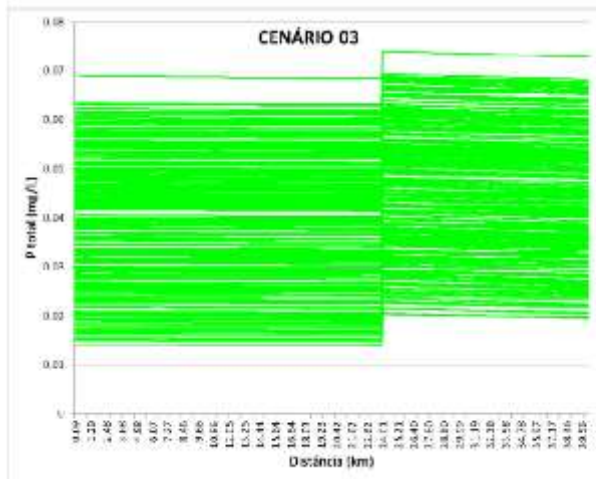
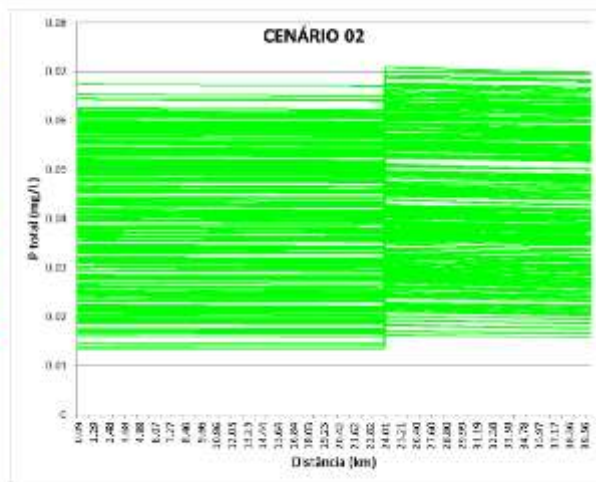
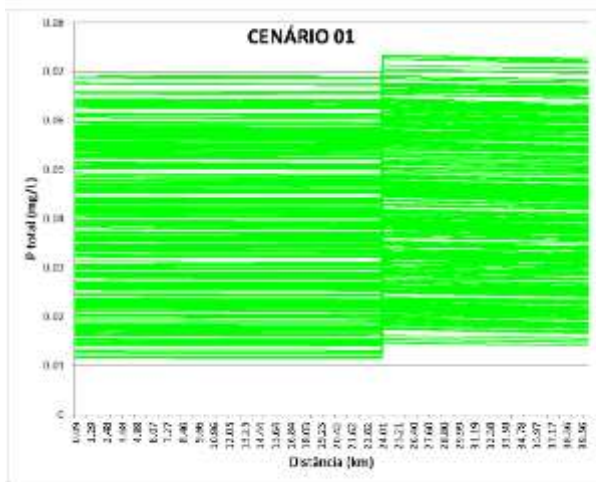
## 6 SUB-BACIA DO RIO DO PEIXE

