

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

ANA PAULA SANTOS CALMON

**Metodologia para suporte ao processo de enquadramento dos
cursos d'água superficiais considerando curvas de
permanência de qualidade e processo de autodepuração**

Vitória
2015

ANA PAULA SANTOS CALMON

Metodologia para suporte ao processo de enquadramento dos cursos d'água superficiais considerando curvas de permanência de qualidade e processo de autodepuração

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração em Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis

Vitória
2015

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Setorial Tecnológica,
Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

C164m Calmon, Ana Paula Santos, 1971-
Metodologia para suporte ao processo de enquadramento dos cursos d'água superficiais considerando curvas de permanência de qualidade e processo de autodepuração / Ana Paula Santos Calmon. – 2015.
207 f. : il.

Orientador: José Antônio Tosta dos Reis.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Recursos hídricos. 2. Controle de qualidade da água.
3. Água – Qualidade – Modelos. 4. Esgotos. 5. Águas residuais.
6. Capacidade de autodepuração. 7. Enquadramento de corpos de água. I. Reis, José Antônio Tosta dos. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

“Metodologia para suporte ao processo de enquadramento dos cursos d’água superficiais considerando curvas de permanência de qualidade e processo de autodepuração”.

ANA PAULA SANTOS CALMON

Banca Examinadora:

Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis
Orientador – DEA/CT/UFES

Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferrelra Mendonça
Examinador Interno - DEA/CT/UFES

Prof. Dr. Klebber Teodomiro Martins Formiga
Examinador Externo – UFG

Coordenador do PPGEA: Prof. Dr. Edmilson Costa Teixeira
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
Vitória, ES, 28 de julho de 2015.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pela benção da vida e por me permitir mais essa conquista.

Ao meu pai, Jarbas Carvalho Calmon, pela presença sempre amorosa e protetora e, a minha mãe, Marília Santos Calmon, que por meio de seu amor incondicional, esteve sempre presente, cuidando e me apoiando para que pudesse concluir esta pesquisa.

Ao prof. José Antônio Tosta dos Reis, meu orientador, pela sua contribuição técnica, orientação sempre prestimosa, apoio, compreensão, confiança, compromisso e responsabilidade com a docência, que contribuíram positivamente para minha evolução profissional e pessoal.

À Joseline Corrêa Souza, pela amizade e colaboração no desenvolvimento do fruto que deu origem a este trabalho.

À banca examinadora, pela aceitação ao convite e contribuição para esta pesquisa.

Aos mestres do PPGEA, pelos ensinamentos ao longo do curso.

À servidora técnica Rose Mary Nunes Leão, por todo carinho e apoio administrativo.

Ao prof. Hélio Zanquetto Filho, pelo incentivo para realização deste trabalho e colaboração para que eu pudesse flexibilizar os meus horários de trabalho durante o cumprimento de créditos do mestrado.

Aos amigos, por entenderem a minha ausência em muitos momentos e por toda força e incentivo para realização desta pesquisa.

À Companhia Espírito Santense de Saneamento, pela disponibilização de dados utilizados na condução do presente trabalho.

Minha gratidão a todos que de alguma forma contribuíram, incentivaram e acreditaram neste trabalho.

“É melhor tentar e falhar, que preocupar-se e ver a vida passar.
É melhor tentar, ainda que em vão que sentar-se, fazendo nada até o final.
Eu prefiro na chuva caminhar, que em dias frios em casa me esconder.
Prefiro ser feliz embora louco, que em conformidade viver”.

Martin Luther King Jr.

RESUMO

A ausência de ações no gerenciamento da quantidade e da qualidade da água conduz a situações de estresse hídrico e ambiental, resultando em prejuízos à integridade de ecossistemas hídricos. Como contraponto à ausência de gerenciamento, o enquadramento de corpos d'água apresenta-se como instrumento de planejamento ambiental, integrando os aspectos de qualidade e quantidade do sistema hídrico na bacia hidrográfica. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo propor metodologia para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água superficiais, fundamentada em análise conjunta de curvas de permanência de qualidade e na capacidade de autodepuração de rios. O estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do rio Pardo, relevante curso d'água para a porção sul do estado do Espírito Santo, considerando o setor de esgotamento sanitário como única fonte de cargas poluidoras. Para composição dos diferentes cenários de simulação da qualidade da água foram estabelecidos três panoramas de tratamento de efluentes associados com distintas eficiências de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), duas condições de abatimento de cargas orgânicas e três horizontes de análise (2014, 2020 e 2030). Foi aplicado o modelo QUAL-UFMG para avaliação das capacidades de autodepuração dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo, tendo sido simulados os parâmetros DBO e Oxigênio Dissolvido (OD), considerando-se como vazão de referência a vazão com permanência de 90% (Q_{90}). Foram produzidas curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$, associadas aos padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005 para rios Classes 1, 2 e 3. A aplicação da metodologia considerada para a condução do presente trabalho permitiu estimativa das probabilidades de compatibilidade entre as condições de qualidade do rio Pardo, nas diferentes seções de controle consideradas, e os padrões ambientais. Verificou-se, adicionalmente, que a incorporação das capacidades de autodepuração dos rios da bacia hidrográfica do rio Pardo produziu abatimentos de parcelas da carga orgânica em níveis que influenciariam na frequência de atendimento de padrões de qualidade relativos ao parâmetro de $DBO_{5,20}$, afetando a perspectiva de enquadramento dos cursos d'água da bacia. Os resultados obtidos mostram a relevância da incorporação da modelagem da autodepuração na avaliação da qualidade de corpos d'água superficiais para a implementação do enquadramento e, adicionalmente, indicam que a visão não determinística oferecida pelas curvas de permanência facilitaria o processo de tomada de decisão acerca do estabelecimento de metas progressivas para a efetivação do enquadramento.

Palavras chave: Enquadramento, capacidade de autodepuração, curvas de permanência de qualidade, esgoto doméstico.

ABSTRAT

Lack of actions regarding to water quantity and quality management leads to water and environmental stress situations, resulting in damage to of hydro ecosystems integrity. The river classes establishment is an environmental planning instrument, integrating water system quality and quantity aspects in hydrographic basins. In this context, the present work aims to propose a methodology to support the establishment of Brazilian CONAMA 357/2005 rivers water quality classes, based on joint analysis of quality duration curves and rivers' self-purifying capacity. The research was developed in the Pardo river watershed, an important water course for the southern portion of the Espírito Santo State, taking into consideration sanitary sewage as the only pollutant loads source. In order to compose different water quality simulation scenarios, three sewage treatment sceneries associated to distinct removal of Biochemical Oxygen Demand (BOD) efficiency were established, two organic loads abatement conditions and three analysis horizons (2014, 2020 and 2030). The QUAL-UFMG model was used for the evaluation of Pardo river watershed water courses self-purifying capacity, having simulated BOD and dissolved oxygen (DO) parameters, considering as reference flow with 90% permanence (Q_{90}). Quality duration curves were produced for the $DBO_{5,20}$ parameter associated to the environmental patterns established by CONAMA Resolution N° 357/2005 for the Class 1, 2 and 3 rivers. The applied methodology considered in the current work enabled estimation of the quality conditions compatibility probabilities within the Pardo River, in different control sections taken into consideration for different environmental patterns. Additionally, it was verified that the consideration of self-purifying capacity of Pardo watershed rivers caused an abatement of the organic loads in such levels that influence the compliance frequency with water quality standards related to $DBO_{5,20}$ parameter, affecting basin water courses water quality classes establishment perspective. The obtained results indicate the relevance of self-purifying modeling consideration for evaluation of superficial water bodies quality for rivers water classes establishment and indicate that the non-deterministic view offered by the duration curves would facilitate the decision process making about in progressive water quality objectives establishment of progressive water quality objectives.

Keywords: River classes establishment, self-purifying capacity, quality duration curves, domestic sewage.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 - Curva de permanência de carga para cargas admissíveis e capacidades de carga existente de coliformes fecais.....	85
Figura 02 - Curva representativa da permanência de DBO em função dos cenários simulados.....	90
Figura 03 - Localização da bacia hidrográfica do rio Pardo.....	96
Figura 04 - Comparação entre as hidrografias do MDE geradas com acúmulo não inferiores a 70 e 35 pixels com a hidrografia do GEOBASES de porção da região de estudo.....	103
Figura 05 - Áreas de drenagem do rio Pardinho e do ribeirão da Perdição geradas a partir da hidrografia do MDE com acúmulo não inferior a 35 pixels e da hidrografia do GEOBASES.....	104
Figura 06 - MDE-HC da bacia do rio Pardo (A) e modelo de elevação 3D da bacia do rio Pardo (B).....	105
Figura 07 – Perfil longitudinal do rio Pardo.....	106
Figura 08 - Localização espacial das seções de controle (A, B e C) e da estação fluviométrica Terra Corrida - Montante e representação das bacias contribuintes consideradas na construção das curvas de permanência nas seções de controle.....	108
Figura 09 - Malha censitária relativa a bacia do rio Pardo.....	111
Figura 10 - Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio Pardo.....	117
Figura 11 - Equação para apropriação da velocidade em função da vazão.....	119
Figura 12 - Equação para apropriação da profundidade em função da vazão.....	119
Figura 13 - Relação entre as cargas produzidas de $DBO_{5,20}$ nos distritos da bacia hidrográfica do rio Pardo – resultados referentes à seção de controle C, panorama 1, ano 2014.....	131
Figura 14 - Relação entre as cargas produzidas de $DBO_{5,20}$ nos distritos da bacia hidrográfica do rio Pardo – resultados referentes à seção de controle C, panorama 2, ano 2014.....	132
Figura 15 - Relação entre as cargas produzidas de $DBO_{5,20}$ nos distritos da bacia hidrográfica do rio Pardo – resultados referentes à seção de controle C, panorama 3, ano 2014.....	133
Figura 16 - Percentual da população e da carga total de $DBO_{5,20}$ produzida por distrito da bacia hidrográfica do rio Pardo – resultados referentes à seção de controle C, panorama 1, ano 2014.....	134
Figura 17 - Percentual da população e da carga total de $DBO_{5,20}$ produzida por distrito da bacia hidrográfica do rio Pardo – resultados referentes à seção de controle C, panorama 2, ano 2014.....	134

Figura 18 - Percentual da população e da carga total de $DBO_{5,20}$ produzida por distrito da bacia hidrográfica do rio Pardo – resultados referentes à seção de controle C, panorama 3, ano 2014.....	134
Figura 19 - Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Pardo - resultados associados à seção de controle C, ano 2014.....	136
Figura 20 - Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Pardo - resultados associados à seção de controle C, ano 2020.....	137
Figura 21 - Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Pardo - resultados associados à seção de controle C, ano 2030.....	137
Figura 22 - Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Pardinho - resultados associados à seção de controle C, ano 2014.....	137
Figura 23 - Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Pardinho - resultados associados à seção de controle C, ano 2020.....	138
Figura 24 - Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Pardinho - resultados associados à seção de controle C, ano 2030.....	138
Figura 25 - Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o ribeirão da Perdição - resultados associados à seção de controle C, ano 2014.....	138
Figura 26 - Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o ribeirão da Perdição - resultados associados à seção de controle C, ano 2020.....	139
Figura 27 - Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o ribeirão da Perdição - resultados associados à seção de controle C, ano 2030.....	139
Figura 28 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o ribeirão São José - resultados associados à seção de controle C, anos 2014, 2020 e 2030.....	139
Figura 29 - Relação entre as cargas de $DBO_{5,20}$ (totais, remanescentes e assimiladas) na seção de controle A.....	142
Figura 30 - Relação entre as cargas de $DBO_{5,20}$ (totais, remanescentes e assimiladas) na seção de controle B.....	143
Figura 31 - Relação entre as cargas de $DBO_{5,20}$ (totais, remanescentes e assimiladas) na seção de controle C.....	143
Figura 32 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2014, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).....	145
Figura 33 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2014, considerando o processo de autodepuração (condição 2).....	145
Figura 34 - Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (panorama 1), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2014.....	150
Figura 35 - Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando tratamento com remoção de 70% de $DBO_{5,20}$ (panorama 2), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2014.....	150

Figura 36 - Cargas de DBO _{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando tratamento com remoção de 85% de DBO _{5,20} (panorama 3), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2014.....	151
Figura 37 - Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2014.....	152
Figura 38 - Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2014.....	152
Figura 39 - Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2014.....	153
Figura IV.1 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2014, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).....	184
Figura IV.2 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2014, considerando o processo de autodepuração (condição 2).	184
Figura IV.3 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2014, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).....	185
Figura IV.4 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2014, considerando o processo de autodepuração (condição 2).....	185
Figura IV.5 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2014, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1)	186
Figura IV.6 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2014, considerando o processo de autodepuração (condição 2).....	186
Figura V.1 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2020, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).....	187
Figura V.2 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2020, considerando o processo de autodepuração (condição 2).....	187
Figura V.3 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2020, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).....	188
Figura V.4 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2020, considerando o processo de autodepuração (condição 2).....	188
Figura V.5 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2020, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).....	189

Figura V.6 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2020, considerando o processo de autodepuração (condição 2).....	189
Figura VI.1 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2030, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).....	190
Figura VI.2 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2030, considerando o processo de autodepuração (condição 2).....	190
Figura VI.3 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2030, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).....	191
Figura VI.4 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2030, considerando o processo de autodepuração (condição 2).....	191
Figura VI.5 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2030, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).....	192
Figura VI.6 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2030, considerando o processo de autodepuração (condição 2).....	192
Figura VII.1 - Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (panorama 1), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2020.....	193
Figura VII.2 - Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando tratamento com remoção de 70% de $DBO_{5,20}$ (panorama 2), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2020.....	193
Figura VII.3 - Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando tratamento com remoção de 85% de $DBO_{5,20}$ (panorama 3), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2020.....	194
Figura VII.4 - Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (panorama 1), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2030.....	194
Figura VII.5 - Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando tratamento com remoção de 70% de $DBO_{5,20}$ (panorama 2), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2030.....	195
Figura VII.6 - Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando tratamento com remoção de 85% de $DBO_{5,20}$ (panorama 3), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2030.....	195

Figura VIII.1 - Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2014.....	196
Figura VIII.2 - Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2014.....	196
Figura VIII.3 - Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2014.....	197
Figura VIII.4 - Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2014.....	197
Figura VIII.5 - Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2014.....	197
Figura VIII.6 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2014.....	198
Figura IX.1 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2020.....	199
Figura IX.2 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2020.....	199
Figura IX.3 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2020.....	200
Figura IX.4 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2020.....	200
Figura IX.5 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2020.....	200
Figura IX.6 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2020.....	201
Figura IX.7 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2020.....	201
Figura IX.8 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2020.....	201
Figura IX.9 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2020.....	202
Figura X.1 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2030.....	203
Figura X.2 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2030.....	203
Figura X.3 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2030.....	204
Figura X.4 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2030.....	204
Figura X.5 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2030.....	204
Figura X.6 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2030.....	205
Figura X.7 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2030.....	205

Figura X.8 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2030.....	205
Figura X.9 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2030.....	206

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 – Valores do coeficiente de compensação de temperatura utilizados para decaimento da DBO carbonácea.....	69
Tabela 02 – Valores típicos de coeficientes de remoção de DBO (K_1 e K_d) (base e, 20°C).....	69
Tabela 03 - Valores do coeficiente de atividade do leito em função da declividade do curso d'água.....	71
Tabela 04 – Valores do coeficiente de correção de temperatura utilizados para K_2	74
Tabela 05 – Coeficientes de reaeração para rios.....	75
Tabela 06 - Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C).....	79
Tabela 07 – Parâmetros da bacia hidrográfica do rio Pardo.....	106
Tabela 08 – Equações das curvas de permanência de vazões regionalizadas entre 50% e 95% para cada seção de controle.....	108
Tabela 09 – Localização geográfica e área de contribuição das seções de controle (A, B e C).....	109
Tabela 10 - Faixas típicas de consumo per capita de água.....	113
Tabela 11 - Valores dos coeficientes das equações de ajuste da velocidade e da profundidade em função da vazão.....	119
Tabela 12 - Valores de vazão Q_{90} estimados para cada seção de controle.....	120
Tabela 13 - Valores de vazão média de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o panorama 01 e a seção de controle A.....	120
Tabela 14 - Valores de vazão média de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o panorama 01 e a seção de controle B.....	121
Tabela 15 - Valores de vazão média de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o panorama 01 e a seção de controle C.....	121
Tabela 16 - Concentração de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico tratado relativo à população urbana por localidade da bacia do rio Pardo.....	122
Tabela 17 - Valores da carga direta incremental de $DBO_{5,20}$ relativos à população rural.	122
Tabela 18 – Cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas por distrito, relativas à área de contribuição da seção de controle C, considerando o panorama 1 nos horizontes de tempo propostos.....	131
Tabela 19 – Cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas em cada distrito, relativas à área de contribuição da seção de controle C, considerando o panorama 2 nos horizontes de tempo propostos.....	132

Tabela 20 – Cargas totais de DBO _{5,20} produzidas em cada distrito, relativas à área de contração da seção de controle C, considerando o panorama 3 nos horizontes de tempo propostos.....	133
Tabela 21 - Valores de concentração de DBO _{5,20} simulados para as seções de controle estudadas, considerando o processo de autodepuração.....	136
Tabela 22 - Valores das cargas de DBO _{5,20} (totais, remanescentes e assimiladas) para as seções de controle A, B e C, considerando os cenários de simulação propostos.....	142
Tabela 23 - Percentuais de redução da carga total de DBO _{5,20} nas seções de controle A, B e C, para os diferentes panoramas e horizontes de análise.....	143
Tabela 24 - Probabilidade de compatibilidade com as diferentes classes de enquadramento.....	147
Tabela 25 – Cargas de DBO _{5,20} a serem tratadas para o estabelecimento de classes de enquadramento, por cenário de simulação proposto, considerando percentual de 50% da vazão de referência.....	149
Tabela A.1 – Dados de monitoramento da temperatura da água de cursos d’água da bacia hidrográfica do rio Pardo fornecidos pela CESAN.....	172
Tabela B.1 – Dados referentes às medições de descarga realizadas na estação fluviométrica Terra Corrida – Montante.....	174
Tabela I.1 População por distrito relativa à área de contribuição da seção de controle A, considerando os horizontes de tempo avaliados.....	174
Tabela I.2 – População por distrito relativa à área de contribuição da seção de controle B, considerando os horizontes de tempo avaliados.....	179
Tabela I.3 – População por distrito relativa à área de contribuição da seção de controle C, considerando os horizontes de tempo avaliados.....	179
Tabela II.1 - Valores de vazões médias de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o Panorama 2 e seção de controle A.....	180
Tabela II.2 - Valores de vazões médias de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o Panorama 2 e seção de controle B.....	180
Tabela II.3 - Valores de vazões médias de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o Panorama 2 e seção de controle C.....	180
Tabela II.4 - Valores de vazões médias de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o Panorama 3 e seção de controle A.	181
Tabela II.5 - Valores de vazões médias de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o Panorama 3 e seção de controle B.	181

Tabela II.6 - Valores de vazões médias de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o Panorama 3 e seção de controle C.	181
Tabela III.1 – Cargas totais de DBO _{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contrição da seção de controle A, considerando o panorama 1 nos horizontes de tempo propostos.....	182
Tabela III.2 – Cargas totais de DBO _{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contrição da seção de controle A, considerando o panorama 2 nos horizontes de tempo propostos.....	182
Tabela III.3 – Cargas totais de DBO _{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contrição da seção de controle A, considerando o panorama 3 nos horizontes de tempo propostos.....	182
Tabela III.4 – Cargas totais de DBO _{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contrição da seção de controle B, considerando o panorama 1 nos horizontes de tempo propostos.....	183
Tabela III.5 – Cargas totais de DBO _{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contrição da seção de controle B, considerando o panorama 2 nos horizontes de tempo propostos.....	183
Tabela III.6 – Cargas totais de DBO _{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contrição da seção de controle B, considerando o panorama 3 nos horizontes de tempo propostos.....	183
Tabela XI.1 – Cargas máximas admissíveis de DBO _{5,20} as seções de controle (A, B e C), por classe de enquadramento.....	207
Tabela XI.2 – Cargas de DBO _{5,20} disponíveis para diluição nas seções de controle (A, B e C), por cenário de simulação proposto, considerando um percentual de 50% da vazão de referência.....	207

LISTA DE QUADROS

Quadro 01 – Aspectos a serem considerados no processo de enquadramento.....	35
Quadro 02 - Ações que estão sendo desenvolvidas em favor da implementação do enquadramento dos corpos d'água no Brasil.....	43
Quadro 03 - Evolução histórica dos modelos matemáticos da qualidade de água.....	49
Quadro 04 – Taxa média geométrica de crescimento anual (entre os anos de 2000 e 2010) relativa aos municípios da região de estudo.....	112
Quadro 05 - Cenários de simulação associados às perspectivas de crescimento populacional e abatimento de carga orgânica.....	124

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional de Águas
CBH	Comitê da Bacia Hidrográfica
CDCs	Concentration duration curves
CECA	Conselho Estadual de Controle Ambiental
CEH	Center for Ecology & Hydrology
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CESAN	Companhia Espírito Santense de Saneamento
COPPE	Coordenação de Programas de Pós Graduação em Engenharia
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CREAMS	Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems
CRH-RS	Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO_u	Demanda Última de Oxigênio
DHI	Danish Hydraulic Institute
DOE	Diário Oficial do Estado
EAWAG	Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ESRI	Environmental Systems Research Institute
FDC	Flow duration curve
GEOBASES	Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo
HEC-HAS	Hydrological Engineering Center-River Analysis System
HSPF	Hydrologic Simulation Program - Fortran
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEMA	Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Incaper	Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural
Labgis	Núcleo de Geotecnologias da Universidade do Estado do Rio de Janeiro
LDCs	Load duration curves
MDE	Modelo Digital de Elevação
MDE-HC	Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistido
MQA	Modelos de Qualidade de Água e Eutrofização
PRH	Plano de Recursos Hídricos
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
RIZA	Inland Water Management and Waste Water Treatment
SEMOG	Southeast Michigan Council of Governments
SIMOX	Dissolved Oxygen Simulation Model
SIMCAT	Simulated Catchments
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SisBaHiA	Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental
SISNAMA	Sistema Nacional de Meio Ambiente
SRHE-PE	Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos de Pernambuco
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
SWAT	Soil Water and Analysis Tools
SWRRB	Simulator for Water Resources in Rural Basins
TDML	Total Maximum Daily Load
TIN	Triangulação irregular da grade
TWDB	Texas Water Development Board
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
USACE	United States Army Corps of Engineers
USDA	United States Department of Agriculture
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USGS	United States Geological Survey.
UTM	Universal Transversa de Mercator

WASP	Water Analysis Simulation Program
WES	Waterways Experiment Station
WGS 84	World Geodetic System 1984
WRE	Water Resources Engineers, Inc.