### 6.1 Leito principal do rio do Peixe e ribeirão Sujo (município de São Tiago)



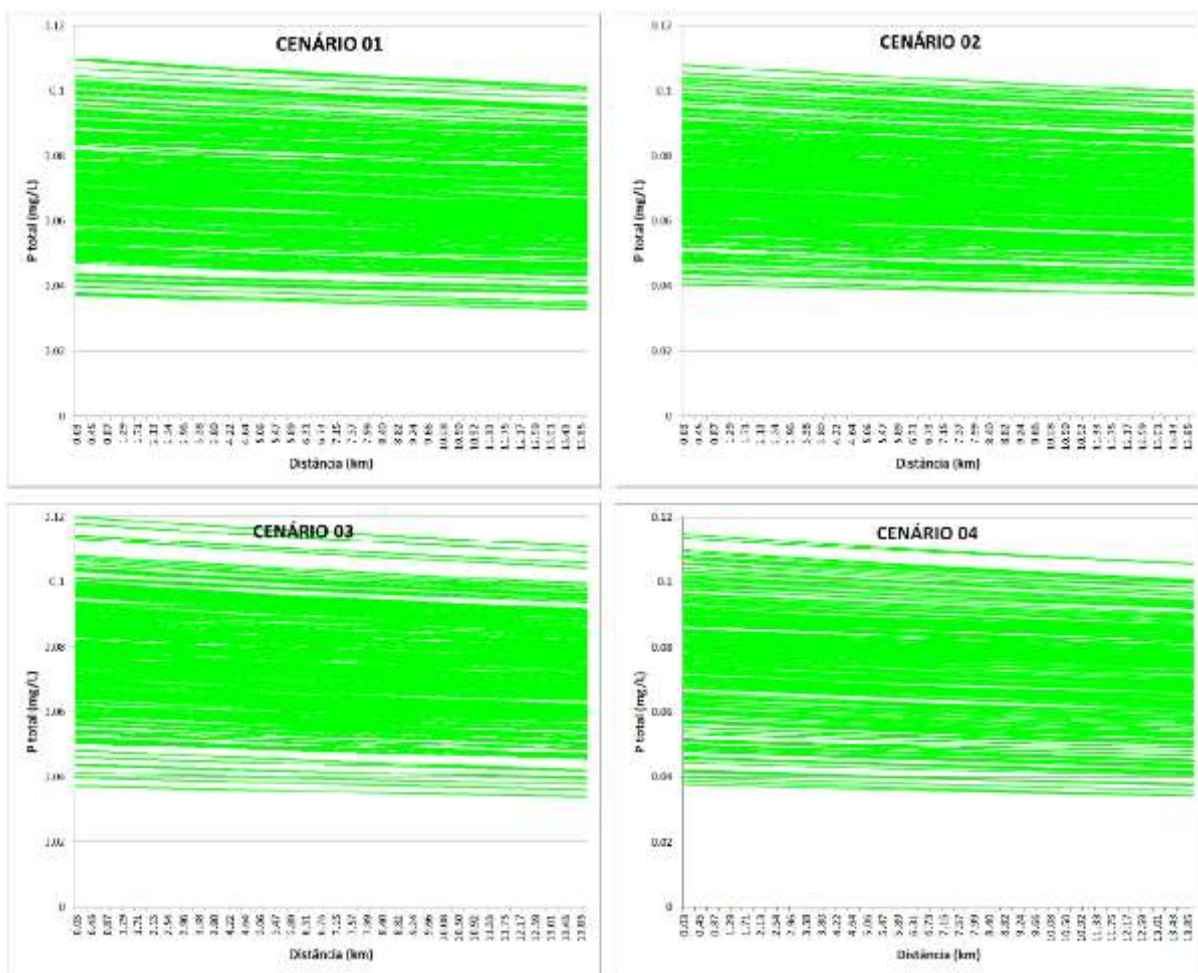
### 7 SUB-BACIA DO RIO BARBA-DE-LOBO

#### 7.1 Leito principal do rio Barba-de-lobo (município de Conceição da Barra de Minas)



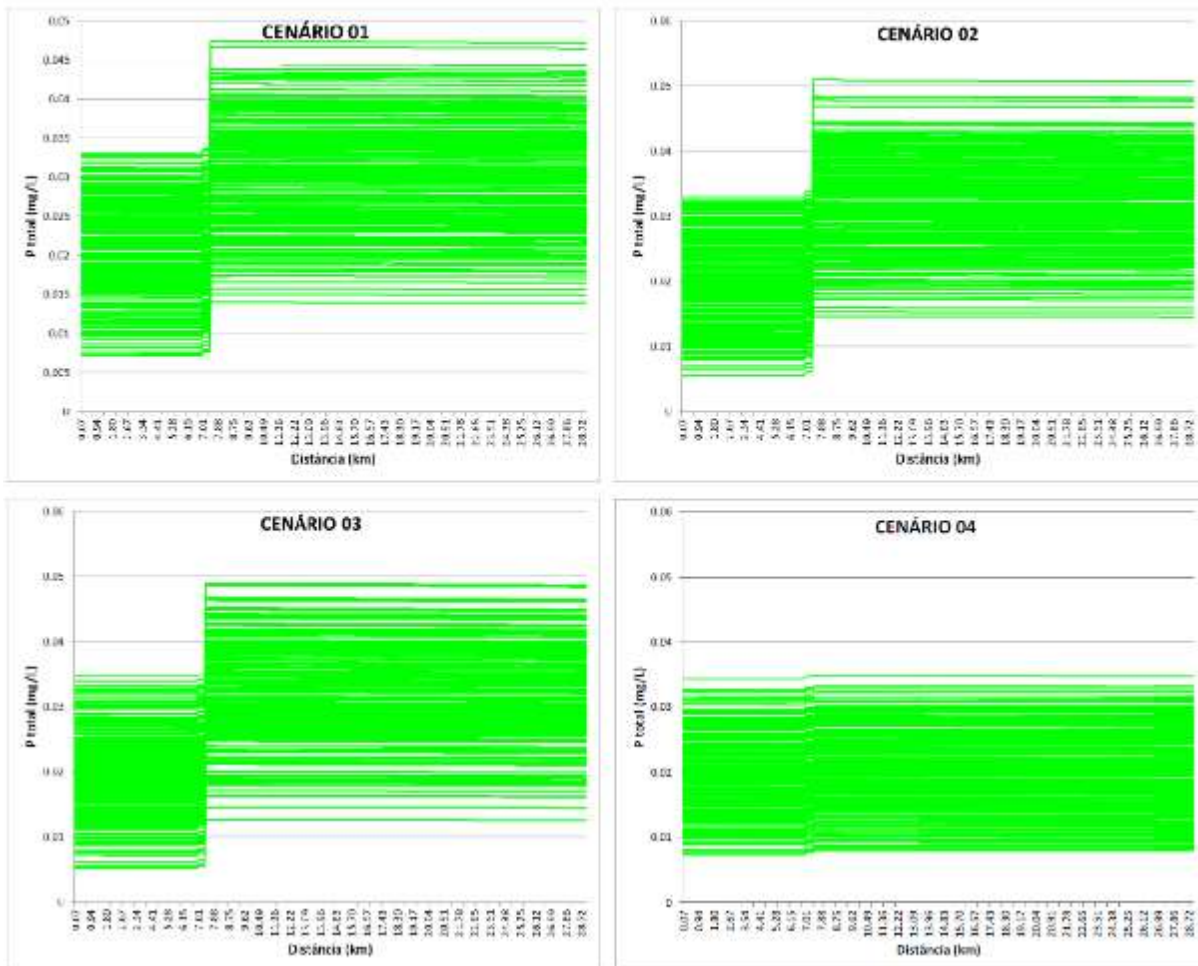
## 8 SUB-BACIA DO BAIXO RIO DAS MORTES

### 8.1 Rio Pirapetinga (município de Bom Sucesso)

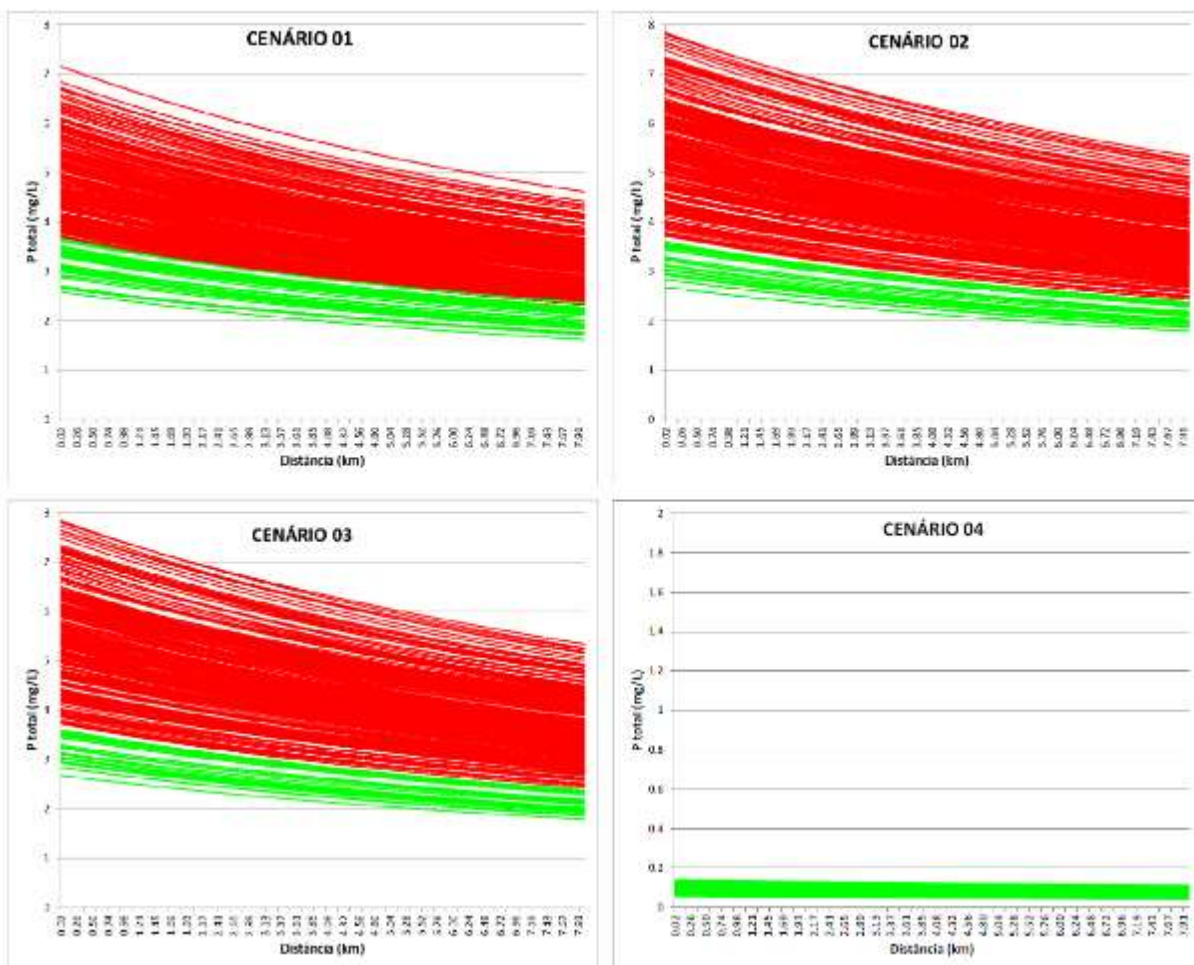


## 9 SUB-BACIA BAIXO DO ALTO RIO GRANDE

### 9.1 Leito principal do rio Grande (município de Ribeirão Vermelho)

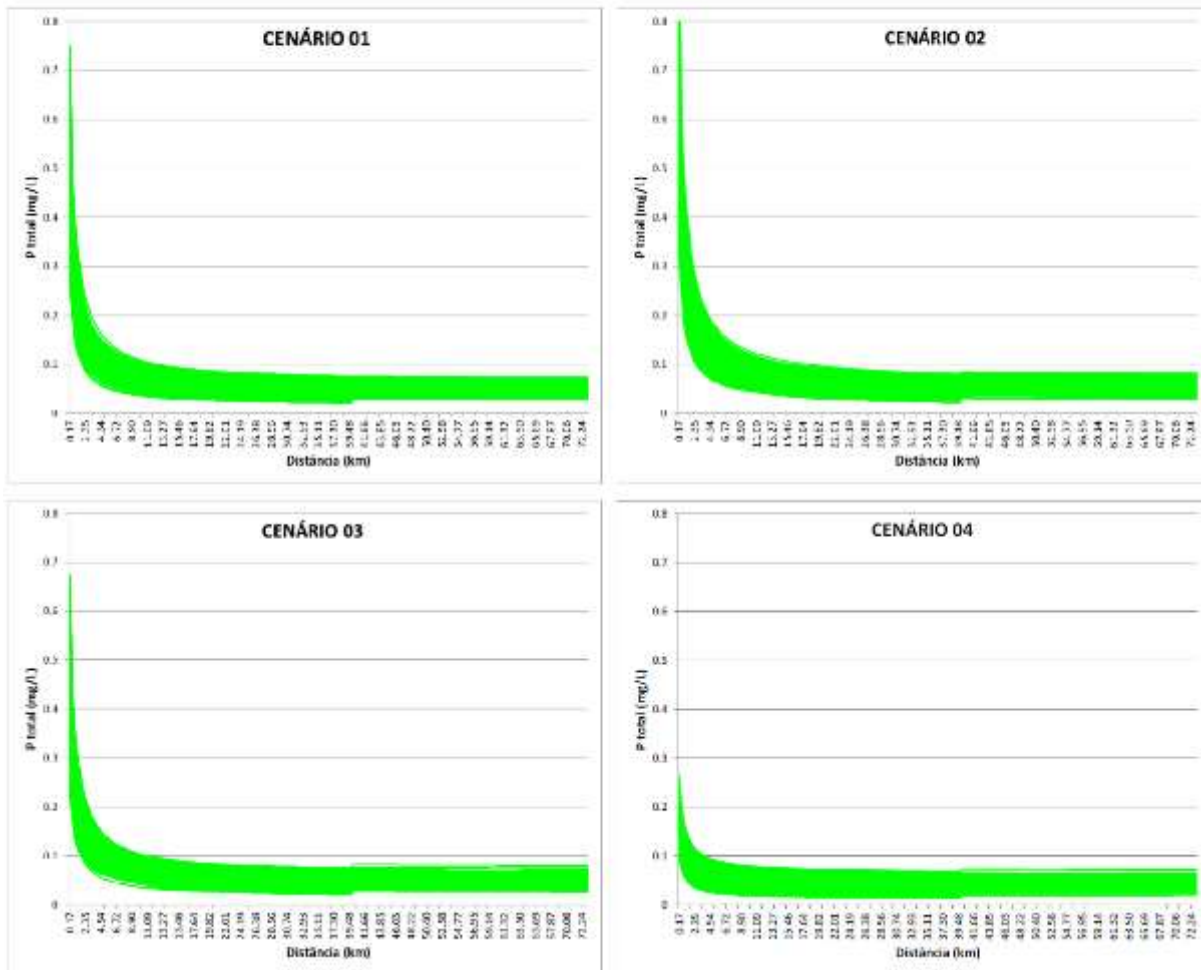


9.2 Ribeirão Vermelho (município de Lavras)

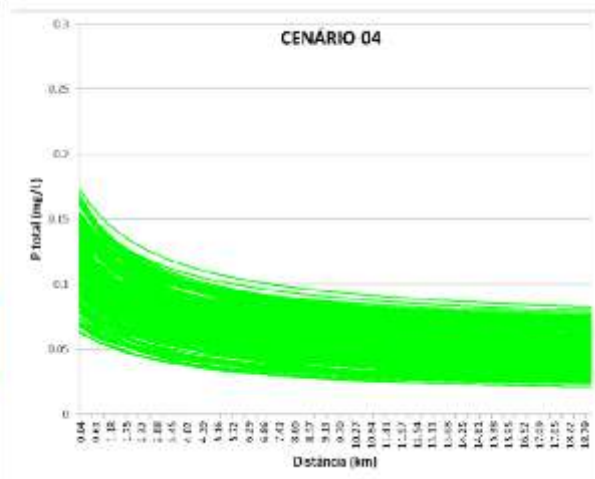
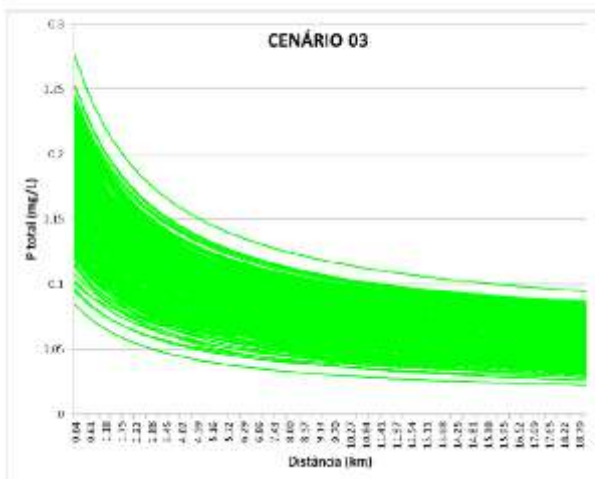
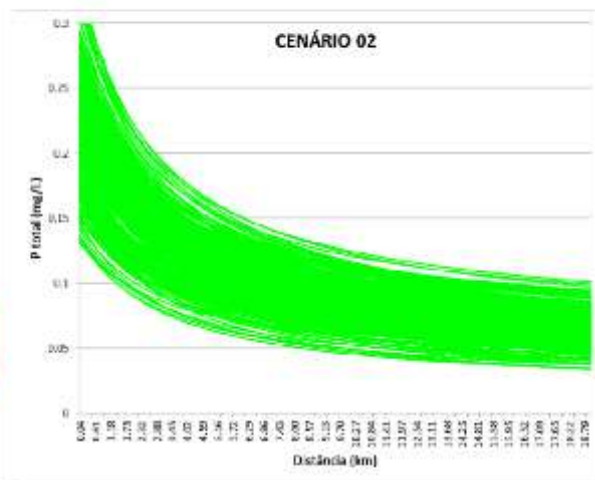
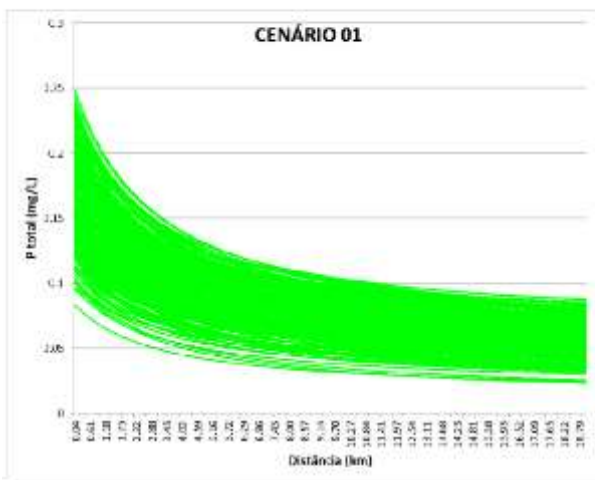


## 10 SUB-BACIA DO RIO DO CERVO

## 10.1 Leito principal do rio do Cervo (município de São Bento do Abade)

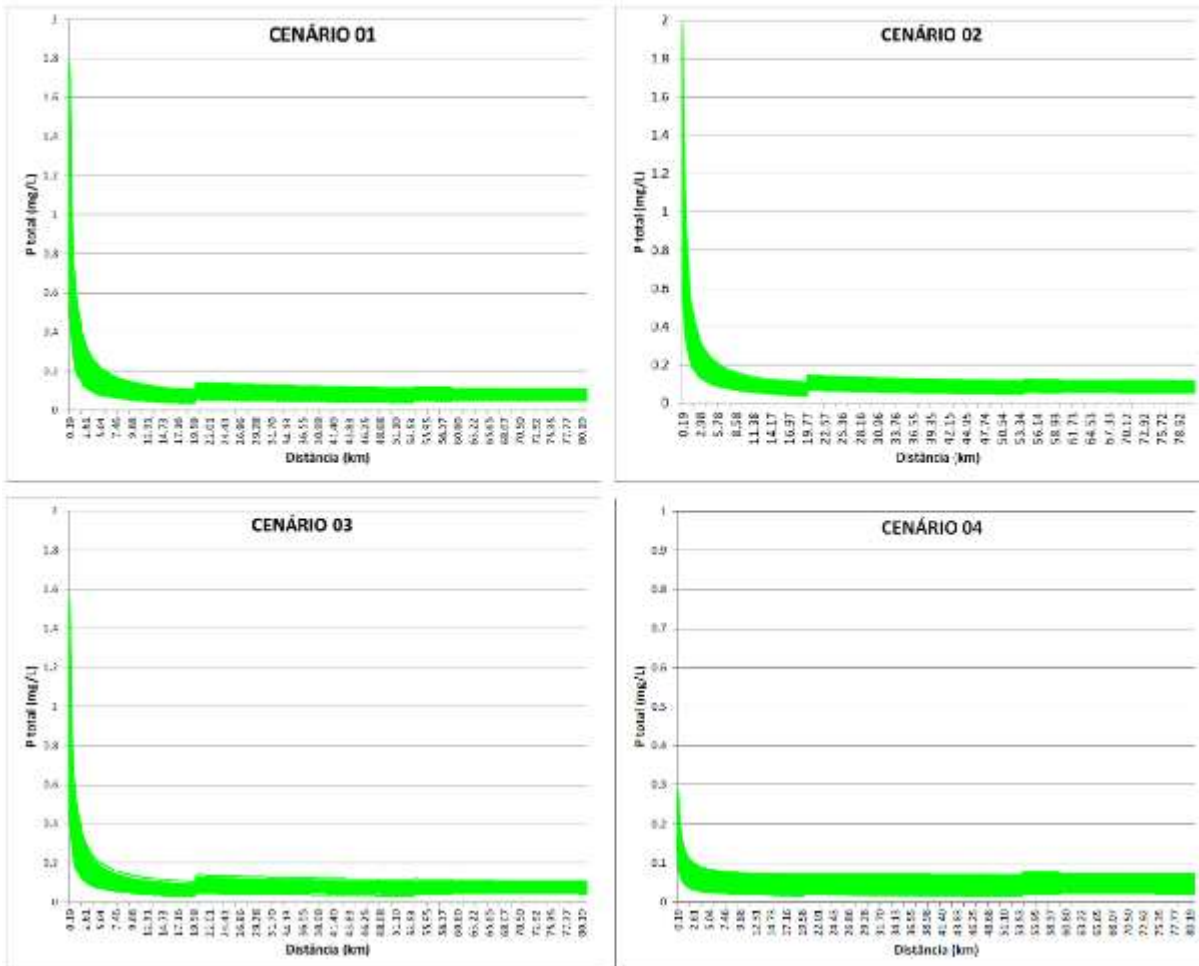


10.2 Ribeirão do Salto (município de Carmo da Cachoeira)

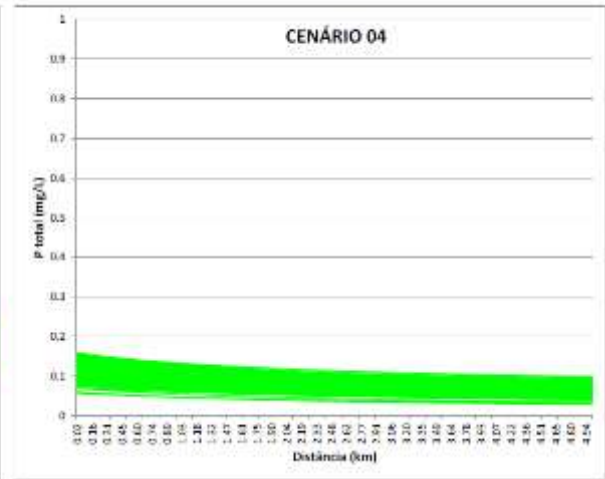
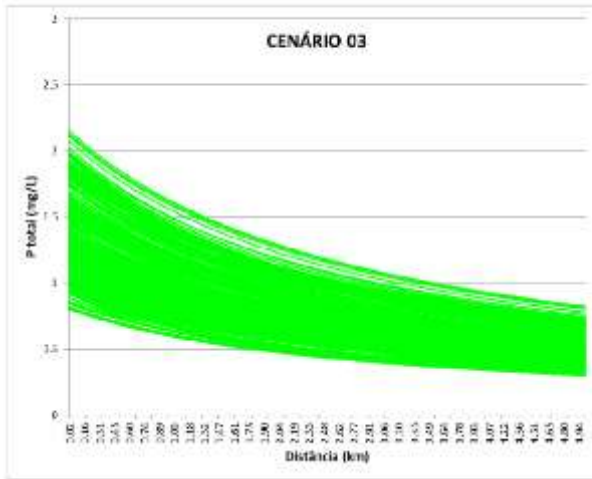
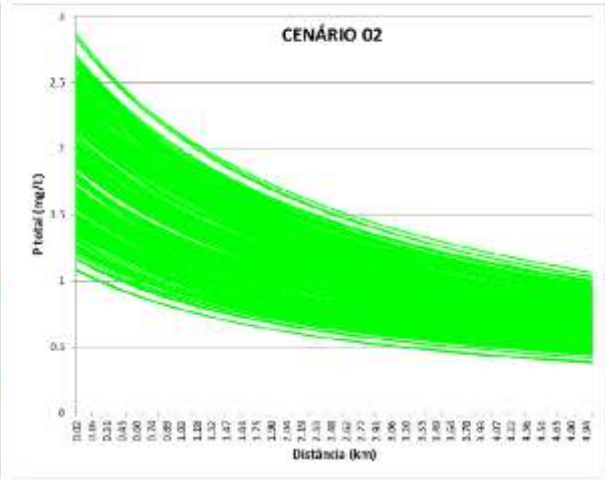
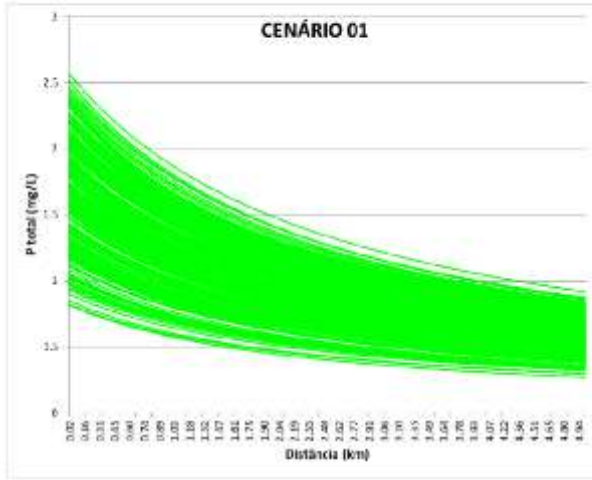


### 11 SUB-BACIA DO RIO JACARÉ

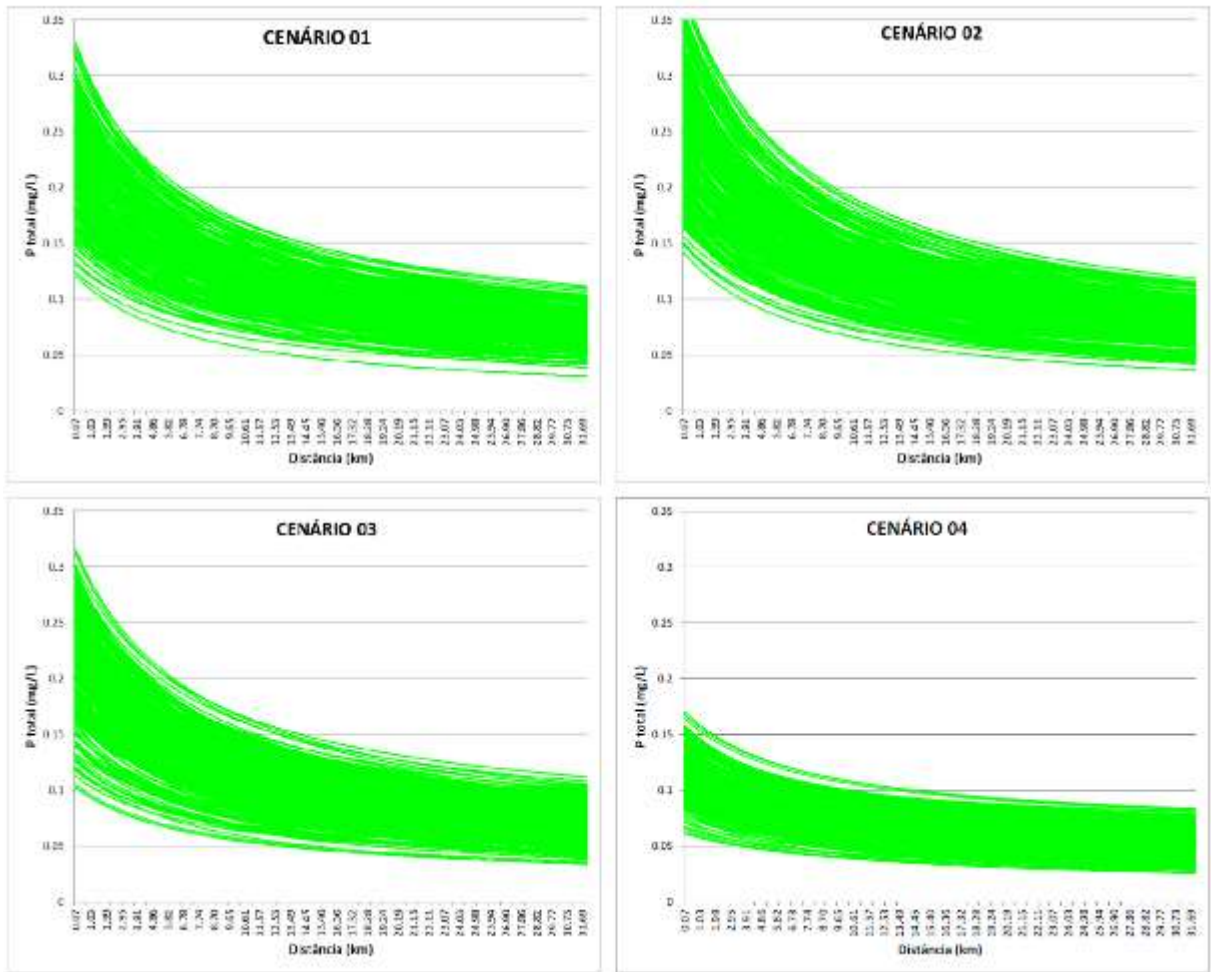
#### 11.1 Leito principal do rio Jacaré e Ribeirão Maracanã (município de Oliveira)



11.2 Córrego Machadinho (município de São Francisco de Paula)



11.3 Rio do Amparo (município de Santo Antônio do Amparo)

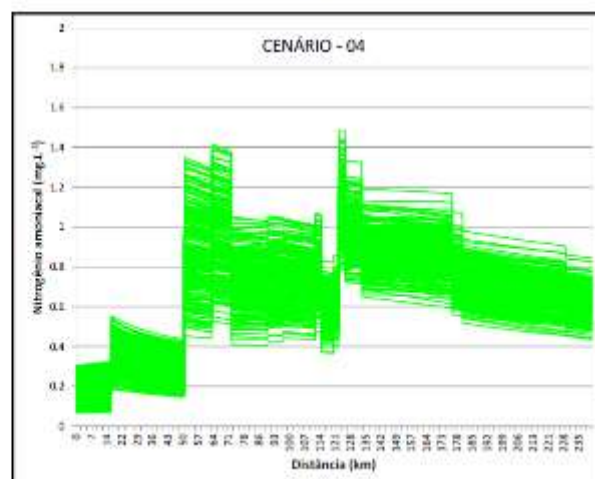
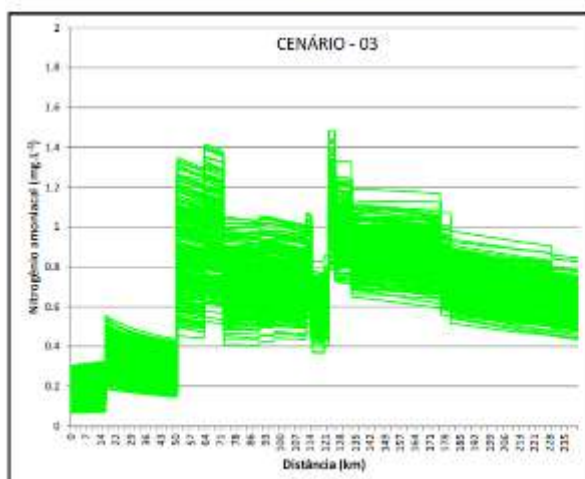
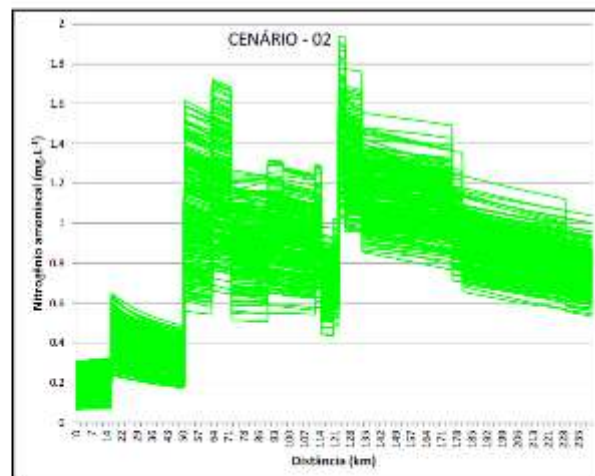
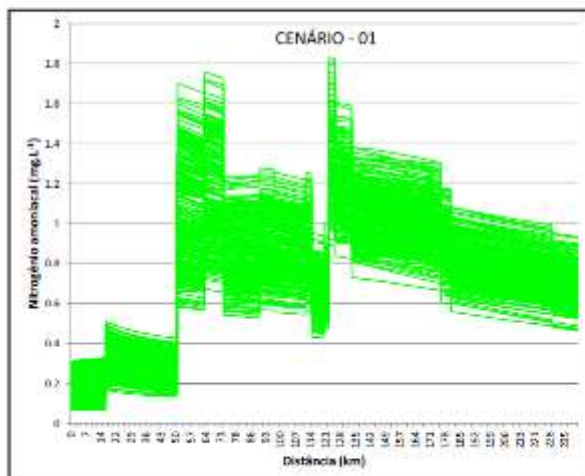