LISTA DE SIMBOLOS

A	Área de drenagem contribuinte
C	Concentração de OD em um tempo t
C₀	Concentração de oxigênio inicial
Cad_{DBO_{5,20}}	Cargas máximas admissíveis de DBO _{5,20} na seção de controle
Cad'_(DBO_{5,20})	Carga máxima admissível de DBO _{5,20} na seção de controle, considerando 50% da vazão de referência Q ₉₀
CAP_(DBO_{5,20})	Capacidade de diluição do corpo d'água não utilizada para diluição de carga de DBO _{5,20}
Cast_(DBO_{5,20})	Carga de DBO _{5,20} a ser tratada para atendimento dos padrões de qualidade associados à determinada classe de enquadramento na seção de controle
Cb_{DBO_{5,20}}	Concentração de DBO _{5,20} no esgoto doméstico bruto
C_{DBO}	Concentração de DBO
CDi_{DBO_{5,20}}	Carga direta incremental de DBO _{5,20} relativa à população rural
CDr_{DBO_{5,20}}	Carga direta de DBO _{5,20} no esgoto doméstico relativa à população rural
C_{pad}(DBO_{5,20})	Concentração de DBO _{5,20} referente aos padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005 para rios Classes 1, 2 e 3 (3, 5 e 10 mg/L, respectivamente)
Cre_(DBO_{5,20})	Carga remanescente de DBO _{5,20} na seção de controle
C_s	Concentração de saturação de oxigênio
C'_s	Concentração de saturação na altitude A, em metros
C_{SC}(DBO_{5,20})	Concentração de DBO _{5,20} simulada para a seção de controle com auxílio do modelo de qualidade de água
CT_(DBO_{5,20})	Carga total de DBO _{5,20} do esgoto doméstico na seção de controle
CTu_{DBO_{5,20}}	Carga de DBO _{5,20} no esgoto doméstico tratado relativa à população urbana
D	Déficit de oxigênio dissolvido
DBO_u	Concentração da demanda última de oxigênio, DBO última

DBO₅	Concentração da DBO ₅
D_L	Coeficiente de dispersão longitudinal
F	Número Froude
f_A	Fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude
F_{Area}	Fração da área do setor censitário contida na área de contribuição
g	Aceleração da gravidade
H	Profundidade do corpo d'água
K_d	Coeficiente de decomposição da matéria orgânica no rio
K_T	Constante para transformação da DBO ₅ em DBO _u
K₁	Coeficiente de desoxigenação
K_{(1,d)_T}	K ₁ ou K _d a uma temperatura, T, qualquer
K_{(1,d)₂₀}	K ₁ ou K _d a uma temperatura, T = 20°C
K₂	Coeficiente de reaeração (base e)
K_{2,T}	K ₂ a uma temperatura, T, qualquer
K_{2,20}	K ₂ a uma temperatura T = 20°C
L	Concentração de DBO remanescente em um tempo, t, qualquer
L_t	Extensão total dos cursos d'água
L_{rd}	Taxa de entrada de DBO última difusa
L₀	Concentração de DBO remanescente em t = 0
n₁	Coeficiente de atividade do leito
P	Probabilidade de ocorrência das vazões
P_{RCen}	População rural do setor censitário
P_{RDist}	População rural residente na fração do setor censitário contida na área de contribuição
P_(u,r)	População urbana ou rural
q	Descarga do corpo d'água dividida pela área de drenagem
Q	Vazão do corpo d'água

Q_{CPV}	Vazões da curva de permanência de vazões relativa à seção de controle
Q_e	Vazão de esgoto
Q_{PC}	Quota <i>per capita</i> de água
Q_{SC}	Vazão doméstica média de esgotos simulada na seção de controle
$Q_{(u,r)}$	Vazão média de esgotos domésticos inerente à população urbana ou rural
Q_{50R}	Vazão regionalizada com permanência de 50%
Q_{95R}	Vazão regionalizada com permanência de 95%
Q_{90}	Vazão com permanência de 90%
Q_{95}	Vazão com permanência de 95%
r	Coefficiente de retorno esgoto/água
R	Raio hidráulico
S	Declividade
t	Tempo
t'	Tempo de percurso entre dois pontos da medida Δh
T	Temperatura do líquido
U	Velocidade do corpo d'água
u_*	Velocidade de cisalhamento
W	Largura
W_e	Carga de esgoto remanescente
x	Concentração do parâmetro analisado
y	Permanência da qualidade no tempo
θ	Coefficiente de temperatura
Δh	Mudança na elevação do leito entre dois pontos
$\%E_T$	Percentual de eficiência do tratamento de esgotos em relação à remoção de $DBO_{5,20}$

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	27
2. OBJETIVOS.....	31
2.1. OBJETIVO GERAL	31
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	31
3. REVISÃO DA LITERATURA	32
3.1. ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA EM CLASSES SEGUNDO OS USOS PREPONDERANTES DA ÁGUA	32
3.1.1. Procedimentos e aspectos institucionais para o enquadramento dos corpos d'água	34
3.1.1.1. Diagnóstico	36
3.1.1.2. Prognóstico.....	37
3.1.1.3. Elaboração das propostas e programa de efetivação do enquadramento.....	39
3.1.2. Aspectos legais e cenário de implantação do enquadramento.....	41
3.2. MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA NO PLANEJAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA	46
3.2.1. Modelo de Qualidade da Água	47
3.2.1.1. Modelo QUAL-UFMG.....	55
3.3. POLUIÇÃO POR MATÉRIA ORGÂNICA E AUTODEPURAÇÃO DOS CORPOS HÍDRICOS	59
3.3.1. Cinética da Desoxigenação	66
3.3.1.1. Coeficiente de desoxigenação (K_1) e Coeficiente de decomposição da DBO (K_d) 68	
3.3.2. Cinética da Reaeração	71
3.3.2.1. Coeficiente de reaeração (K_2).....	72
3.4. METODOLOGIA SUPORTE AO PROCESSO DE ENQUADRAMENTO.....	80
4. REGIÃO DE ESTUDO.....	96
5. METODOLOGIA.....	101

5.1. CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA DA ÁREA DE ESTUDO.....	101
5.2. AVALIAÇÃO DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA SUPERFICIAL DA BACIA DO RIO PARDO	106
5.3. DETERMINAÇÃO DAS CARGAS TOTAIS DE DBO_{5,20}.....	109
5.4. AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DOS CURSOS DE ÁGUA DA BACIA DO RIO PARDO	114
5.4.1. Caracterização do sistema fluvial simulado	116
5.4.2. Dados de entrada do modelo	118
5.4.3. Cenários considerados para a simulação da qualidade das águas	124
5.5. ANÁLISE DA FREQUÊNCIA DE ATENDIMENTO DOS PADRÕES DE QUALIDADE RELATIVOS AO PARÂMETRO DBO_{5,20} POR CLASSE DE ENQUADRAMENTO E CENÁRIO DE SIMULAÇÃO ASSUMIDO.....	125
5.5.1. Determinação das cargas remanescentes de DBO _{5,20}	125
5.5.2. Determinação das curvas de permanência de qualidade para o parâmetro DBO _{5,20}	126
5.6. AVALIAÇÃO DAS CARGAS DE DBO_{5,20} A SEREM TRATADAS PARA O ESTABELECIMENTO DE CLASSES DE ENQUADRAMENTO	127
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	130
6.1. CARGAS TOTAIS DE DBO_{5,20}	130
6.2. CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DOS CURSOS D'ÁGUA DA BACIA DO RIO PARDO.....	135
6.3. FREQUÊNCIA DE ATENDIMENTO DOS PADRÕES DE QUALIDADE RELATIVOS AO PARÂMETRO DBO_{5,20}	144
6.4. CARGAS DE DBO_{5,20} A SEREM TRATADAS PARA O ESTABELECIMENTO DE CLASSES DE ENQUADRAMENTO	148
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	154
8. REFERÊNCIAS	157
ANEXOS E APÊNDICES.....	171
ANEXO A – Dados de monitoramento da temperatura da água de cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo	172
ANEXO B – Dados referentes às medições de descarga realizadas na estação fluviométrica Terra Corrida – Montante	174

APÊNDICE I - Populações rural e urbana por distrito e seção de controle, para os horizontes de tempo considerados (2014, 2020 e 2030)	179
APÊNDICE II – Vazões médias de esgotos domésticos relativas às populações rural e urbana, considerando os panoramas 2 e 3 e seções de controle A, B e C...	180
APÊNDICE III – Cargas totais de DBO_{5,20} doméstica produzidas por distrito, relativas às áreas de contribuição associadas às seções de controle A e B	182
APÊNDICE IV – Permanência nas classes de enquadramento das seções de controle A, B e C, para o ano de 2014	184
APÊNDICE V – Permanência nas classes de enquadramento das seções de controle A, B e C, para o ano de 2020	187
APÊNDICE VI – Permanência nas classes de enquadramento das seções de controle A, B e C, para o ano de 2030	190
APÊNDICE VII – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle (A, B e C), conforme condições de abatimento de carga orgânica (condições 1 e 2), por panorama de tratamento de esgoto, considerando as perspectivas de enquadramento nos anos de 2020 e 2030	193
APÊNDICE VIII – Nível de pressão das seções de controle A, B e C para o ano de 2014	196
APÊNDICE IX – Nível de pressão das seções de controle A, B e C para o ano de 2020	199
APÊNDICE X – Nível de pressão das seções de controle A, B e C para o ano de 2030	203
APÊNDICE XI – Cargas máximas admissíveis de DBO_{5,20} e cargas de DBO_{5,20} disponíveis para diluição nas seções de controle A, B e C, considerando percentual de 50% da vazão de referência (Q₉₀)	207

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, ao longo do tempo, as influências antrópicas decorrentes do uso e ocupação do solo têm gerado danos ao equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, em função da ausência ou gestão ineficaz dos recursos hídricos e ambientais.

Mendes e Cirilo (2013) destacam que, no âmbito dos recursos hídricos, o impacto decorrente da alteração do uso do solo reflete-se em todos os componentes do ciclo hidrológico (escoamento superficial, transporte de sedimentos, recarga dos aquíferos e qualidade da água). Dessa forma, sugerem que o planejamento dos recursos hídricos deve estar inserido num amplo processo de planejamento ambiental, no qual apenas com a organização espacial das forças que interagem na bacia hidrográfica haverá expectativa de garantia da unidade da região.

Pizella e Souza (2007) e Diniz *et al.* (2006a) ressaltam que a irregularidade na distribuição de águas e da população no País, acrescido ainda das especificidades existentes em cada bacia hidrográfica relativas às suas características socioeconômicas, políticas e naturais também contribuem para situações de estresse hídrico e ambiental, afetando a integridade dos sistemas hídricos.

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei N° 9.433, de 08 de janeiro de 1997, representa um marco na gestão integrada dos recursos hídricos brasileiros ao adotar a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, o Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) como organismo de decisão e ao prever que o enquadramento dos corpos d'água (principal instrumento de integração de qualidade e quantidade de água) deve ser parte do processo de planejamento descentralizado e de gestão participativa, sendo a água um bem dotado de valor econômico (DINIZ. *et al.*, 2006a; PORTO, 2002).

Segundo ANA (2009a), o enquadramento deve ser visto como instrumento de planejamento ambiental, baseado não somente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que devem ser alcançados ou mantidos para atender às necessidades estabelecidas pela comunidade. Nesse sentido, Porto (2002)

ressalta que o enquadramento, na qualidade de instrumento de planejamento, trabalha com a visão futura da bacia, permitindo a definição dos objetivos de usos da água que darão sustentabilidade aos mesmos.

De acordo com a PNRH, o enquadramento dos corpos d'água em classes tem por finalidade assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas.

Em termos de poluição hídrica, o lançamento de esgotos domésticos constitui principal problema de qualidade de água e de pressão sobre os corpos d'água superficiais no Brasil (ANA, 2005, 2009a), sendo a carga orgânica doméstica total estimada para o País em aproximadamente 6.389 t DBO_{5,20}/d (ANA, 2005).

A Resolução N^o 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), de 17 de março de 2005, em seus Artigos 24 e 28, estabelece que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos d'água, após o devido tratamento, não podendo conferir ao curso d'água características em desacordo com as metas obrigatórias do seu enquadramento.

Contudo, no Brasil, os sistemas de esgotamento sanitário são insuficientes para o atendimento das demandas do setor, tendo em vista que apenas cerca da metade dos municípios brasileiros realiza coleta de esgoto e que grande parte desse esgoto não recebe tratamento adequado antes de ser lançado em corpos de água (GUERRA, 2011).

Von Sperling (2005) e Porto (2002) observam que, nos países em desenvolvimento, é justificável o uso da capacidade de assimilação dos corpos hídricos como parte complementar dos processos de tratamento de esgotos, devido às menores capacidades de investimento financeiro desses países.

Não obstante, a Resolução N^o 16 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 08 de maio de 2001, estabelece a necessidade de serem observadas a capacidade de autodepuração do curso de água (para o caso de

diluição de efluentes) e a respectiva classe de enquadramento em relação à disponibilidade das vazões e aos volumes de água outorgados.

Nesse contexto, Ribeiro (2007) e Teodoro *et al.* (2013) ressaltam que os modelos matemáticos de qualidade das águas vêm se mostrando como ferramentas alternativas de grande potencial para suporte à decisão ao gerenciamento dos recursos hídricos, visto que os vieses quantitativo e qualitativo do comportamento dos cursos d'água podem ser estudados conjuntamente.

Os modelos matemáticos de qualidade da água são instrumentos tecnológicos que permitem a simulação dos processos de autodepuração do rio e que, conseqüentemente, permitem avaliar e prognosticar os impactos decorrentes do lançamento de carga poluidora e analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental, sendo o grau de precisão dependente das hipóteses adotadas na formulação do modelo matemático (CUNHA; FERREIRA; ROSMAN, 2006; GASTALDINI; OPPA, 2011; SALLA *et al.*, 2013).