**APÊNDICE S – Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais –  
série de nitrogênio**

## Gráficos de bandas de incerteza para os perfis longitudinais

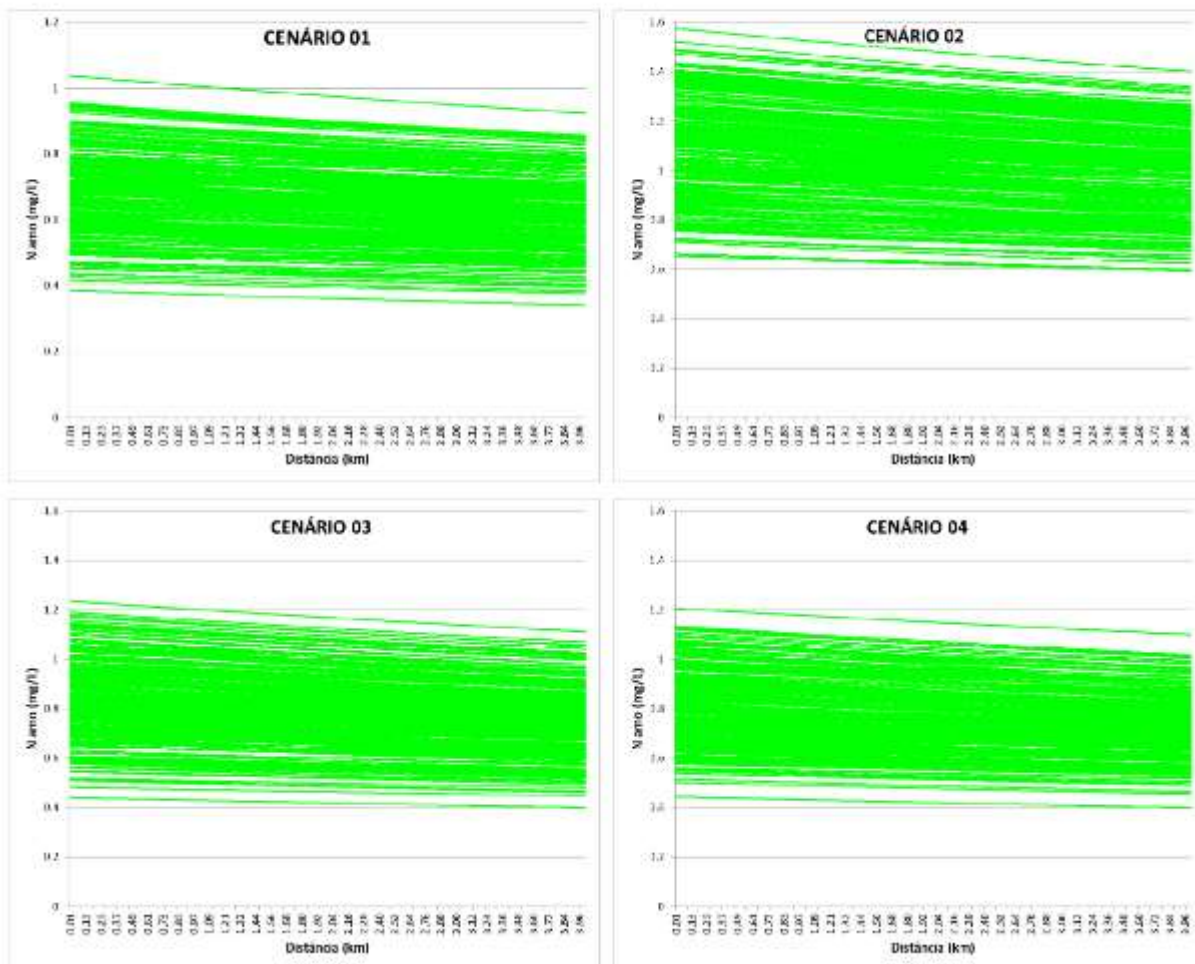
## Nitrogênio Amoniacal – N amo

## 1. LEITO PRINCIPAL DO RIO DAS MORTES

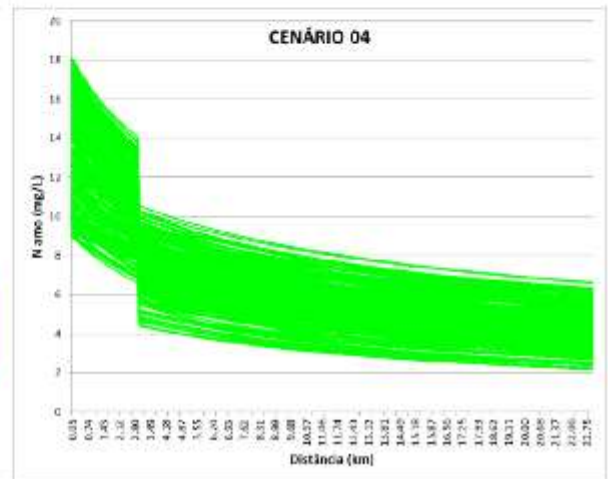
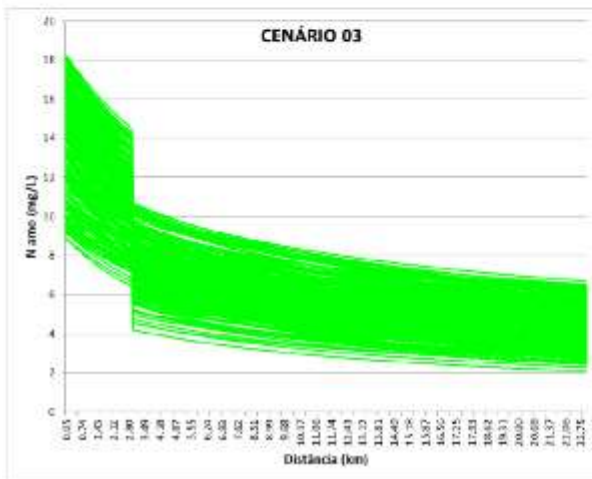
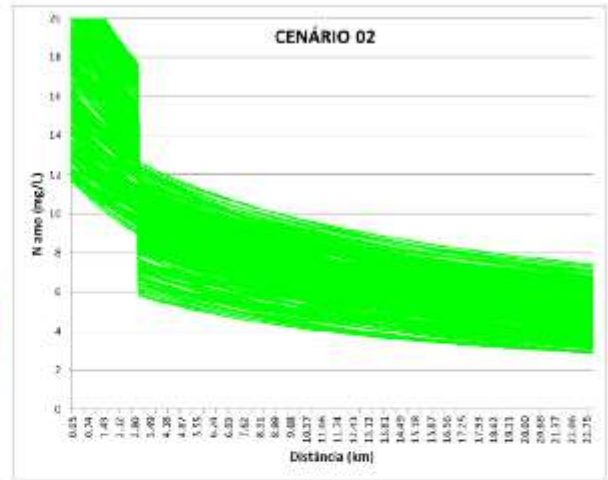
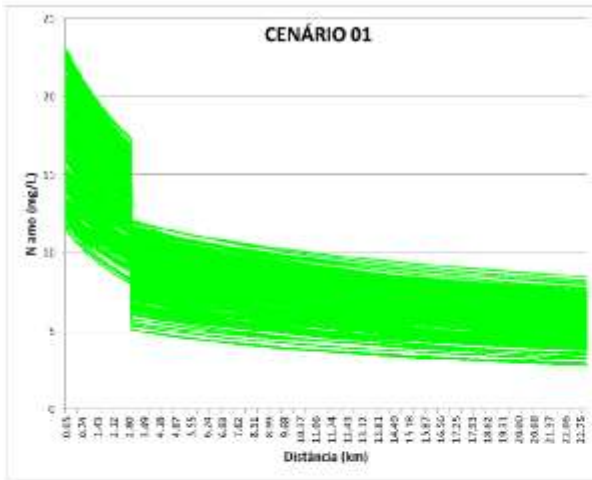


## 2. SUB-BACIA DO ALTO RIO DAS MORTES

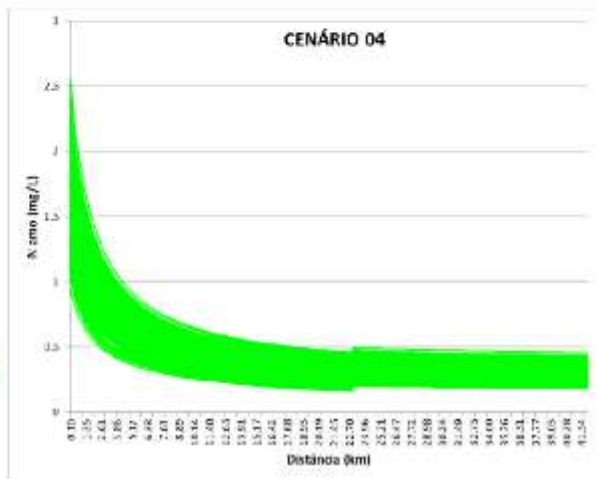
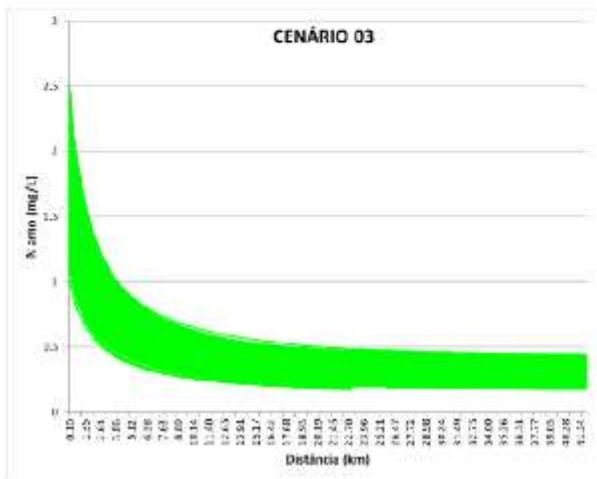
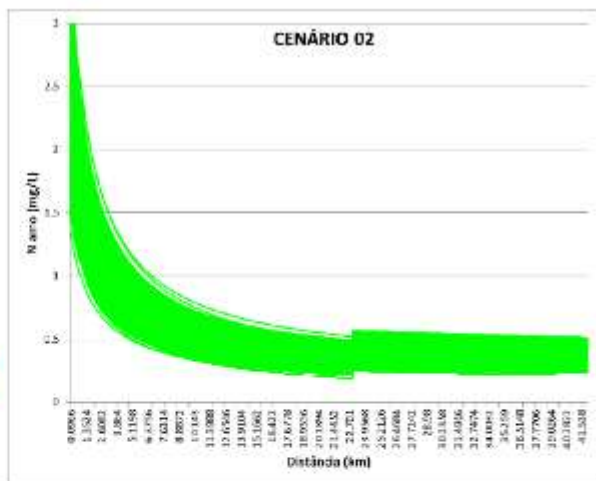
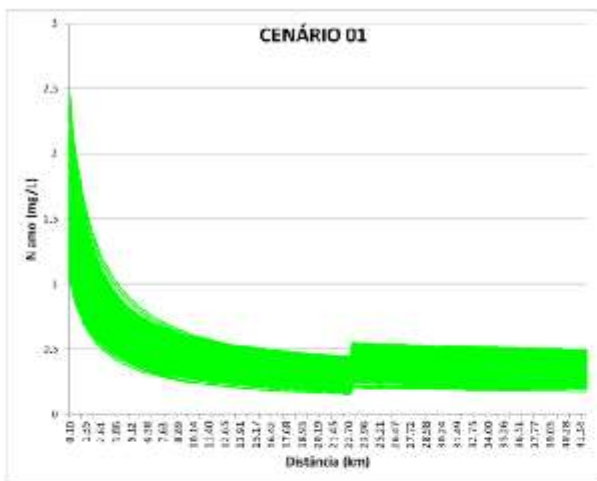
### 2.1 Ribeirão Bandeirinha (Município de Antônio Carlos)



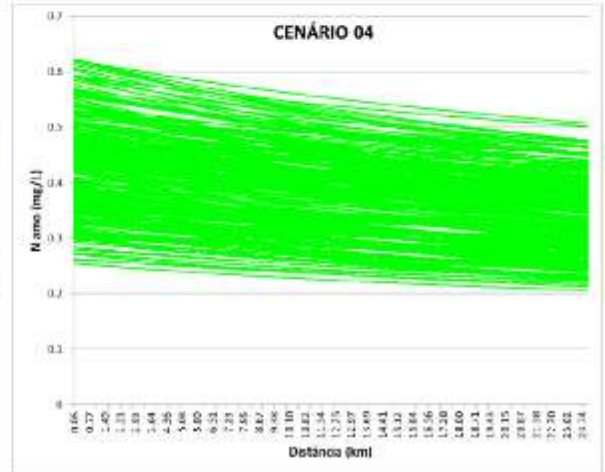
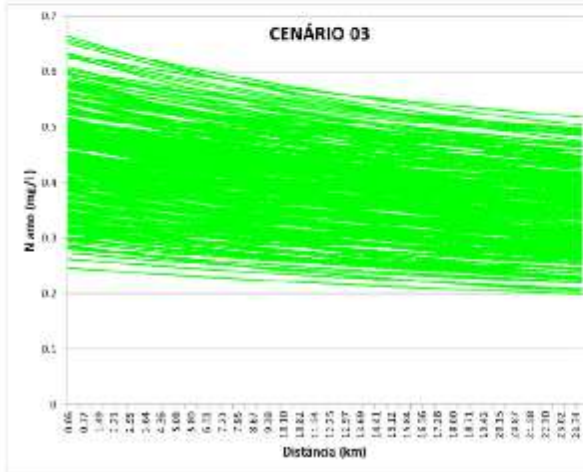
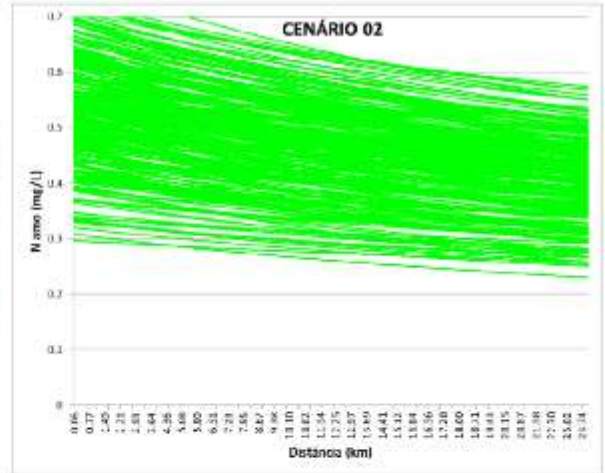
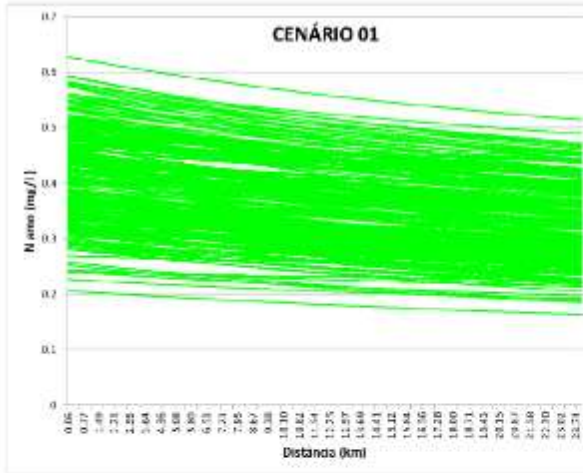
2.2 Ribeirão Caieiros (Município de Barbacena)



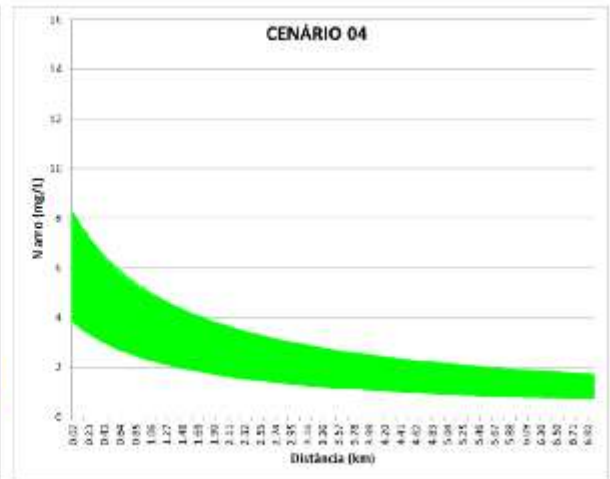
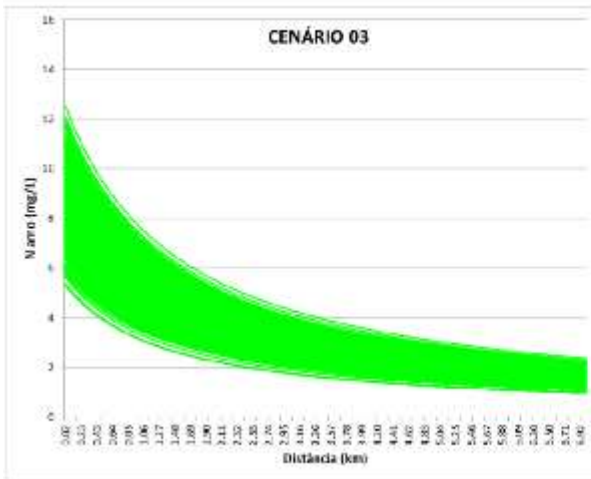
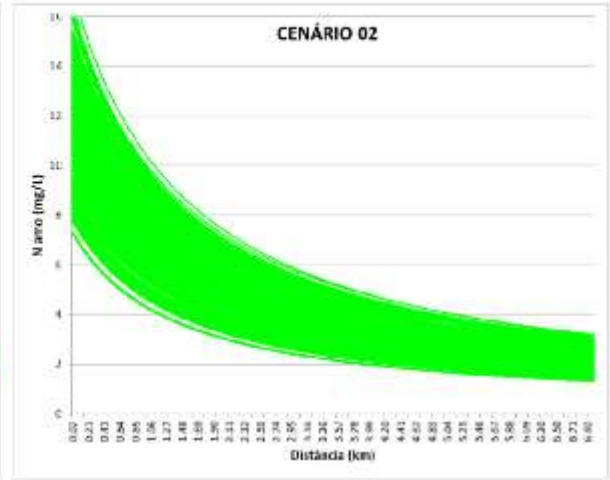
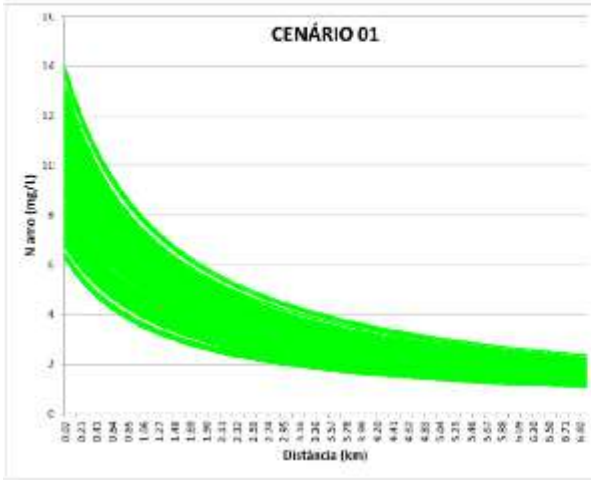
### 2.3 Ribeirão Ressaquinha (Município de Ressaquinha)



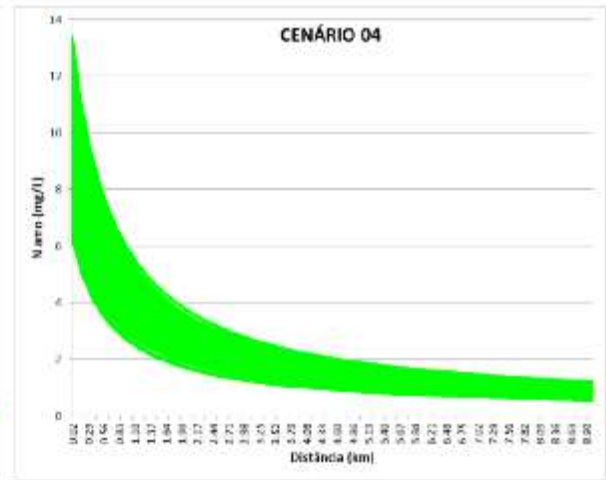
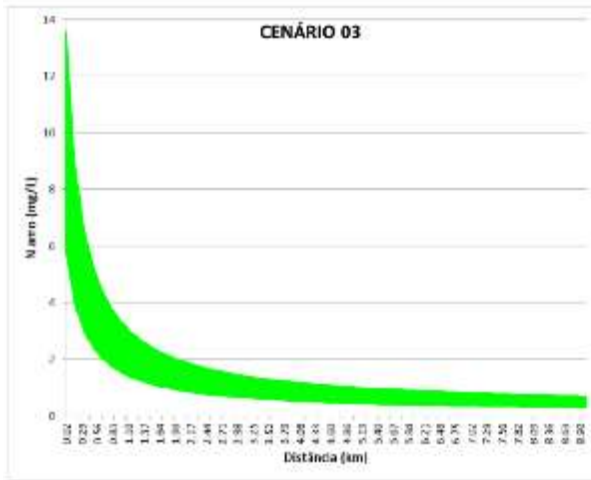
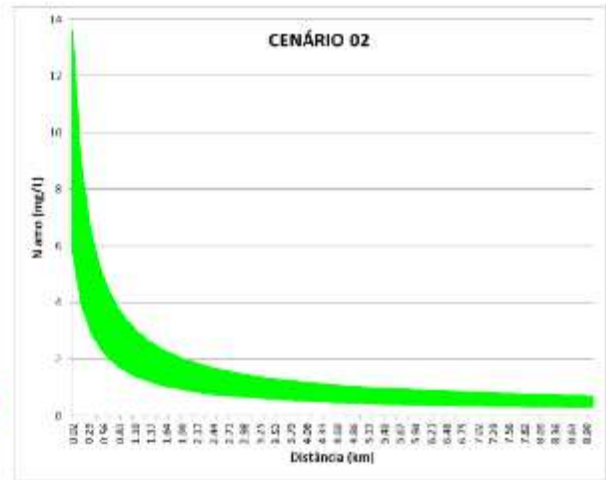
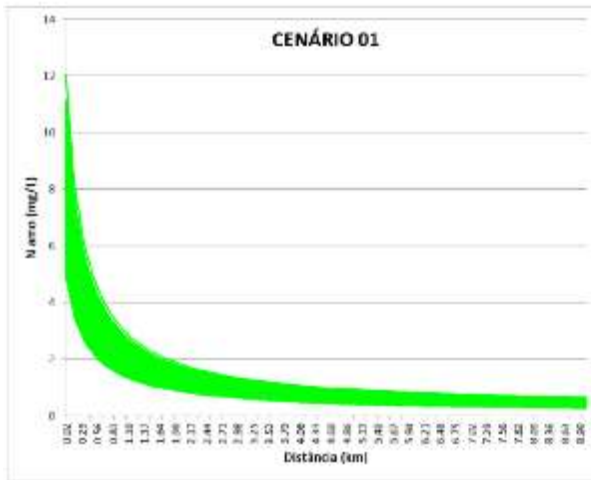
### 2.4 Ribeirão Loures (Município de Alfredo Vasconcelos)



2.5 Ribeirão do Patusca (Município de Dores de Campos)

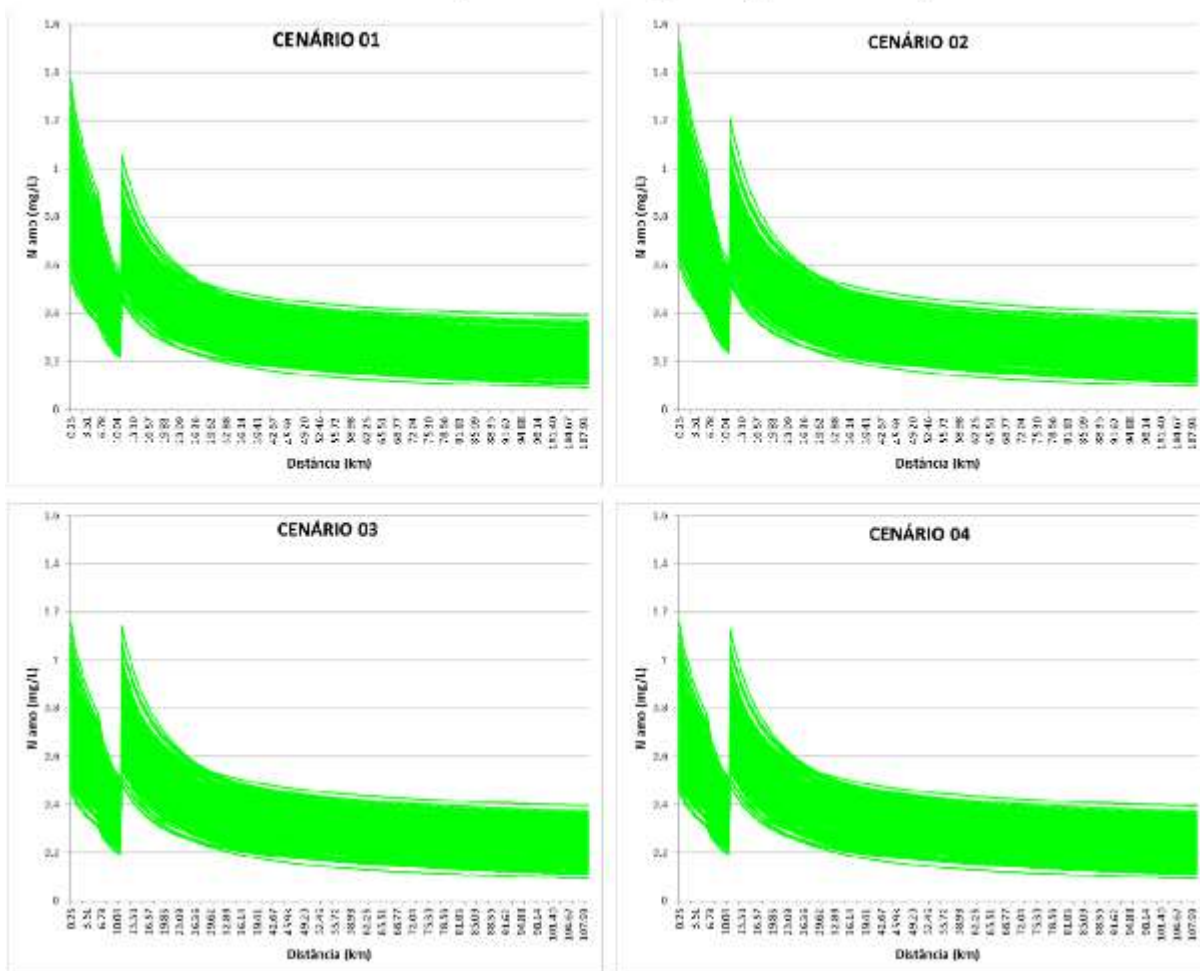


2.6 Ribeirão do Pinhão (Município de Prados)



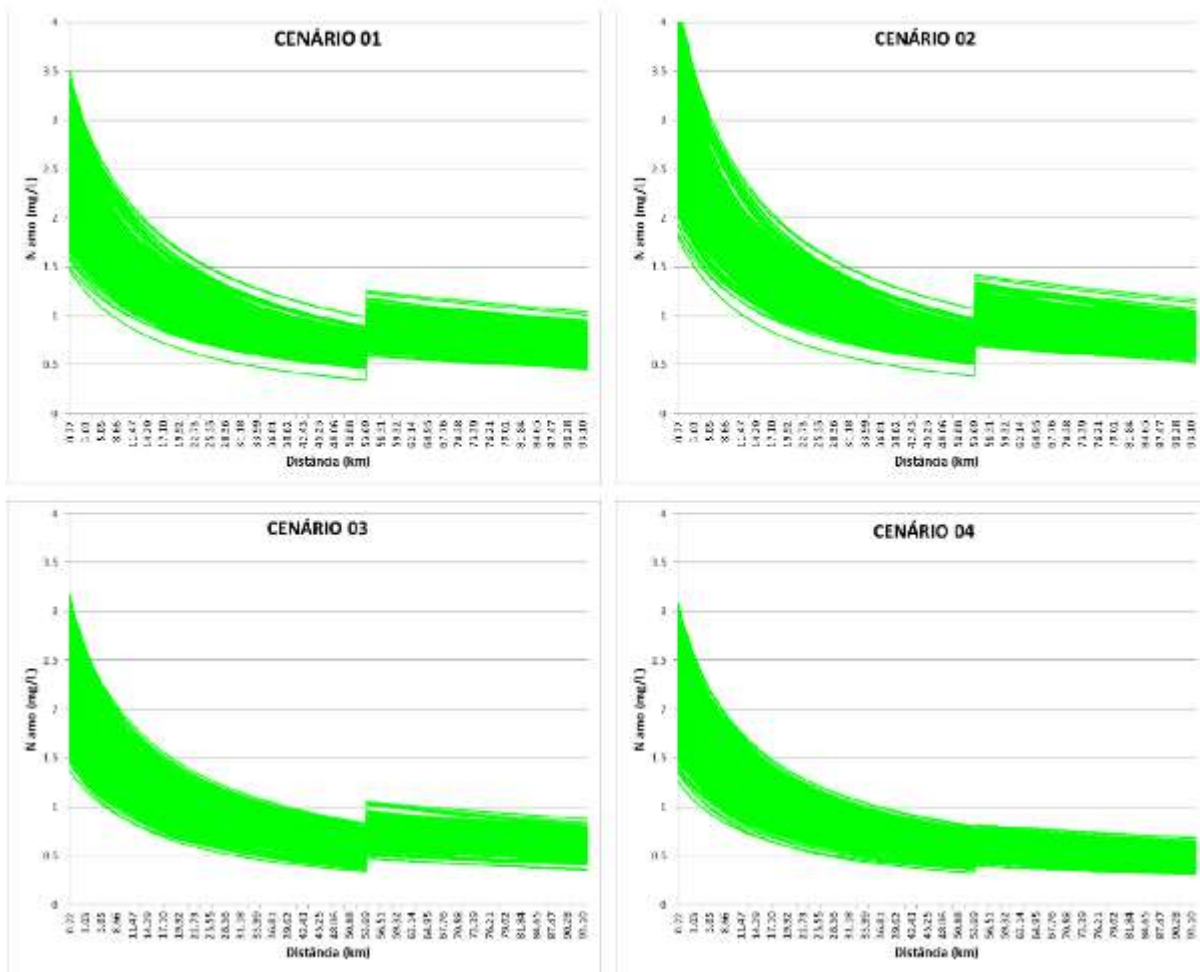
### 3 SUB-BACIA DO RIO ELVAS

#### 3.1 Leito Principal do rio Elvas (e córrego Santa Rita)



### 4 SUB-BACIA DO RIO CARANDAÍ

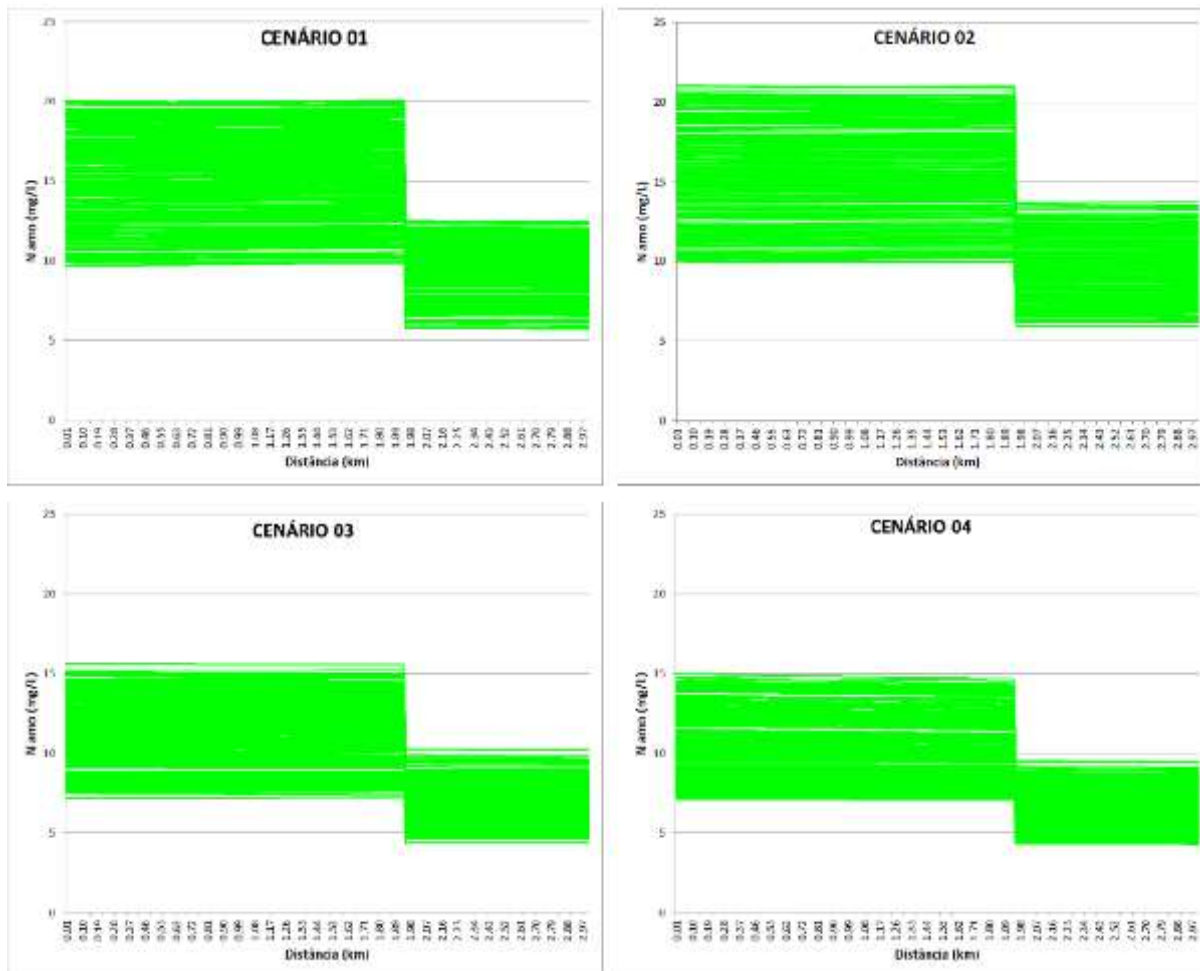
#### 4.1 Rio Carandai (município de Carandai)