O uso da modelagem matemática para simular a qualidade da água tem como objetivo, portanto, oferecer suporte para o entendimento do comportamento de trechos do rio em relação aos parâmetros de qualidade de interesse, considerando-se diferentes condições de cargas poluidoras e vazões de referência, permitindo que sejam avaliadas as respostas dos corpos d'água em termos de abatimento progressivo de cargas poluentes (ANA, 2009a).

Trabalhos, como os reportados por Gastaldini e Oppa (2011) e Binotto (2012), aplicaram modelos de qualidade da água como ferramentas de apoio à implantação do enquadramento, empregando-os para análise da capacidade de autodepuração dos corpos d'água. Nessa linha de pesquisa, Brites, Porto e Fernandes (2007), Brites (2010) e Andrade (2012) desenvolveram sistemas computacionais para auxílio à implementação do enquadramento, incorporando aos sistemas modelos de simulação da qualidade de água.

Paralelamente, ferramentas que indiquem o comportamento e o atendimento das concentrações dos parâmetros de qualidade às metas estabelecidas, como

as curvas de permanência de qualidade da água, podem ser úteis para o processo de implantação do enquadramento (FORMIGONI *et al.*, 2011a).

De acordo com Brites (2010), a ideia central do uso das curvas de permanência de qualidade é associar os valores de vazões com valores de concentrações de parâmetros de qualidade da água e, desta forma, relacionar essas concentrações às probabilidades de ocorrência e estabelecer estratégias de enquadramento para as classes, associando o potencial de risco de não atendimento dos requisitos de qualidade relacionado a cada classe.

Nesse contexto observa-se que o processo de autodepuração e o emprego de curvas de permanência de qualidade apresentam-se como ferramentas importantes de diagnóstico a serem consideradas no processo de implantação do enquadramento dos corpos d'água superficiais. Contudo, não se observou na literatura técnica brasileira o uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem da autodepuração visando suporte à decisão ao processo de enquadramento.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Estabelecer metodologia para suporte ao processo de enquadramento dos cursos d'água superficiais, considerando o emprego combinado de curvas de qualidade e processo de autodepuração.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a capacidade de autodepuração de cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo para diferentes cenários de simulação;
- Analisar a frequência de atendimento dos padrões de qualidade relativos ao parâmetro $DBO_{5,20}$ associados às diferentes possíveis classes de enquadramento, considerando diferentes horizontes de tempo, panoramas de tratamento de esgotos domésticos e condições de abatimento de cargas orgânicas;
- Avaliar, para diferentes cenários de simulação, as demandas de remoção de cargas orgânicas para o estabelecimento de diferentes classes de enquadramento.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA EM CLASSES SEGUNDO OS USOS PREPONDERANTES DA ÁGUA

No Brasil, a PNRH estabeleceu diferentes instrumentos para a gestão das águas. Dentre os instrumentos estabelecidos, o enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo usos preponderantes, apresenta especial relevância, uma vez que, numa concepção de planejamento descentralizado e participativo, figura como ferramenta de integração entre a gestão de quantidade e qualidade da água.

Conceitualmente, o enquadramento corresponde ao estabelecimento de objetivos de qualidade de água (classes) que o corpo d'água deve manter ou atingir, por meio de metas progressivas intermediárias e finais de qualidade de água, em conformidade com os usos preponderantes pretendidos para atendimento às necessidades da comunidade (BRASIL, 2005, 2009).

Porto (2002) e Porto e Tucci (2009) observam que o uso de objetivos de qualidade da água como instrumento de gestão apresenta como uma das maiores vantagens o estabelecimento de uma visão de conjunto dos problemas específicos a serem resolvidos na bacia, em detrimento de uma visão individualizada, pois esta última conduz apenas a soluções de cunho local, sem relevância para o todo.

Diniz *et al.* (2006a) destacam que a instituição da PNRH propicia enorme progresso na gestão de qualidade da água, quando introduz o enquadramento de corpos d'água como principal instrumento de integração, inserido numa concepção de planejamento descentralizado e participativo.

A Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece que as medidas de gestão para uso dos recursos hídricos, como a outorga e cobrança pelo uso da água, ou referentes à gestão ambiental, como licenciamento, termos de ajustamento de conduta e controle da poluição, deverão basear-se nas metas progressivas

intermediárias e finais aprovadas pelo órgão competente para a respectiva bacia hidrográfica ou corpo hídrico específico.

Nesse contexto, ANA (2009a) ressalta que o instrumento de enquadramento dos corpos d'água constitui um importante elo entre o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) e o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA), visto que é referência para outros instrumentos de gestão de recursos hídricos e de gestão ambiental.

Essa influência do enquadramento sobre outros instrumentos de gestão e com o setor de saneamento pode ser caracterizada da seguinte forma (ANA, 2009a): Planos de bacia: A Resolução CNRH N° 17, de 29 de maio de 2001, determina que os planos de bacia deverão, em seu conteúdo mínimo, apresentar proposta de enquadramento dos corpos d'água; Outorga: A PNRH estabelece que toda concessão de outorga deverá respeitar a classe em que o corpo de água estiver enquadrado; Cobrança pelo uso de recursos hídricos: o enquadramento é considerado de forma direta quando da utilização dos valores arrecadados para aplicação em programas e medidas de despoluição e, também, por meio da inclusão da classe de enquadramento na fórmula para definição do valor de cobrança; e, indiretamente, por meio da cobrança pelo uso sujeito à outorga; Licenciamento: o licenciamento ambiental permite a efetivação e integração da aplicação dos padrões de emissão com os padrões das classes de enquadramento; Setor de Saneamento: a efetivação da implementação do enquadramento depende de forte articulação dos Comitês de Bacias com o setor de saneamento, uma vez que a maioria das bacias brasileiras tem no esgoto doméstico a principal fonte de poluição das águas. A Lei N° 11.445, de 05 de janeiro de 2007, que dispõe sobre as diretrizes para o saneamento básico, determina em seu Artigo 43 que a autoridade ambiental competente estabelecerá metas progressivas para que a qualidade dos efluentes de estações de tratamento de esgotos domésticos atenda aos padrões das classes dos corpos hídricos em que forem lançados, a partir dos níveis presentes de tratamento e considerando a capacidade de pagamento das populações e usuários envolvidos. Dessa forma, evidencia-se que o

conceito de progressividade para atingir as metas do enquadramento foi inserido como diretriz do setor de saneamento.

Tendo em vista que as metas de enquadramento definem os papéis dos instrumentos de gestão na integração dos aspectos de qualidade e quantidade de água, estes instrumentos se articulam para a efetivação do enquadramento (DINIZ *et al.*, 2006b).

Observa-se, portanto, a necessidade de integração entre os diversos instrumentos de gestão para que as metas de enquadramento sejam alcançadas. Diniz *et al.* (2006b) enfatiza que, dentre os desafios para articulação e efetivação do enquadramento, situa-se a garantia da interface entre as metas de enquadramento, os instrumentos de gestão dos recursos hídricos e o setor de saneamento.

3.1.1. Procedimentos e aspectos institucionais para o enquadramento dos corpos d'água

Os procedimentos para o enquadramento de corpos d'água superficiais e subterrâneos são normatizados pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos, ente integrante do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, por meio da Resolução Nº 91, de 05 de novembro de 2008.

A proposta de enquadramento deverá ser desenvolvida em conformidade com o Plano de Recursos Hídricos (PRH) da bacia hidrográfica e com ampla participação da comunidade da bacia, considerando as águas superficiais e subterrâneas de forma integrada, para que a disponibilidade de água seja alcançada em quantidade e qualidade compatíveis com os usos preponderantes identificados (BRASIL, 2009).

Segundo Gonçalves *et al.* (2010, 2011), atualmente, poucas são as bacias que têm implantado os instrumentos de plano de recursos hídricos e enquadramento de forma simultânea, participativa e integrada. Essa realidade está associada a fatores como a ausência de suporte metodológico adequado no que diz respeito à gestão descentralizada, participativa e integrada de recursos hídricos.

Contudo, Porto (2002), Marcon (2005) e Brites (2010) observam que o envolvimento da comunidade na gestão participativa do processo de elaboração da proposta de enquadramento é relevante, uma vez que neste é definido o nível de investimento necessário para que sejam alcançados os objetivos de qualidade da água de maior interesse regional. Portanto, o valor do investimento será mensurado de acordo com as prioridades definidas para a bacia, como o controle de qualidade da água, controle de cheias ou aumento do serviço de saneamento básico.

Brites (2010) enfatiza que os objetivos de qualidade de água, definidos pelo enquadramento, deverão estar em conformidade com a capacidade de investimento da sociedade, onde a efetivação da meta pretendida depende da ponderação entre a condição atual do corpo d'água, a condição desejada e a condição possível de ser alcançada (Quadro 01).

Quadro 01 – Aspectos a serem considerados no processo de enquadramento.

<u>Corpo d'água existente</u>	Retrata a condição atual do corpo d'água e que condiciona os seus usos, podendo apresentar as seguintes situações: <ul style="list-style-type: none"> • o corpo d'água possui boa condição de qualidade, sendo capaz de atender a todos os usos da água (atuais ou previstos). Assim, devem ser tomadas ações que impeçam a sua degradação, de forma a garantir seu uso múltiplo no futuro; • o corpo d'água apresenta alguns parâmetros de qualidade da água que inviabilizam alguns usos da água, sendo necessário controlar as fontes de poluição; • o corpo d'água apresenta níveis elevados de poluição para grande parte dos parâmetros, inviabilizando a maioria dos usos. Assim, são necessários maiores investimentos e tempo para a recuperação do mesmo.
<u>Corpo d'água desejado</u>	Retrata a “visão de futuro” do curso d'água, ou seja, expressa a vontade da comunidade por meio dos usos que ela deseja para o corpo d'água, normalmente sem levar em conta às limitações tecnológicas e de custos.
<u>Corpo d'água possível</u>	Retrata a visão mais realista, uma visão de futuro incorporando as restrições técnicas, financeiras, sociais e políticas existentes, no intuito de transformar o corpo d'água existente no corpo d'água desejado num horizonte de 10 a 20 anos

Fonte: ANA, 2009a (adaptado).

Dos aspectos elencados no Quadro 01, observa-se que as ações de gestão no processo de enquadramento devem garantir, ao longo do tempo, padrões de qualidade da água em conformidade com as condições e usos atuais e pretendidos do corpo d'água e em consonância com as possíveis restrições de ordem técnica, financeira, social e política.

O processo de enquadramento dos corpos d'água é composto de quatro etapas: diagnóstico e prognóstico da bacia; elaboração das propostas de enquadramento e programa para efetivação (BRASIL, 2009), que são apresentadas de forma simplificada nos itens subsequentes.

3.1.1.1. Diagnóstico

Na etapa de diagnóstico deve ser realizada uma caracterização geral da bacia hidrográfica e do uso e ocupação do solo, levantando-se informações sobre a condição atual da bacia, em termos de usos preponderantes dos recursos hídricos e, identificação, localização e quantificação das cargas das fontes causadoras de degradação dos corpos d'água. A identificação de áreas reguladas por legislação específica e levantamento dos planos e programas regionais existentes também devem ser abordados na etapa de diagnóstico (BRASIL, 2009).

Usos preponderantes são aqueles que possuem maior relevância entre todos os usos realizados dos corpos d'água na bacia hidrográfica, não dizendo respeito somente aos usos com os maiores volumes captados, visto que usos consultivos estão previstos nas classes de enquadramento (ANA, 2009a).

O conhecimento da condição atual dos recursos hídricos no tocante a sua qualidade é crucial na condução do processo de enquadramento, de tal modo que as metas pretendidas de usos possam ser definidas dentro de uma análise que abranja os aspectos técnicos e sociais do problema balizados pela capacidade de investimento da região.

3.1.1.2. Prognóstico

Na etapa de prognóstico da bacia hidrográfica devem ser realizadas projeções considerando-se diferentes cenários de uso e ocupação do solo, estabelecidas a partir de estudo de simulação que trata de aspectos inerentes aos recursos hídricos, tais como condições de quantidade e qualidade dos corpos d'água, disponibilidade e demanda de água e cargas poluidoras (BRASIL, 2009).