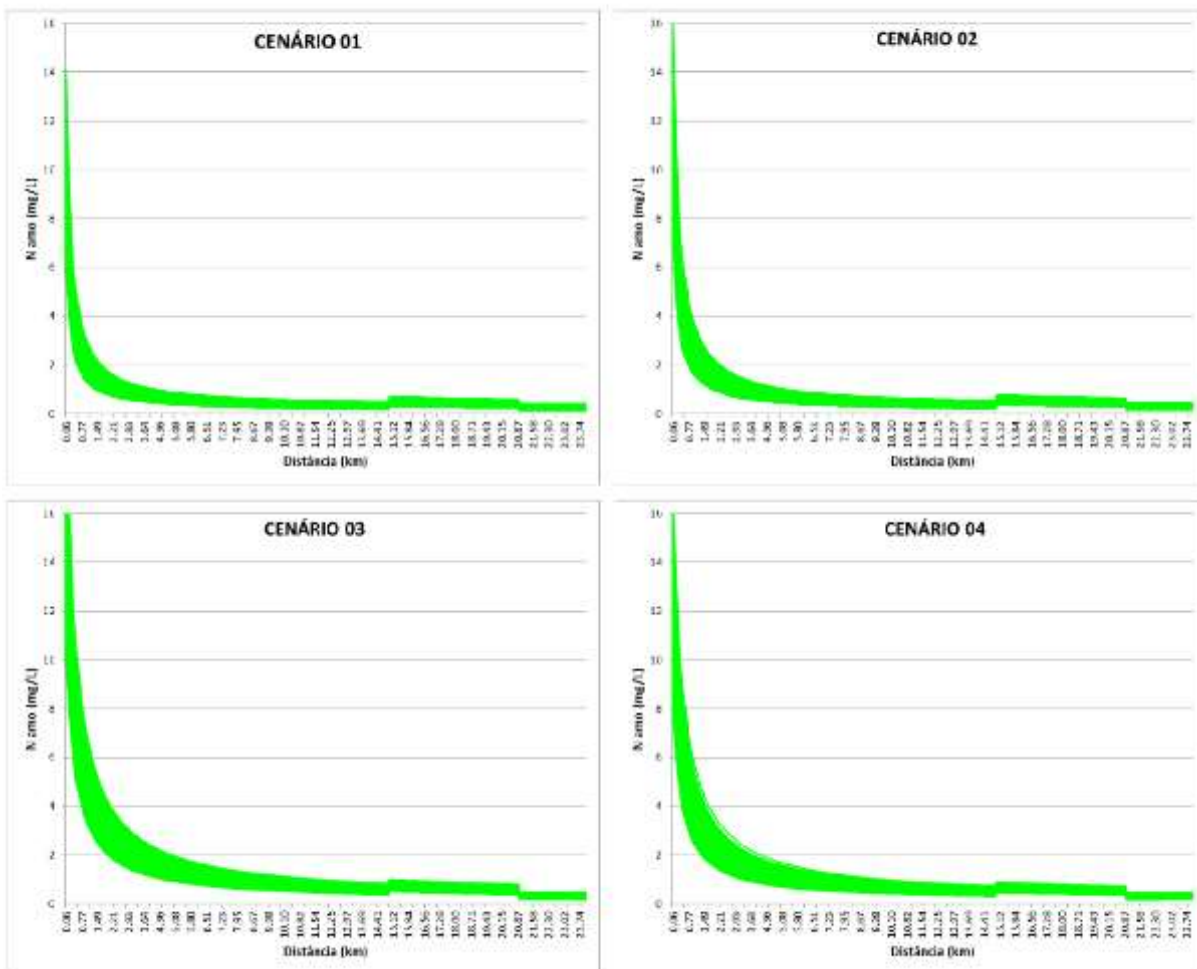


## 5 SUB-BACIA DO MÉDIO RIO DAS MORTES

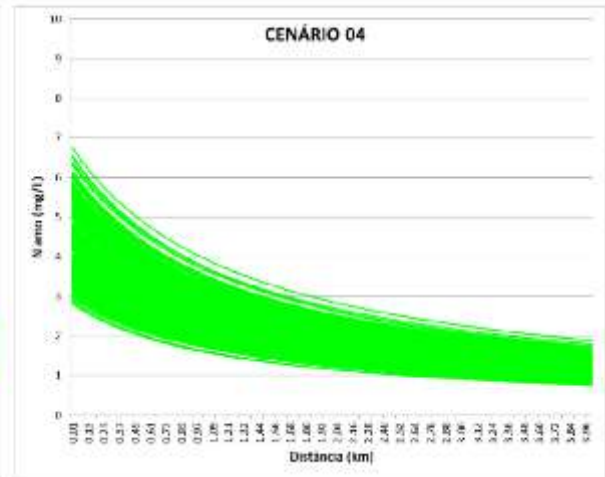
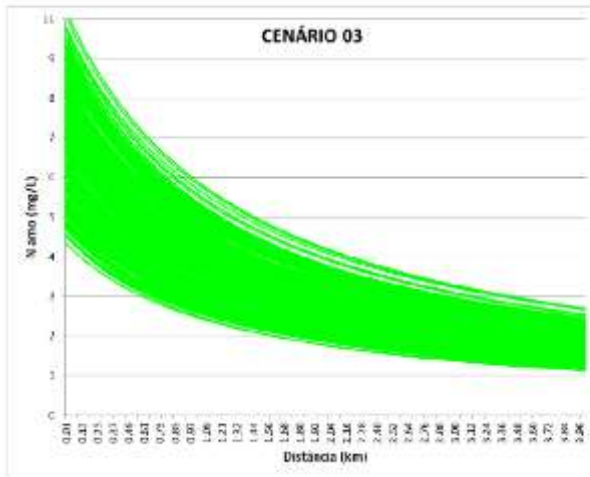
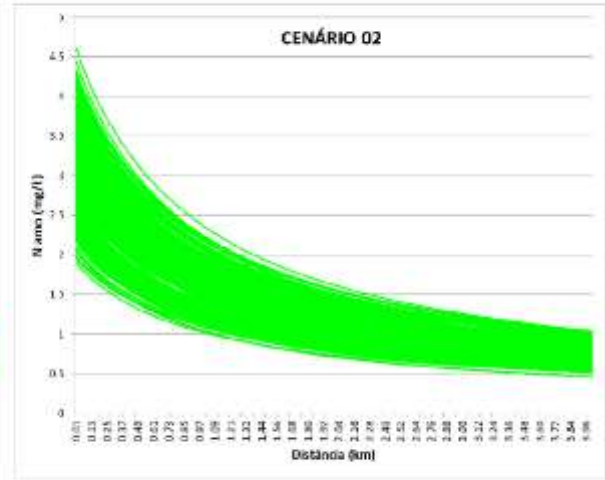
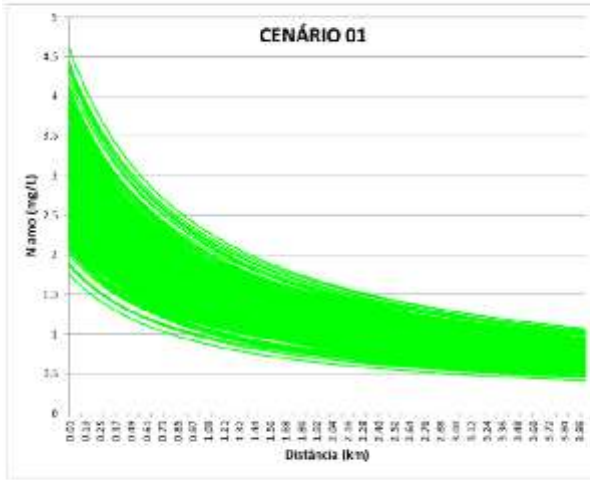
### 5.1 Ribeirão Água Limpa (município de São João Del Rei)