Segundo ANA (2009a), aspectos como projeções populacionais e das atividades econômicas, usos pretendidos dos corpos d'água, escolha dos parâmetros prioritários para o enquadramento, vazão de referência para o enquadramento e modelagem da quantidade e qualidade dos corpos hídricos devem ser considerados no horizonte de planejamento adotado.

O horizonte de planejamento pode se situar entre 10 a 30 anos, sendo determinado pelo Comitê de Bacia Hidrográfica ou pelo órgão gestor de recursos hídricos (ANA, 2009a).

Em relação à escolha dos parâmetros prioritários para o enquadramento, a Resolução CNRH N° 91/2008 estabelece que as propostas de metas relativas às alternativas de enquadramento deverão ser elaboradas em função das vazões de referência e conjunto de parâmetros de qualidade da água, sendo este último definido com base nos usos pretendidos para os recursos hídricos.

De acordo com Porto (2002) e ANA (2009a), a adoção de um menor número possível de parâmetros de qualidade da água direciona para que o processo de enquadramento seja mais eficiente, visto que as metas são definidas de acordo com os reais problemas demandados pela bacia, que conduz a soluções com menor custo e auxilia na comunicação entre as partes envolvidas no processo.

Adicionalmente, Porto (2002), ao propor um sistema de gestão da qualidade da água para o Brasil, recomenda que a seleção dos parâmetros a serem utilizados para o enquadramento seja realizada com base nos impactos preponderantes na bacia, ou seja, na sua principal fonte de poluição.

De acordo Von Sperling (2005), o parâmetro DBO é amplamente utilizado para se medir o potencial de poluição de um efluente por matéria orgânica, visto que

os critérios de dimensionamento de vários processos de tratamento de esgotos são expressos em termos da DBO. Adicionalmente, a legislação para lançamento de efluentes e, conseqüentemente, a avaliação do cumprimento aos padrões de lançamento, é geralmente baseada nesse parâmetro.

Em termos da vazão de referência, deve-se considerar a vazão mínima que assegure que a qualidade da água esteja compatível com o uso preponderante dos corpos d'água enquadrados, garantindo-se o atendimento dos padrões de qualidade de água durante a maior parte do tempo (ANA, 2009a). Quanto menor o risco de violação dos usos da água estabelecidos ou quanto mais restritiva a vazão de referência, maior será o custo de tratamento dos efluentes e menores os riscos à contaminação dos recursos hídricos e, conseqüentemente, menores os riscos à saúde da população (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2002; ANA, 2009a).

De acordo com a Resolução CONAMA Nº 357/2005, a vazão de referência corresponde a vazão do corpo hídrico utilizada como base para o processo de gestão, tendo em vista o uso múltiplo das águas e a necessária articulação das instâncias do SISNAMA e SINGREH.

Na maioria das situações, as vazões de referência são estabelecidas pelos órgãos gestores baseadas em métodos estatísticos como a $Q_{7,10}$ (vazão mínima média de sete dias com período de retorno de 10 anos) e vazões de permanência como a Q_{95} (vazão com permanência de 95%), sendo que muitos estados brasileiros adotam uma fração dessas vazões como limite máximo outorgável (vazão máxima outorgável). Considerando-se frações da $Q_{7,10}$ ou vazões com determinado percentual de permanência para uso consultivo, o remanescente dessas vazões corresponde ao valor disponível para a diluição de efluentes e a conservação do ecossistema (GARCIA, 2011).

No estado do Espírito Santo, o Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) estabeleceu, por meio da Instrução Normativa Nº 13, de 09 de dezembro de 2009, uma vazão máxima outorgável para uso de águas superficiais de 50% da vazão de referência Q_{90} (vazão com permanência de 90%). A outorga para fins de diluição de efluentes, lançados em corpos de

água, será emitida em termos da vazão de diluição (ESPÍRITO SANTO, 2008), que corresponde a quantidade de água do corpo receptor necessária para diluição da carga de determinado poluente presente no efluente em função da classe de enquadramento do respectivo corpo d'água. É importante ressaltar que as vazões de diluição à jusante de cada lançamento poderão ser novamente disponibilizadas, observada a capacidade de autodepuração do curso d'água e respectiva classe de enquadramento (ESPÍRITO SANTO, 2006). A DBO é adotada como parâmetro de avaliação de emissão de outorga e, no caso de corpos lênticos, também se avalia o fósforo (ESPÍRITO SANTO, 2006).

Garcia (2011) ressalta que ao se inserir a outorga de efluente (vazão de diluição) aumenta-se o grau de complexidade envolvido na análise da outorga, onde devem ser consideradas a matriz de cargas poluidoras na bacia hidrográfica, a capacidade de assimilação e o processo de autodepuração do corpo receptor.

A capacidade de autodepuração do curso d'água poderá ser simulada por meio de modelos de qualidade da água e, de acordo com ANA (2009a), o uso de modelagem matemática para simular a qualidade das águas é de fundamental importância para a indicação de ações recomendadas para que as metas do enquadramento sejam alcançadas.

3.1.1.3. Elaboração das propostas e programa de efetivação do enquadramento

Na etapa de elaboração das propostas de enquadramento serão apresentadas alternativas de enquadramento, baseadas na avaliação do diagnóstico e prognóstico da bacia hidrográfica, no intuito de manter ou alcançar os objetivos de qualidade de água pretendidos, de acordo com as metas progressivas estabelecidas para a bacia (BRASIL, 2009; ANA, 2009a).

O uso de objetivos de qualidade da água como instrumento de gestão possibilita que o foco da gestão da qualidade da água seja estabelecido sobre problemas específicos demandados pela bacia, no que diz respeito aos

impactos decorrentes da poluição, bem como dos possíveis usos futuros a serem planejados (PORTO; TUCCI, 2009).

Nos sistemas de gestão de qualidade da água que privilegiam o caráter local de controle de poluição, a obtenção de maior eficiência nesse controle é alcançada por meio do uso de padrões de qualidade. Os padrões ambientais são definidos de forma a alcançar os objetivos de qualidade pretendidos para determinada bacia hidrográfica e, os padrões de lançamento de efluentes, de forma a viabilizar o atendimento dos padrões ambientais. Esse enfoque local possibilita que se atinja, de forma flexível, um progresso gradativo no controle da poluição, por meio do estabelecimento de critérios que atendam particularidades regionais quanto às condições econômicas, sociais e geográficas de cada região (PORTO, 2002).

Diniz *et al.* (2006b) ressaltam a importância de serem considerados, em todas as propostas de enquadramento, os usos atuais e futuros dos recursos hídricos e analisados os benefícios socioeconômicos e ambientais e os custos e prazos decorrentes, que serão empregados na definição do enquadramento a ser proposto.

Na etapa de elaboração das propostas de enquadramento devem ser assinaladas medidas de despoluição para os trechos do corpo d'água que apresentarem parâmetros em desacordo com os padrões ambientais para a classe de uso pretendida. Nesse caso, a modelagem da qualidade da água poderá indicar o nível de tratamento necessário para atendimento desses padrões (ANA, 2009a).

A competência para elaboração das propostas de alternativas de enquadramento é das agências de água ou de bacia ou entidades delegatárias das suas funções, em articulação com os órgãos gestores de recursos hídricos e os órgãos de meio ambiente. Na ausência dessas agências ou entidades delegatárias, o órgão gestor de recursos hídricos ficará responsável pela elaboração dessas propostas. A análise e seleção da proposta acontecem no âmbito do Comitê de Bacia Hidrográfica, para posterior deliberação pelo Conselho de Recursos Hídricos competente (BRASIL, 2009a).

Em linhas gerais, o programa para efetivação do enquadramento deve apresentar propostas de medidas de gestão e seus prazos progressivos de execução (curto, médio e longo prazos), planos de investimento necessários para se alcançar as metas almejadas de qualidade e instrumentos de compromisso com diversos atores (órgãos gestores de recursos hídricos e meio ambiente, poderes público federal, estadual e municipal, empresas de saneamento, comitês de bacia, dentre outros) (BRASIL, 2009; ANA, 2009a).

3.1.2. Aspectos legais e cenário de implantação do enquadramento

O Estado de São Paulo foi o precursor, tendo regulamentado, em 1955, o primeiro sistema de classificação dos corpos d'água no País. O enquadramento dos corpos d'água através de classes de uso teve sua primeira base legal federal instituída por meio da Portaria Nº 013, de 15 de janeiro de 1976, do Ministério do Interior, com finalidade restrita de atender padrões de balneabilidade e recreação (ANA, 2007).

Dez anos depois da publicação dessa Portaria, foi estabelecida uma nova classificação para as águas superficiais por meio da Resolução CONAMA Nº 20, de 18 de junho de 1986, tendo esta sido revogada pela Resolução CONAMA Nº 357/2005, que foi alterada e complementada pela Resolução CONAMA Nº 397, de 03 de abril de 2008 e pela Resolução CONAMA Nº 430, de 13 de maio de 2011.

As resoluções CONAMA Nºs 357/2005, 397/2008 e 430/2011, conjuntamente com a Resolução CNRH Nº 91/ 2008, Resolução CONAMA Nº 396, de 07 de abril de 2008, que estabelece as diretrizes para o enquadramento das águas subterrâneas e Resolução CNRH Nº 141, de 10 de julho de 2012, que estabelece critérios e diretrizes para implementação dos instrumentos de outorga e de enquadramento em rios intermitentes e efêmeros, constituem as principais regulamentações, no âmbito federal, para o enquadramento dos corpos d'água no Brasil (ANA, 2014).

Um panorama sobre o estágio de implementação do enquadramento é apresentado por ANA (2007, 2009c). Esses estudos registram que, para os

corpos d'água de domínio estadual, apenas 11 estados da Federação (AL, BA, MG, MS, PB, PE, PR, RN, RS, SC, SP) possuem algum corpo d'água de seu domínio enquadrado total ou parcialmente. Nos Estados de Alagoas, Pernambuco, Santa Catarina, São Paulo e Rio Grande do Norte este enquadramento foi realizado de acordo com a Portaria MINTER Nº 13/1976 e, nos demais, conforme a Resolução CONAMA Nº 20/1986.

Em relação aos corpos d'água federais, na década de 1980 foram desenvolvidos estudos dos principais recursos hídricos brasileiros, que conduziram, posteriormente, para o enquadramento dos rios federais das bacias do Paranapanema e Paraíba do Sul, baseados na Portaria MINTER Nº 13/1976; e, em 1989, da bacia do rio São Francisco, de acordo com a Resolução CONAMA Nº 20/1986. As legislações que enquadram os corpos d'água de domínio da União e dos Estados e os respectivos cursos d'água enquadrados são apresentadas em ANA (2007, 2009b).

Diniz *et al.* (2006b) observam que a maioria dos enquadramentos no Brasil foram realizadas por meio de normas compulsórias, não sendo considerados os usos atuais e pretendidos da bacia hidrográfica e nem as diretrizes ambientais. O Estado de Minas Gerais é uma das poucas exceções, tendo realizado o enquadramento a partir de um levantamento local e por meio de diagnósticos com ampla participação. Os autores complementam que, mesmo para os corpos d'água enquadrados, há uma desconformidade entre o enquadramento e a qualidade de água dos mananciais, decorrente, em parte, dos objetivos de qualidade de água não terem sido definidos de forma realista, baseados em critérios exequíveis.

Os estudos apresentados por ANA (2007, 2009c) mostram que a implantação do enquadramento de corpos hídricos no Brasil ainda é baixa, sendo que algumas bacias possuem enquadramento antigo, baseado na Portaria MINTER Nº 13/1976 ou na Resolução CONAMA Nº 20/1986, devendo, portanto, serem enquadrados ou reenquadrados para se adequarem as legislações em vigor.

Contudo, observam-se alguns esforços para mudança desse cenário de enquadramento no Brasil. Os Relatórios de Conjuntura dos Recursos Hídricos

no Brasil – Informes 2009, 2010, 2011, 2012, 2013 e 2014 (ANA, 2009c, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014) apresentam ações que estão sendo desenvolvidas em favor da implementação do enquadramento dos corpos d'água no Brasil. Um breve resumo dessas ações é apresentado no Quadro 02.

Quadro 02 - Ações que estão sendo desenvolvidas em favor da implementação do enquadramento dos corpos d'água no Brasil.