5.2 Rio Santo Antônio (município de Resende Costa)

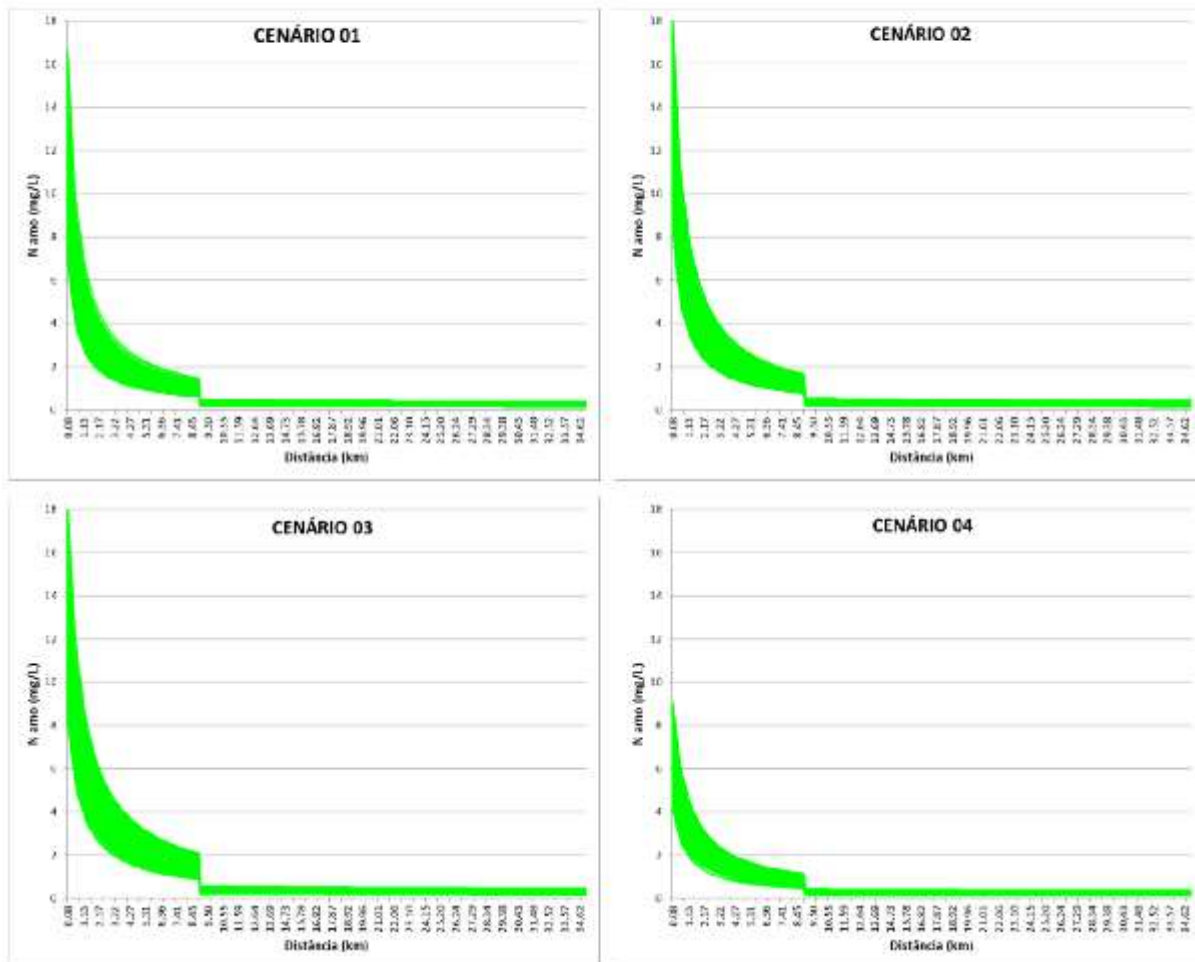


5.3 Córrego do Paiol (município de Ritópolis)



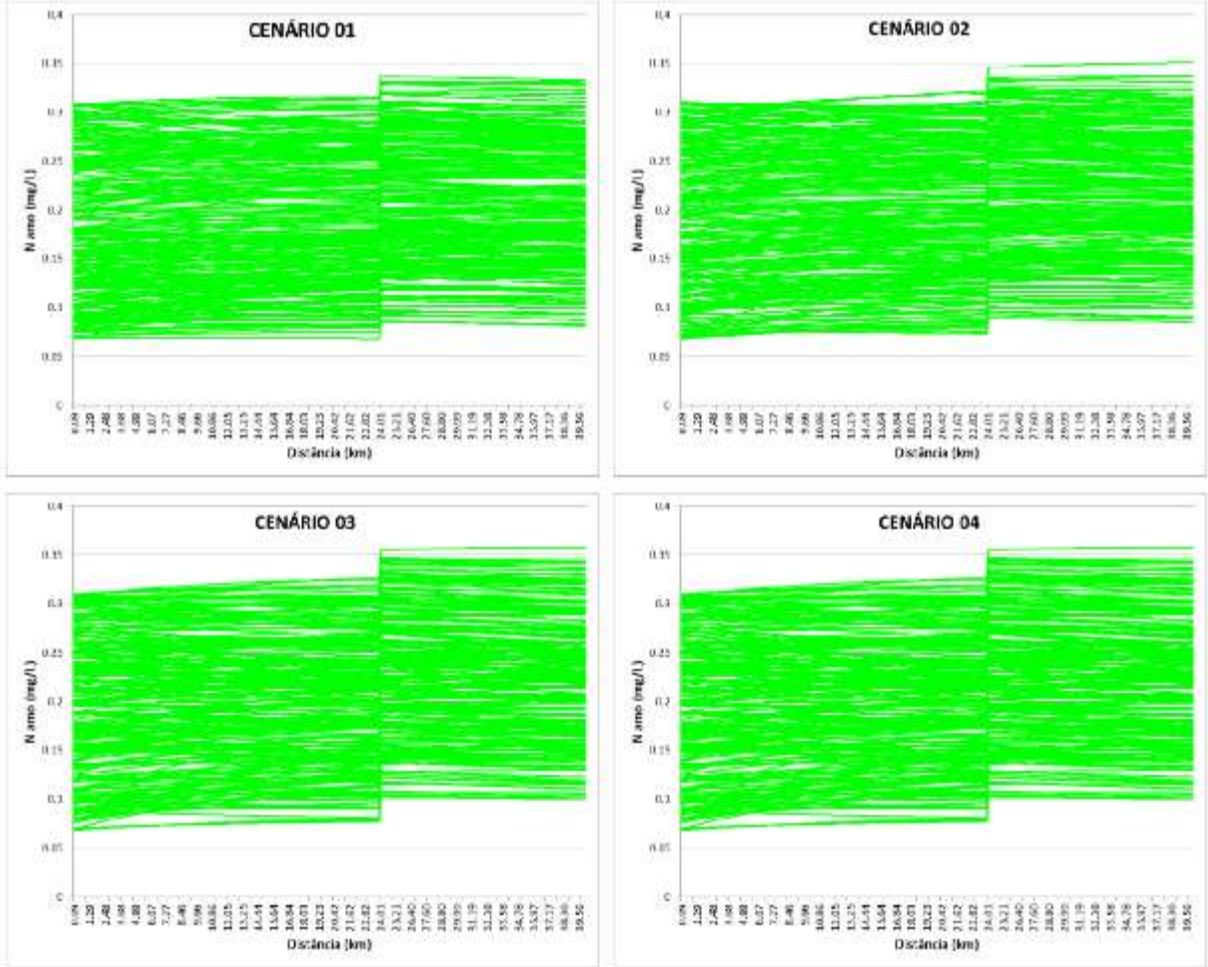
## 6 SUB-BACIA DO RIO DO PEIXE

### 6.1 Leito principal do rio do Peixe e ribeirão Sujo (município de São Tiago)



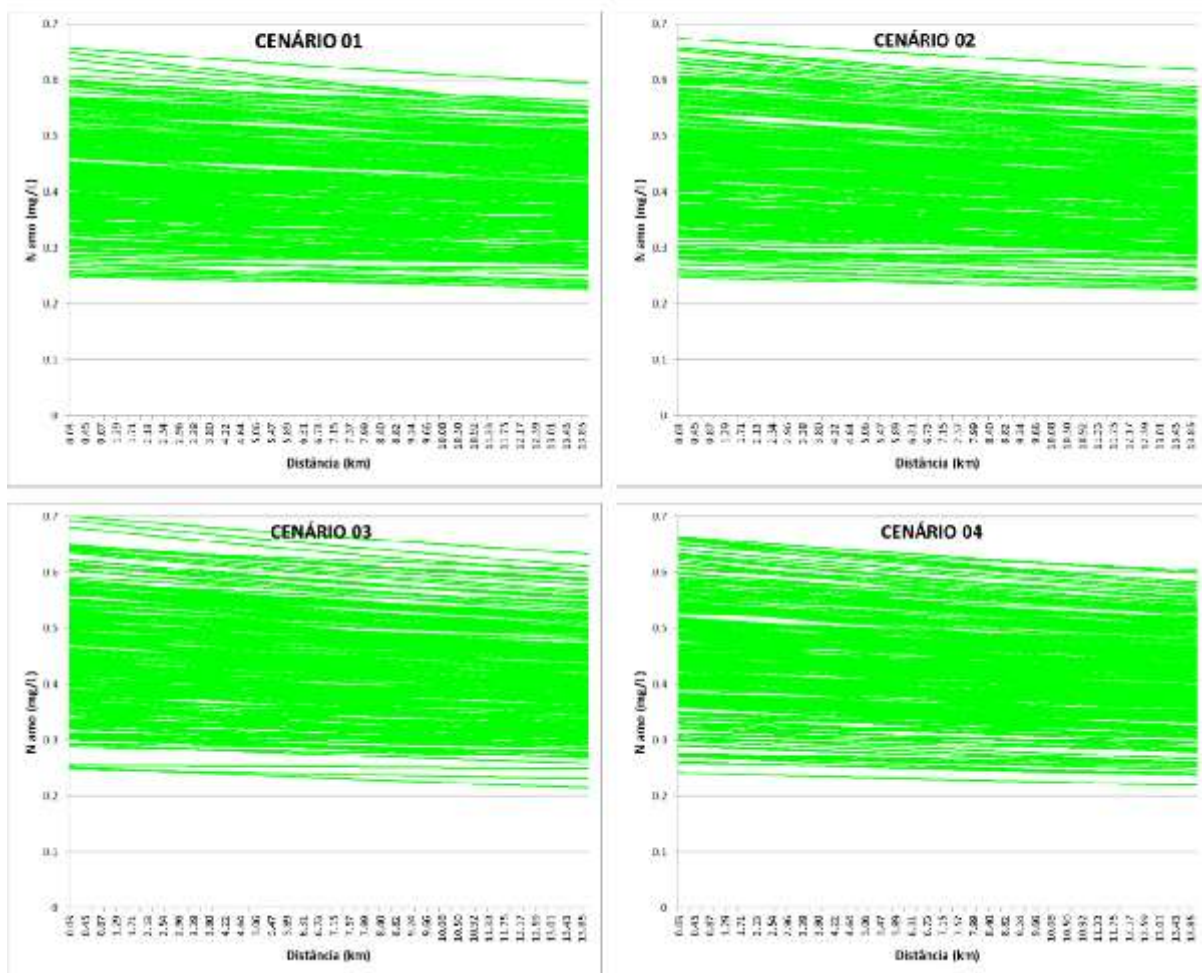
### 7 SUB-BACIA DO RIO BARBA-DE-LOBO

#### 7.1 Leito principal do rio Barba-de-lobo (município de Conceição da Barra de Minas)



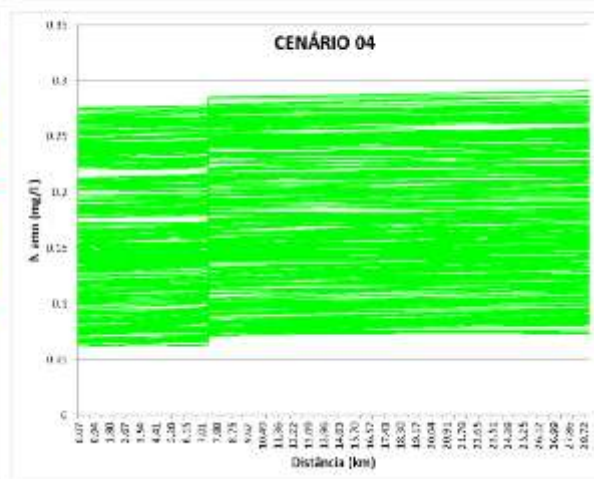
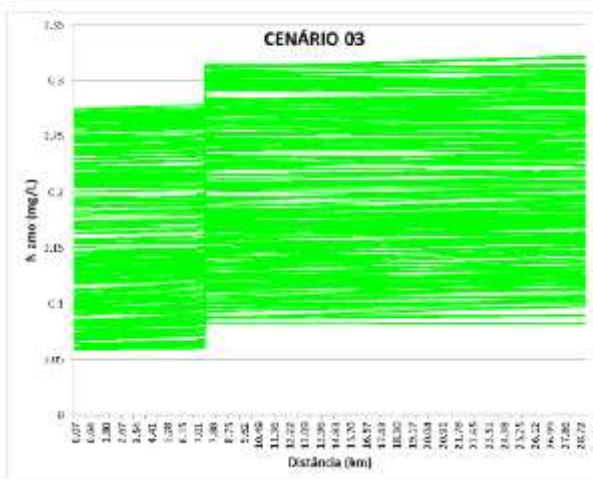
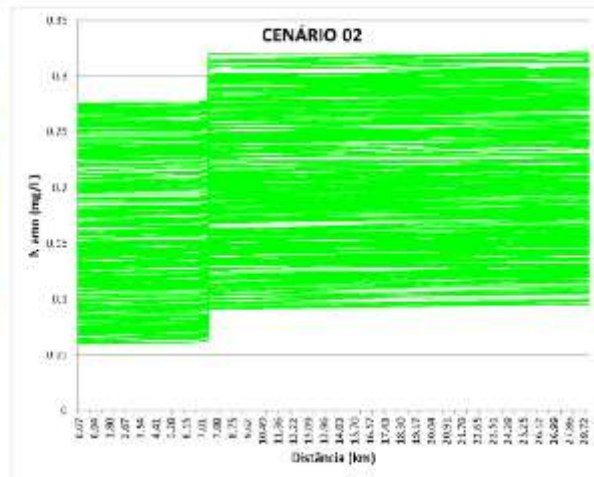
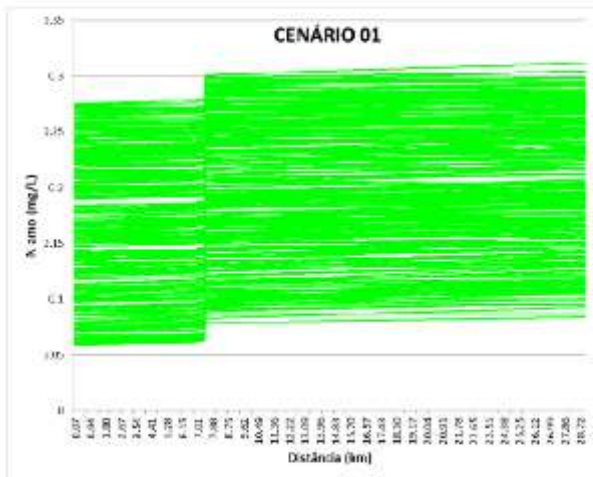
## 8 SUB-BACIA DO BAIXO RIO DAS MORTES

### 8.1 Rio Pirapetinga (município de Bom Sucesso)

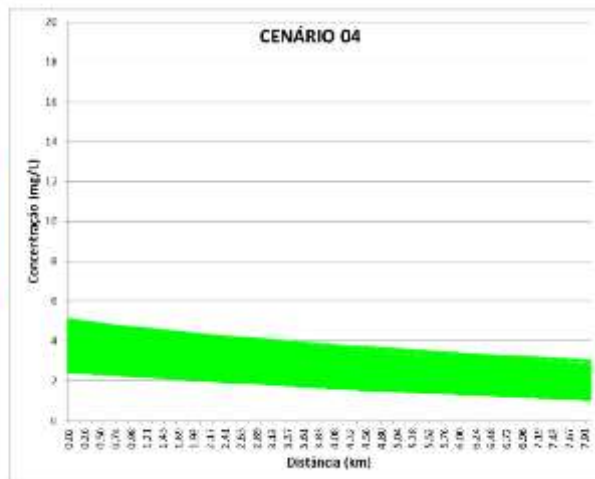
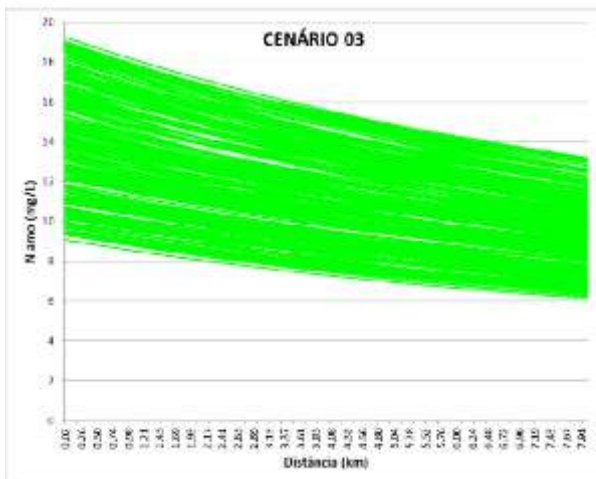
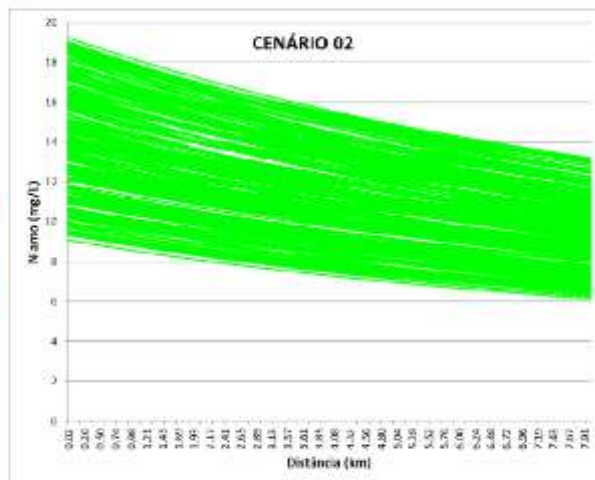
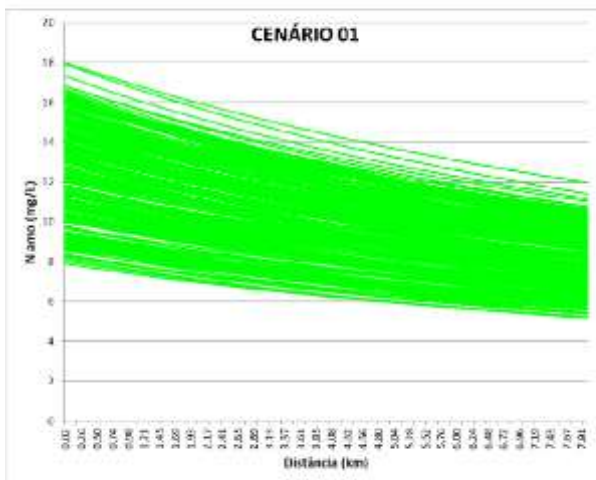


### 9 SUB-BACIA BAIXO DO ALTO RIO GRANDE

#### 9.1 Leito principal do rio Grande (município de Ribeirão Vermelho)

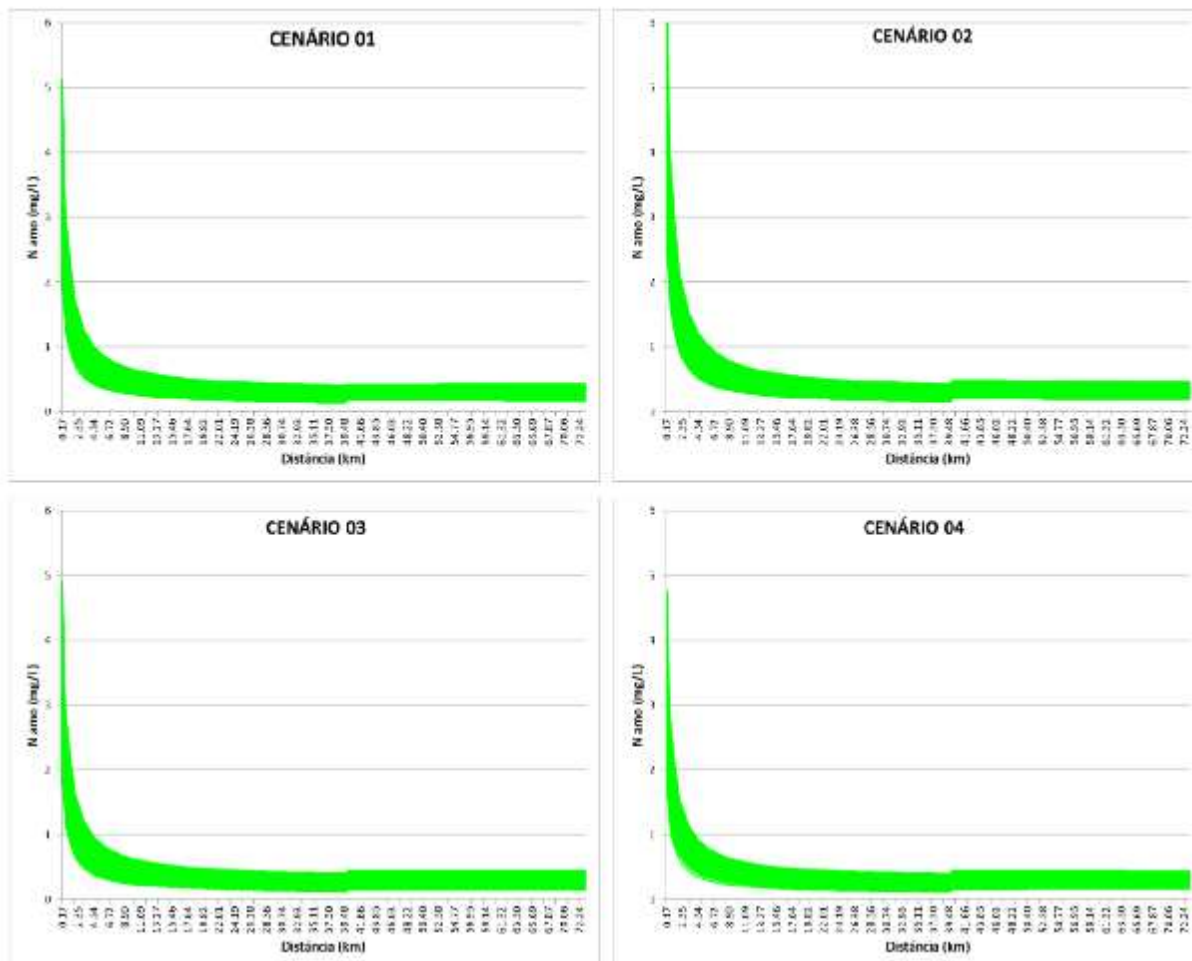


9.2 Ribeirão Vermelho (município de Lavras)

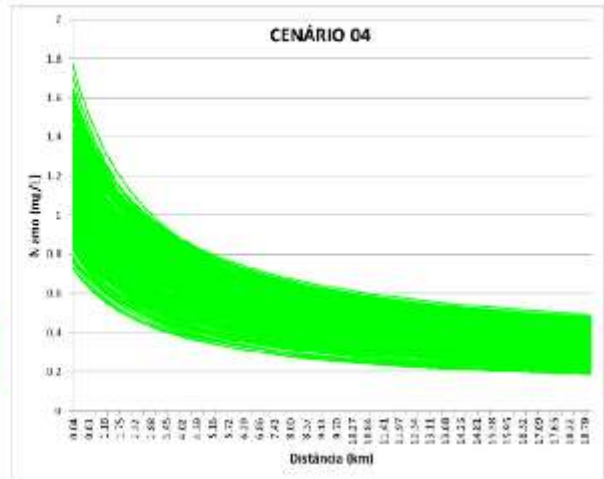
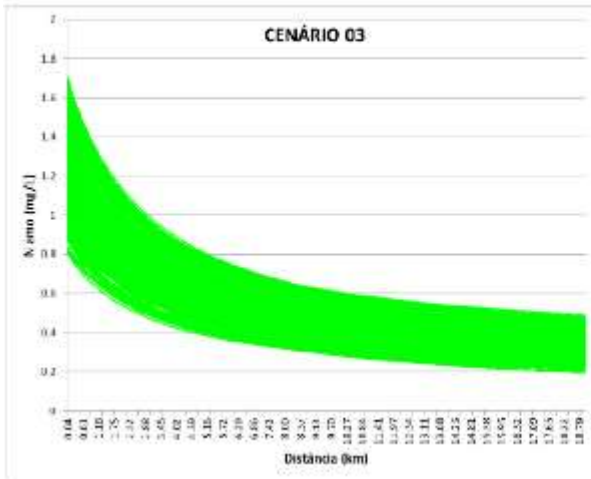
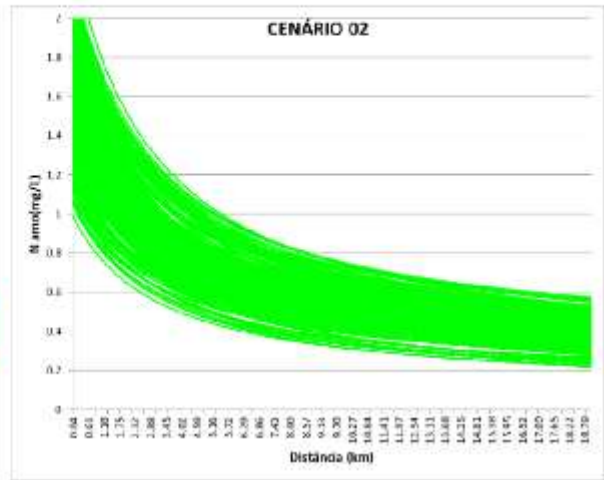
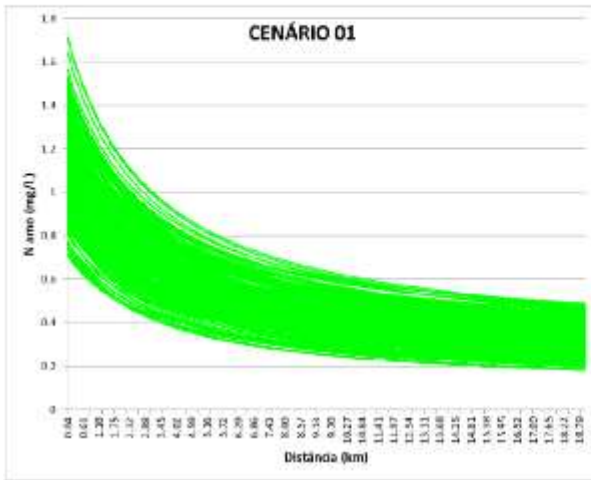


## 10 SUB-BACIA DO RIO DO CERVO

## 10.1 Leito principal do rio do Cervo (município de São Bento do Abade)

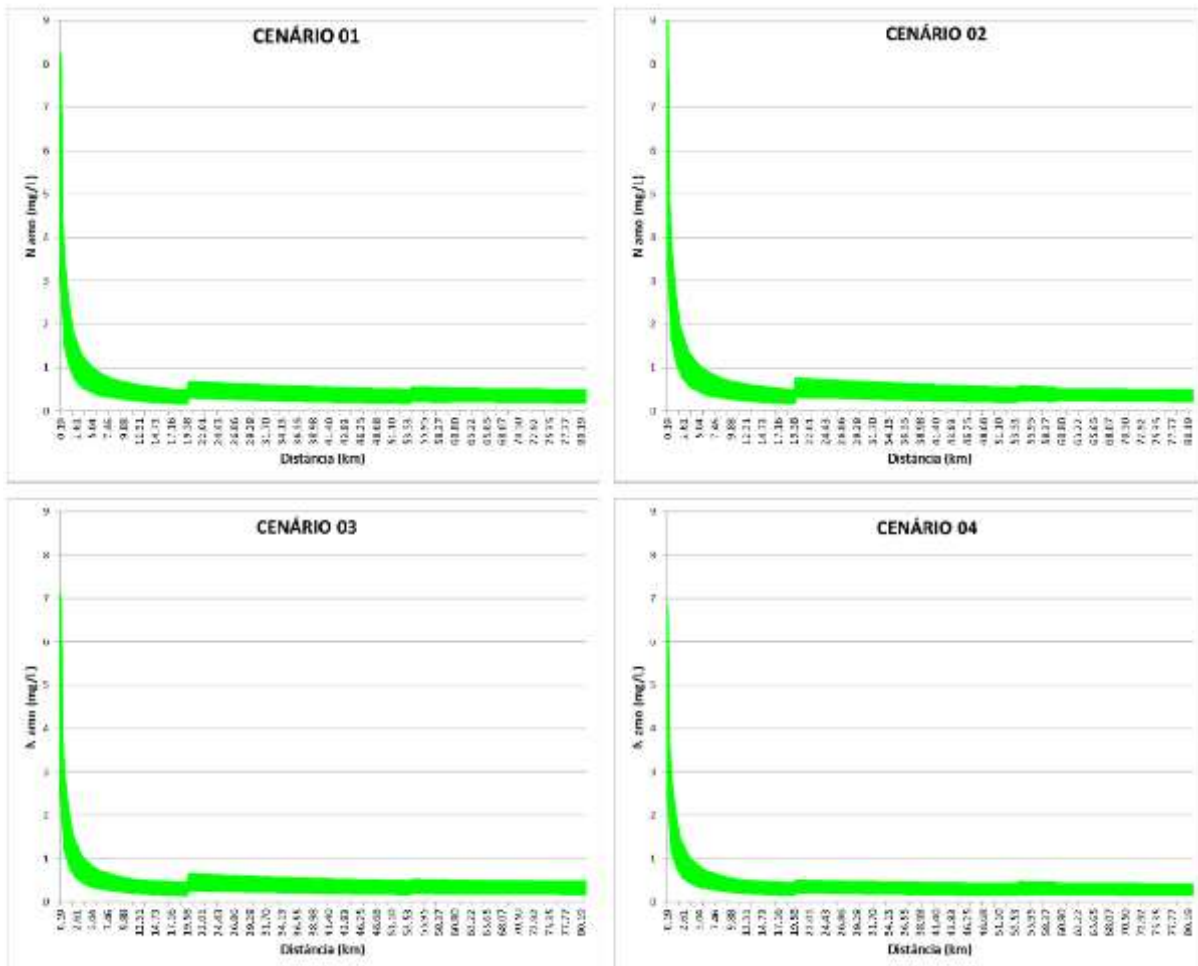


### 10.2 Ribeirão do Salto (município de Carmo da Cachoeira)

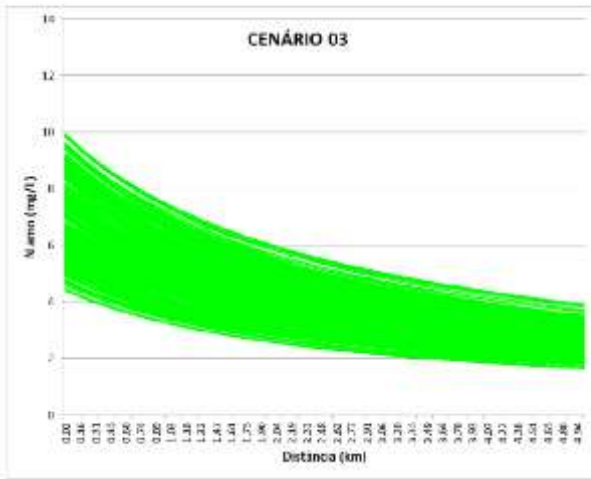
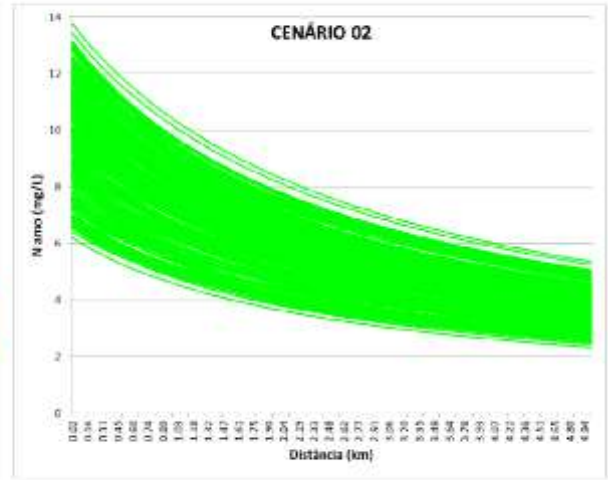
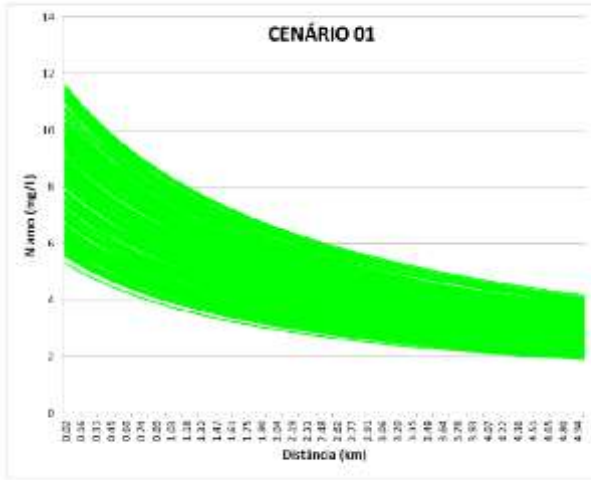


### 11 SUB-BACIA DO RIO JACARÉ

#### 11.1 Leito principal do rio Jacaré e Ribeirão Maracanã (município de Oliveira)



11.2 Córrego Machadinha (município de São Francisco de Paula)



11.3 Rio do Amparo (município de Santo Antônio do Amparo)