(continua)

ANO	AÇÕES
2004	Foi elaborada uma proposta de enquadramento no Plano Decenal de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco. A proposta foi aprovada pelo CBH.
2006	Foi apresentada uma proposta de enquadramento pelo PRH das bacias hidrográficas dos rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim, estado do Rio de Janeiro, tendo sido a mesma aprovada pelo CBH.
2007	A ANA elaborou uma proposta de enquadramento dos trechos dos rios Mundaú, Canhoto e Inhumas e da Lagoa Mundaú, no estado de Alagoas.
2008	Foi realizada uma proposta de enquadramento no plano estratégico da bacia hidrográficas dos rios Tocantins e Araguaia.
2009	Foi aprovada proposta de enquadramento transitório das bacias dos rios Joanes, Ipitanga e Jacuípe, no estado da Bahia. O estudo que embasou este enquadramento foi elaborado pela equipe da Coordenação de Planejamento de Recursos Hídricos do Instituto de Gestão das Águas e Clima (Coplá/Ingá) e foi aprovado pelas câmaras técnicas dos respectivos comitês.
	Foram realizadas discussões sobre as metas de enquadramento nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (bacias PCJ) em São Paulo, não tendo sido as mesmas concluídas.
	Foi finalizada pela ANA a proposta de enquadramento dos corpos d'água das bacias dos rios Tocantins e Araguaia no âmbito do respectivo plano da bacia, o qual foi aprovado pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos.
	A ANA deu continuidade ao trabalho de enquadramento das bacias afluentes da margem direita do rio Amazonas, da bacia do rio Doce, e da bacia do rio Verde Grande, realizados no âmbito da elaboração dos respectivos planos da bacia.
2010	O CBH do rio Doce aprovou a proposta de enquadramento apresentada no Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce.
	O CBH do rio Itajaí aprovou a proposta de reenquadramento apresentada no PRH da bacia do rio Itajaí em Santa Catarina.
	Foram dados prosseguimento aos trabalhos de reenquadramento das bacias PCJ.
	O Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul (CRH-RS) aprovou o enquadramento dos corpos d'água da bacia do rio Gravataí e das lagoas da bacia do rio Tramandai, assim como os prazos máximos para atingir a meta final e a meta intermediária do enquadramento da bacia do rio Cai.
	Foram retomadas as discussões sobre o enquadramento da bacia do Alto Iguaçu no Paraná.
	A ANA apresentou diretrizes para o enquadramento dos afluentes da margem direita do rio Amazonas (bacias dos rios Xingu, Tapajós, Madeira, Purus, Jurua e Javari), no âmbito do Plano Estratégico de Recursos Hídricos da bacia Amazônica – afluentes da margem direita.

Quadro 02 - Ações que estão sendo desenvolvidas em favor da implementação do enquadramento dos corpos d'água no Brasil.

(continuação)

2010	A ANA deu início a elaboração do Plano da Bacia do rio Paranaíba, que contará com uma proposta de enquadramento dos corpos d'água.
	O Espírito Santo deu início aos trabalhos de enquadramento das bacias dos rios Santa Maria da Vitória e Jucu. Para desenvolvimento dos estudos, o IEMA estabeleceu parceria com a Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) e com os comitês de bacias hidrográficas no "Projeto Enquadramento e Plano de Bacia dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu".
2011	O IEMA, no Espírito Santo, lançou um edital para contratação de empresa de consultoria especializada para elaboração de projeto executivo para o enquadramento dos corpos d'água e do Plano de Bacia para os rios Santa Maria da Vitória e Jucu.
	Foi realizada, em Pernambuco, a proposta de enquadramento da bacia do rio Ipojuca, no âmbito do Plano Hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, o qual foi elaborado com a participação de membros do CBH do rio Ipojuca, em parceria com a Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos (SRHE-PE).
	Na Bahia, estão em contratação os planos das bacias dos rios Salitre, Grande e riachos de Serra Dourada e Brejo Velho, Corrente e riachos do Ramalho, Paraguaçu e do Recôncavo Norte e Inhambupe, os quais prevêem a elaboração de propostas de enquadramentos dos corpos d'água.
	Prosseguiram as discussões no CBH do Paranaíba sobre o plano da bacia, que contemplará uma proposta de enquadramento dos corpos d'água. O CNRH aprovou o PRH da bacia Amazônica - afluentes da margem esquerda, o qual possui diretrizes para o enquadramento das bacias dos rios Xingu, Tapajós, Madeira, Purus, Juruá e Javari.
	Foi estabelecida na bacia do rio das Velhas, em Minas Gerais, a meta 2014, que objetiva consolidar a volta dos peixes e da possibilidade do nado no rio das Velhas até 2014, alcançando a Classe 2 de enquadramento. Entre as ações previstas, destacam-se a ampliação do saneamento, revitalização das margens, coleta seletiva de lixo e adequação dos planos diretores municipais.
	Nas bacias PCJ, o plano de bacia apresentou uma proposta de atualização do enquadramento dos corpos d'água, para o período 2010-2020, estabelecendo como metas alcançar 95% de coleta e de tratamento de esgotos domésticos em 2020.
2012	O CRH-RS aprovou, em forma de resoluções, os enquadramentos das águas superficiais das bacias dos rios Gravataí, Ijuí e Ibicuí.
	O CRH-RS aprovou a proposta de enquadramento elaborada pelo Comitê Apuaê-Inhandava para os rios Tigre, Ligeirinho, Campos e Poço, que fazem parte da área de drenagem da bacia de captação do município de Erechim.
	Foi encaminhada ao CRH-RS a proposta de enquadramento da bacia do rio Passo Fundo, elaborada pelo Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do rio Passo Fundo no âmbito do PRH da bacia.
	O CRH-RS homologou a proposta de enquadramento das águas superficiais da bacia hidrográfica do Alto Jacuí para os próximos 20 anos.
	Foi elaborada no âmbito do plano da bacia a proposta de enquadramento da bacia Taquari-Antas,
	Um grupo composto por técnicos de várias instituições (SOS, Floram, Fatma, Vigilância Sanitária e Casan) decidiu pela elaboração do termo de referência para o estudo de enquadramento dos rios da ilha de Santa Catarina.

Quadro 02 - Ações que estão sendo desenvolvidas em favor da implementação do enquadramento dos corpos d'água no Brasil.

(conclusão)

2012	Foi apresentada ao Comitê das bacias do Alto Iguaçu e dos afluentes do Alto Ribeira, Paraná, a proposta de atualização do enquadramento dos principais cursos d' água nessas bacias, elaborada no âmbito de seus planos de recursos hídricos.
	Continuaram as discussões sobre as ações necessárias para a implementação do enquadramento nas bacias PCJ, o qual foi definido pelo Plano de Bacia (2010-2020) e aprovado pelo Comitê PCJ.
	Foi publicado a deliberação do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CECA) (CECA/MS Nº 36/2012) que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água superficiais e estabelece diretrizes ambientais para o enquadramento, bem como diretrizes, condições e padrões de lançamento de efluentes no âmbito do estado do Mato Grosso do Sul. Em Campo Grande, foi elaborada uma proposta de enquadramento da bacia do rio Anhanduí.
	Prosseguiram, no Espírito Santo, os trabalhos de enquadramento no âmbito do Projeto Executivo para o Enquadramento de Cursos de Água e Plano de Bacia para os rios Santa Maria da Vitória e Jucu.
	Foi criado um grupo de trabalho multidisciplinar no Inea para planejar e executar ações do "Projeto de enquadramento para os corpos d'água no estado do Rio de Janeiro": O CBH dos rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim definiu como prioridade a normatização da proposta de enquadramento.
	Foi instalado, em Minas Gerais, um grupo de trabalho para discutir diretrizes gerais para o enquadramento de corpos d'água (representantes do Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CERH e do Conselho Estadual de Política Ambiental).
	Continuaram, em Minas Gerais, os trabalhos de elaboração da proposta de enquadramento das bacias dos rios Pardo, Alto Rio Grande, Urucuia, Mortes e Jacaré.
	Estão em andamento, na Bahia, os planos do rio Salitre e dos rios Grande e Corrente, sendo o enquadramento contemplado em ambos. Estão em contratação os planos das bacias dos rios Paraguaçu e Recôncavo Norte, Contas, Recôncavo Sul e Leste.
	A ANA, juntamente com o CBH do Paranaíba e órgãos gestores de Goiás, Minas Gerais, Distrito Federal e Mato Grosso do Sul, elaborou a proposta de enquadramento da bacia do rio Paranaíba, no âmbito do seu PRH.
	A ANA, juntamente com o CBH do Piranhas Açu e órgãos gestores do rio Grande do Norte e Paraíba, deu início à elaboração do Plano da Bacia do rio Piranhas Açu, que contará com a elaboração de proposta de enquadramento dos corpos d'água.
2013	Foi aprovada, no âmbito do CBH Paranaíba (que engloba áreas do DF e dos estados de GO, MG e MS), a proposta de enquadramento dos corpos hídricos superficiais da bacia do Rio Paranaíba (Deliberação Nº 39, de 04 junho de 2013), elaborada conjuntamente com o PRH da bacia.
	Estão em desenvolvimento, estudos para subsidiar a elaboração de proposta de enquadramento para os corpos d'água superficiais da bacia do Rio Piranhas-Açu (contempla áreas dos estados da PB e do RN), com conclusão prevista para 2014.
	Foi aprovado pelo CERH do Paraná o enquadramento dos corpos de d'água superficiais de domínio do estado do Paraná, na área de abrangência do Comitê das bacias do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira (Resolução Nº 84, de 28/08/2013).
	Foram aprovados pelo CERH/RS o enquadramento das águas superficiais da bacia rio Passo Fundo (Resolução Nº 120, publicada no Diário Oficial do Estado - DOE de 03/01/2013), das águas superficiais da bacia hidrográfica do Taquari-Antas (Resolução Nº 121, publicada no DOE de 07/01/2013) e das águas superficiais da bacia hidrográfica Alto Jacuí (Resolução Nº 122, publicada no DOE de 03/01/2013).

Fonte: Adaptado de ANA (2009c, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014).

3.2. MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA NO PLANEJAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA

A bacia hidrográfica é território definido de planejamento dos recursos hídricos e, portanto, o comportamento hidrológico tem sido tratado no âmbito dessa unidade organizacional.

A PNRH ao adotar a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento estabeleceu que o processo de gerenciamento dos recursos hídricos e a implementação da política por meio dos seus instrumentos de gestão devem ocorrer no âmbito dessa unidade territorial, de forma a regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos.

Assim, as demandas crescentes de água pela sociedade conduzem a necessidade do planejamento da ocupação dessas unidades territoriais, sendo uma tendência atual o desenvolvimento sustentado das mesmas, para aproveitamento racional dos recursos com o mínimo de dano ao ambiente (TUCCI, 2005).

Tucci (2005) observa que o modelo hidrológico é umas das ferramentas desenvolvidas pela ciência para melhor compreender e representar o comportamento da bacia hidrográfica e prever condições diferentes das observadas. Eiger (2003b) destaca que os modelos matemáticos podem ser extremamente úteis para a compreensão mais ampla dos problemas e para a comparação de cenários alternativos na adoção de medidas de gestão em qualquer sistema [como a bacia hidrográfica]. Entretanto, o autor adverte que os resultados gerados pelo modelo devem ser criticamente avaliados, pois os mesmos apresentam um certo nível de incerteza, uma vez que a modelagem representa uma aproximação da realidade.

Nessa linha de discussão, Mendes e Cirilo (2013) ressaltam que, apesar das limitações, os modelos são ferramentas essenciais de auxílio ao entendimento das interações dos processos físicos em geral e dos recursos hídricos em particular. Construindo-se um modelo que considera as características essenciais dos objetos do mundo real e, se o modelo reproduz a contento situações já ocorridas, simulações de novos eventos que possam vir a ocorrer

podem ser realizadas, com possibilidade de que reproduzam adequadamente as situações da realidade (MENDES; CIRILO, 2013)

Assim, para a avaliação ambiental de uma bacia hidrográfica, podem ser empregados modelos de qualidade da água, uma vez que constituem ferramenta computacional que permite analisar os efeitos integrados de agentes naturais e antrópicos sobre diferentes seções do sistema fluvial da bacia, para diversos cenários de intervenção (LARENTIS; COLLISCHONN; TUCCI, 2008).

Em função do fortalecimento dos preceitos de que a gestão quantitativa e qualitativa dos recursos hídricos não pode ser tratada de forma dissociada, os modelos de qualidade da água têm conquistado espaço junto aos gestores dos recursos da bacia hidrográfica que tratam dos aspectos quantitativos da água (MENDES; CIRILO, 2013). Nesse contexto, os modelos de qualidade das águas são cada vez mais reconhecidos como instrumentos úteis para simular processos de gestão dos recursos hídricos, sendo continuamente aprimorados de forma a oferecer soluções de problemas novos e emergentes da poluição dos cursos d'água superficiais (BOCKELMANN *et al.*, 2004).

3.2.1. Modelo de Qualidade da Água

Os modelos de qualidade da água são ferramentas tecnológicas que permitem representar alternativas propostas e simular condições reais que poderiam ocorrer dentro de uma faixa de incertezas, inerentes ao conhecimento técnico e científico, permitindo avaliar os impactos decorrentes do lançamento de carga poluidora em determinado corpo d'água (TUCCI, 2005; FERREIRA; ROSMAN, 2006).

Lugon Jr., Pinheiro e Rodrigues (2008) observam que a resolução do conjunto de equações que constituem os modelos de qualidade de água permite prever as modificações das concentrações de constituintes que são transportados, em solução e em suspensão, pela massa líquida, tanto no tempo quanto no espaço. Essas equações matemáticas definem os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no corpo d'água, sendo que a

maioria delas consiste em equações de conservação de quantidade de movimento e massa. Chapra (2008) destaca que os modelos mecanicistas de qualidade da água são baseados na conservação da massa.

De acordo com Tucci (2005), no geral, os modelos de qualidade da água aplicados em rios são unidimensionais, sendo o escoamento representado pela velocidade média na seção transversal, desprezando-se as variações verticais e transversais, e considerando-se que na seção há uma concentração média e que ocorra uma mistura completa. Nos pontos de lançamento ou contribuições pontuais no rio são assumidas as condições iniciais de simulação para início do cálculo das reações físicas e bioquímicas, supondo-se, na maioria das vezes, uma mistura total e instantânea na seção transversal (VON SPERLING, 2007). Eiger (2003) ressalta que, em determinadas circunstâncias, é plausível admitir configurações simplificadas do escoamento para fins de modelagem matemática, visto que uma resposta do comportamento espacial médio pode ser suficiente para análise do problema de poluição estudado. Em outras situações, torna-se necessário simular o comportamento hidrodinâmico com maior minúcia, como os efeitos decorrentes da estratificação vertical de densidade, podendo-se utilizar modelos do tipo bidimensional.

É importante observar que a simulação hidrológica [incluindo-se a simulação da qualidade da água] é limitada pela heterogeneidade física da bacia e dos processos envolvidos, o que tem permitido o desenvolvimento de uma gama de modelos que se diferenciam em função dos dados utilizados, da discretização, das prioridades de representação dos processos e dos objetivos almejados. Portanto, para a escolha do modelo, é necessário o entendimento das características do sistema a ser simulado, do nível de precisão desejado em função dos objetivos do projeto, dos dados disponíveis sobre o sistema e da disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados (TUCCI, 2005).

O modelo precursor para simulação da qualidade da água em rios foi apresentado por Streeter e Phelps (1925), desenvolvido para o rio Ohio, nos Estados Unidos, sendo considerado um marco nos estudos da modelagem matemática da qualidade da água. O modelo considera o escoamento

permanente uniforme e regime de fluxo em pistão, desconsiderando a fase nitrogenada da oxidação da matéria orgânica. O balanço entre OD e DBO, representado pelo modelo, é determinado por meio de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem que descrevem a desoxigenação da matéria orgânica por decomposição da matéria orgânica carbonácea e a reaeração atmosférica.

Posteriormente, outros modelos foram desenvolvidos e fundamentados na estrutura conceitual do modelo de Streeter-Phelps, ampliando o número de variáveis modeladas e, conseqüentemente, aumentando o número de coeficientes cinéticos e estequiométricos e o seu grau de complexidade (VON SPERLING, 2007).

Von Speling (2005, 2007) ressalta que, no Brasil, o modelo de Streeter-Phelps é empregado na maioria das simulações de oxigênio dissolvido, tendo em vista que modelos mais simples ainda têm significativa contribuição a oferecer ao adequado gerenciamento dos recursos hídricos nos países em desenvolvimento, nos quais ainda se observa a ocorrência de problemas básicos relacionados com a qualidade da água. De maneira diversa, nos países desenvolvidos, é natural que se direcionem esforços aos eventos transientes e de poluição difusa já que, em grande parte, já foram resolvidos os problemas mais básicos de poluição da água, como a poluição devido ao lançamento de esgotos brutos contendo matéria orgânica (domésticos e industriais).

O Quadro 03 apresenta a evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade da água estabelecidos a partir do modelo Streeter-Phelps.

Quadro 03 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade da água.

(continua)

Ano	Modelo	Características
1925	Streeter & Phelps	Modelo que representa o balanço entre OD e DBO definidos na forma de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem.
1963	Camp	Modelo de simulação de OD/DBO que modifica as equações originais adicionando os termos referentes à sedimentação e/ou ressuspensão, DBO do escoamento superficial e fotossíntese.
1964	Dobbins	Modelo de simulação no qual OD/DBO apresenta-se na forma de equações diferenciais de segunda ordem, considerando-se os efeitos da demanda bentônica, fotossíntese e respiração no acréscimo da taxa de OD.

Quadro 03 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

(continuação)		
Ano	Modelo	Características
1967	O'Connor	Modelo de simulação OD/DBO que utiliza equação onde os termos referentes à DBO carbonácea e DBO nitrificante estão separados.
1970	Dosag I	Modelo proposto pelo Texas Water Development Board (TWDB), que mostra, de forma integrada, que a equação de Streeter Phelps é aplicável à sistemas unidimensionais sem considerar os efeitos da dispersão.
1970	Dosag III	Modelo criado pela Environmental Protection Agency (EPA) que registra maior habilidade nos procedimentos de simulação e maior número de parâmetros simulados no Dosag I.
1970	QUAL-I	O modelo QUAL I, desenvolvido pelo F. D. Masch and Associates e TWDB, usa equações unidimensionais de dispersão-adevecção pela solução das diferenças finitas. Utiliza um elemento computacional padrão de um comprimento estabelecido através do sistema. Elementos computacionais com propriedades hidrológicas e físicas similares são agrupados no mesmo trecho.
1970	WASP	O modelo WASP (Water Analysis Simulation Program), desenvolvido pela EPA, permite simular os processos hidrodinâmicos e de qualidade de água em 1, 2 ou 3 dimensões para uma variedade de poluentes. Os processos de advecção, dispersão, fluxos de massa pontual e difusa, além de fluxos na fronteira de fundo são representados no modelo. O WASP também pode ser implementado com modelos de transporte hidrodinâmico e de sedimentos, os quais fornecem perfis de velocidade, temperatura, salinidade e fluxos de sedimentos. O WASP7, última versão lançada em 2013, é um aprimoramento do WASP original e contém a inclusão do modelo de diagênese sedimentar associado à modelo secundário avançado de eutrofização, que predita demanda de oxigênio pelo sedimento e fluxos de nutrientes a partir do sedimento de fundo.
Década 70	MIKE 11	O modelo Mike 11 foi desenvolvido pelo DHI (Danish Hydraulic Institute) para simulação de escoamentos, qualidade da água e transporte de sedimentos em estuários, rios, sistemas de irrigação, canais e outros corpos d'água. O módulo hidrodinâmico (HD) é o núcleo do sistema de modelagem e constitui a base para a maioria dos módulos, incluindo a previsão de cheias, advecção-dispersão, qualidade da água e módulos de transporte de sedimentos não-coesivos.
Década 70	ISIS	ISIS é um simulador hidrodinâmico completo, desenvolvido no Reino Unido por Hydraulics Research Wallingford (HR-Wallingford) e Sir William Halcrow and Partners, para modelagem de fluxos e níveis água em canais abertos e estuários. O módulo de qualidade da água do programa ISIS (ISIS Quality Water) é capaz de modelar uma gama de variáveis e processos de qualidade da água simultaneamente, que incluem: poluentes conservativos e não conservativos; coliformes, sal, temperatura da água, sedimento; balanço de oxigênio (OD e DBO); interações de oxigênio (água/sedimento); fitoplâncton; macrófitas; algas bentônicas, pH. A última versão lançada, ISIS v. 3.7, fornece uma série de novas funcionalidades e melhorias
1972	QUAL-II	O modelo Qual II é uma modificação do QUAL I desenvolvida pelo Water Resources Engineers, Inc. (WRE) sob contrato com a EPA. O modelo é aplicável para rios dendríticos e bem misturados. Pode simular variações temporais e espaciais de até treze parâmetros de qualidade de água em qualquer combinação desejada pelo usuário. O modelo assume que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão, são significativos somente ao longo da direção principal do fluxo (eixo longitudinal do rio ou canal). Pode ser operado em regime permanente ou dinâmico.
1974	SIMOX	O modelo Simox (Dissolved Oxygen Simulation Model), desenvolvido pelo CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente) para simulação de oxigênio dissolvido, inclui OD/DBO, bactéria (Lei de Chick) e uma substância conservativa. A versão mais recente também simula o decaimento de primeira ordem de nitrogênio e fósforo para representar sedimentação, absorção e transformação.
1974-1978	WQRRS	O modelo WQRRS (Water Quality for River-Reservoir Systems), desenvolvido pela CEIWR-HEC, é baseado nos modelos Qual-II e CE-QUAL-W2. Fornece abrangente simulação da qualidade da água para rios e reservatórios. O modelo consiste em três módulos distintos, mas integrável: módulo reservatório, módulo hidráulico e módulo de qualidade. Os três programas podem ser integrados para uma completa análise de qualidade da água da bacia hidrográfica. No módulo de qualidade, as taxas de transporte de parâmetros de qualidade podem ser representados para escoamentos aeróbios, e podem ser simuladas picos de cargas poluentes para escoamento estável ou instável. Simula OD, DBO, nutrientes, biomassa algal, temperatura, bactérias indicadoras, constituintes conservativos e não conservativos, produtividade de algas e nutrientes no reservatório, bem como interações de fluxo e temperatura no reservatório.

Quadro 03 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

(continuação)

1975	CE-QUAL-W2	O CE-QUAL- W2, desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual de Portland, Estados Unidos, é um modelo bidimensional (longitudinal e vertical), hidrodinâmico e de qualidade da água para rios, estuários, lagos, reservatórios e sistemas de bacias hidrográficas. Inclui temperatura, salinidade, ciclo de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo, fitoplanctons e bactérias. Vários níveis de complexidade são possíveis devido à organização modular das simulações de qualidade d'água. A versão atual do modelo é a versão 3.72 (lançada em 2015) com uma versão 4.0 alfa lançada.
1976	QUAL-II/SEMOG	O modelo QUAL-II / SEMOG é uma versão do QUAL-II desenvolvida pela WRE para o Conselho de Governos do Sudeste de Michigan (Southeast Michigan Council of Governments - SEMOG). Inclui modificações e aperfeiçoamentos feitos no modelo QUAL II desde o seu desenvolvimento original em 1972.
Final década 70	HSPF	O modelo HSPF (Hydrologic Simulation Program – Fortran) é um programa desenvolvido pela EPA para simulação hidrológica de bacia hidrográfica e de qualidade da água para poluentes orgânicos convencionais e tóxicos. O modelo combina as cargas de escoamento da bacia e cargas, transporte e transformação, nos rios, de OD/DBO, nutrientes, algas e pesticidas/tóxicos; e fornece histórico de tempo da taxa de vazão de escoamento, carga de sedimentos, concentrações de nutrientes e pesticidas, juntamente com histórico de tempo da quantidade e qualidade da água em qualquer ponto em uma bacia hidrográfica. O HSPF requer uma extensa gama de dados de entrada e coeficientes para parametrizar cada processo de qualidade e quantidade de água. As simulações detalhadas de ciclo de nutriente incluem nitrificação e desnitrificação, absorção de amônia e de ortofósforo, uptake (coletor ascendente de gás), vaporização e imobilização. As transformações de tóxicos no rio abrangem solubilidade, volatilização, fotólises, oxidação e biodegradação. Somente a variação em uma dimensão é considerada no corpo de água. O HSPF inclui três compartimentos de algas e considera a respiração, crescimento, assentamento e morte usando a cinética Michaelis-Menten.
Década de 80	SIMCAT	SIMCAT (Simulated Catchments), desenvolvido pela Agência de Meio Ambiente do Reino Unido, é um modelo estocástico determinístico, unidimensional, em regime permanente, que faz uso de técnicas de análise de Monte Carlo para simular dados de descargas pontuais e difusas ao longo de uma rede de cursos de água. O oxigênio dissolvido é representado por uma relação envolvendo temperatura, reaeração e decaimento da DBO.
Início década 80	TOMCAT	O modelo TOMCAT (Temporaly Overall Model for CATchments) foi desenvolvido pela companhia concessionária de água do Reino Unido, Thames Water. A conceituação do TOMCAT é essencialmente idêntica à do modelo SIMCAT, isto é, modelo estocástico unidimensional estacionário, com abordagem da técnica de Monte Carlo, permitindo, contudo, correlações temporais mais complexas.
1982	CE-QUAL-RIV1	O modelo CE-QUAL-RIV1 foi originalmente desenvolvido pela Universidade Estadual de Ohio em 1982 para a EPA. A versão de 1990 reflete as modificações feitas após 1982 pela Universidade Estadual de Ohio e pelo Laboratório Ambiental da Estação Experimental de Corpos D'água (Waterways Experiment Station - WES) do Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (United States Army Corps of Engineers - USACE). O modelo é hidrodinâmico e de qualidade da água unidimensional (longitudinal) e permite a simulação de sistemas fluviais ramificados com várias estruturas de controle hidráulico, tais como, eclusa de navegação, represa, regulação de barragem. Constituintes de qualidade da água incluem temperatura, OD, DBO carbonácea, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo ortofosfato, bactérias coliformes, ferro e manganês dissolvidos. Os efeitos de algas e macrófitas também estão incluídos.
1985	Qual2E	O QUAL2E, distribuído pela EPA, é um modelo unidimensional de estado permanente, usado freqüentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não-pontuais na qualidade da água de rios. Ciclos detalhados de OD/DBO e de nutrientes são simulados, considerando os efeitos de respiração de algas, reaeração e demanda de oxigênio de sedimentos. Os metais podem ser simulados arbitrariamente como constituintes conservativos ou não. Sua hidrodinâmica baseia-se na equação unidimensional de advecção-dispersão.
1985	MIKE BASIN	O modelo MIKE BASIN, desenvolvido pelo DHI, associa técnicas de simulação e modelagem em rede de fluxo e é estruturado em uma rede de arcos e nós digitalizada no ambiente do ArcView do Sistema de Informações Geográficas. A simulação das variáveis de qualidade da água é feita através de transporte no estado estacionário nos arcos do sistema. Dentre outras características do modelo, destacam-se seu rápido tempo de processamento e sua flexibilidade e facilidade na representação de sistemas hídricos. Para a solução da qualidade de água é considerado somente o transporte advectivo e o decaimento das concentrações pode ser modelado.

Quadro 03 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

		(continuação)
1987	SisBaHiA	O SisBaHiA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental) foi desenvolvido pela Coordenação de Programas de Pós Graduação em Engenharia (COPPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Trata-se de um sistema de modelos computacionais para previsão do escoamento ou movimento das águas e também para a previsão da qualidade das águas ou transporte de grandezas escalares qualificadoras em corpos de água naturais. Em sua versão 3.6 e superiores, o SisBaHiA oferece recursos para modelamentos de corpos de água com superfície livre sem estratificação vertical significativa. Nesta classe de corpos de água pode-se encontrar rios, canais, lagos, lagoas, reservatórios, estuários, baías e águas costeiras. Os Modelos de Qualidade de Água e Eutrofização (MQA) do SisBaHiA correspondem conjunto de modelos de transporte Euleriano, podendo ser aplicados para escoamentos 2DH, ou em camadas selecionadas de escoamentos 3D. Os MQA permitem simulação acoplada de até 11 parâmetros de qualidade da água e indicadores de eutrofização: sal, temperatura, OD-DBO, nutrientes compostos de nitrogênio e de fósforo e biomassa.
1989	DUFLOW	O modelo DUFLOW, desenvolvido pelo International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering (IHE) (atualmente denominado UNESCO-IHE, Institute for Water Education), Rijkswaterstaat (Public Works Department), Delft University of Technology, Agricultural University of Wageningen, permite simulação de escoamento não permanente unidimensional e qualidade da água em sistemas de canais abertos, podendo ser incluso controle de estruturas como diques, bombas, bueiros e sifões. O modelo possui diversas aplicações, tais como a propagação de ondas em estuários, ondas de cheias em rios e operação de sistemas de irrigação e drenagem e pode incluir parâmetros de qualidade da água. A parte de modelagem da qualidade da água foi incluído no DUFLOW em 1992, em sua versão 2.0.
Início década 90	SWAT	Soil Water and Analysis Tools (SWAT), modelo físico desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (United States Department of Agriculture - USDA), teve sua origem no modelo SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) - modificação do modelo hidrológico CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems). O SWAT pode ser usado na modelagem de bacias hidrográficas que não possuem dados de monitoramento disponíveis. O modelo opera em escala de tempo contínua e permite prognosticar o impacto de longo prazo das práticas de gestão de solo nos recursos hídricos e a produção de sedimentos e aplicação de produtos químicos nas plantações dentro dos grandes complexos de bacias hidrográficas. A última versão do modelo é a versão SWAT2012.
1991-1994	AQUASIM	O programa AQUASIM, desenvolvido pelo EAWAG (Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology), foi projetado para a identificação e simulação de sistemas aquáticos técnicos e naturais. O modelo realiza simulações, análises de sensibilidade, estimativa de parâmetros (usando dados medidos). O usuário pode especificar qualquer conjunto de variáveis de estado e processos de transformação do modelo.
1993	DELFT 3D	O modelo Delft 3D, desenvolvido pela WL Delft Hydraulics, permite uma abordagem multidisciplinar e cálculos em 3D para áreas costeiras, rios e estuários e pode realizar simulações de fluxos, transporte de sedimentos, ondas, qualidade da água, desenvolvimentos morfológicos e ecologia. O modelo é composto por um conjunto de módulos, agrupados em torno de uma interface mútua. Cada módulo pode ser executado de forma independente ou em combinação com um ou mais módulos. Em novembro/2015 será lançada uma nova marca do modelo, Delft3D Flexible Mesh Suite 2016, que incorpora inovações tecnológicas para simulações sobre malhas não estruturadas em 1D-2D-3D.
1995	HEC-HAS	O modelo HEC-HAS (Hydrological Engineering Center-River Analysis System), desenvolvido pelo HEC do USACE., possibilita a simulação unidimensional do escoamento em canais abertos, sob o regime permanente e não-permanente e também na condição de fundo móvel (transporte de sedimentos). A versão atual, HEC-HAS 5.0, lançada em 2015, permite a modelagem bidimensional do escoamento.

Quadro 03 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

		(conclusão)
1995-2000	SOBEK	SOBEK-RE, versão original do SOBEK, desenvolvido pela WL Delft Hydraulics em parceria com o Instituto de Gestão das Águas Interiores e Tratamento de Águas Residuais (Inland Water Management and Waste Water Treatment – RIZA) do governo da Holanda, constitui sistema de modelagem unidimensional projetado para sistemas fluviais simples e complexos e estuários. Pode ser usado para simular escoamento instável e constante, transporte de sedimentos, morfologia, intrusão salina e qualidade da água, com aplicações na resolução de problemas em matéria de navegação, previsão de inundações, estudos da poluição da água, estuários com água doce e salgada, estudos de mineração de areia, sedimento e morfologia. SOBEK 2 apresenta três linhas básicas de produtos, SOBEK-River, SOBEK-Rural e SOBEK-Urban, sendo cada uma composta por diferentes módulos para simular aspectos específicos do sistema de água, podendo funcionar separadamente ou em combinação. O SOBEK 3 é o sucessor agregado do SOBEK-River, DUFLOW e SOBEK-RE.
1997	PC-QUASAR	O modelo PC-QUASAR, desenvolvido pelo CEH (Center for Ecology & Hydrology), permite fácil comparação entre o estado existente do rio e que existiria depois de uma mudança planejada ou um evento não planejado que tivesse ocorrido na rede fluvial. O modelo descreve as mudanças na qualidade da água ao longo do tempo e permite monitorar episódios de poluição à jusante. O modelo apresenta dois modos de execução: modo de planejamento e modo de previsão dinâmica. O modo de planejamento pode produzir dados de frequência e distribuição cumulativas de vazão e qualidade em locais de interesse. O modo dinâmico (previsão) fornece perfis de vazão e qualidade da água ao longo do sistema fluvial ou contra o tempo em qualquer alcance de interesse. O modelo permite simular vazão do rio, pH, nitrato, temperatura, Escherichia Coli, DBO, OD, poluente conservativo ou traçador.
2002	AQUATOX	AQUATOX é um modelo de simulação para sistemas aquáticos, desenvolvido pela EPA, que prevê o destino de nutrientes, sedimentos e produtos químicos orgânicos em corpos d'água, bem como os seus efeitos diretos e indiretos em organismos residentes. Simula a transferência de biomassa e produtos químicos a partir de um compartimento do ecossistema para outro. O modelo simula múltiplos estressores ambientais (incluindo nutrientes, cargas orgânicas, sedimentos, substâncias químicas tóxicas e temperatura) e seus efeitos sobre as comunidades de algas, macrófitas, invertebrados e peixes. AQUATOX pode ajudar a identificar e compreender as relações de causa e efeito entre a qualidade química da água, do ambiente físico e a vida aquática. Pode representar uma variedade de ecossistemas aquáticos, incluindo lagos verticalmente estratificados, reservatórios e lagoas, rios e córregos e estuários. A versão 3.1 do modelo contém várias melhorias em relação às versões anteriores que melhoram a interface e utilidade do modelo.
2003 (versão beta)	QUAL 2K	O modelo QUAL2K é uma versão modernizada do modelo QUAL2E e apresenta na sua estrutura os seguintes novos elementos: modelo segmentado, especificação da DBO carbonácea, ambientes anóxicos, interações água-sedimento, algas inferiores, redução da luz, pH (potencial hidrogeniônico), patógenos.
2005	EDP-RIV1	O modelo EDP-RIV1, desenvolvido pela Divisão de Proteção Ambiental do Departamento de Recursos Naturais da Geórgia (Georgia Environmental Protection Division of the Georgia Department of Natural Resources) e pela EPA, baseia-se no modelo CE-QUAL-RIV1. Consiste num sistema de programas para executar simulações unidimensionais hidrodinâmicas e de qualidade da água, com a finalidade de analisar as condições existentes e realizar alocações de carga de resíduos. O modelo pode representar com sucesso sistemas de rios dendríticos ou ramificados e pode lidar com influências de marés de jusante, efeitos à jusante de lagos, captações de água dinâmicas, operações de vertedouro de barragem e eventos de tempestade. O modelo permite simular interações de 16 variáveis de estado, incluindo temperatura da água, espécies de nitrogênio (ou DBO nitrogenada), espécies de fósforo, OD, demanda de oxigênio carbonácea, algas, ferro, manganês, bactérias coliformes e dois componentes arbitrários. Além disso, o modelo pode simular os impactos de macrófitas sobre OD e ciclagem de nutrientes.
2007	QUAL-UFMG	O modelo QUAL-UFMG, desenvolvido por Marcos Von Sperling da Universidade Federal de Minas Gerais para o ambiente computacional da planilha Microsoft Excel, possibilita a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL2EU, desenvolvido pela EPA. O QUAL-UFMG torna possível uma simulação rápida e simples das variáveis DBO, OD, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes.

Fonte: Roesner, Giguere e Evenson (1981); Ditoro, Fitzpatrick e Thomann (1983); Bittencourt *et al.* (1996); Reichert (1998); Lima (2001); Palmer (2001); Baban e Foster (2002); COX (2003); Araújo (2005); Albertin, Mauad e Daniel (2006); UNESCO-IHE *et al.* (1995); UNESCO-IHE (2007); Von Sperling (2007); JACOBS (2007); DHI (2009); Clough (2009); Hawkins *et al.* (2010); Graciosa (2010); Kalburgi, Shivayogimath e Purandara (2010); Neitsch *et al.* (2011); CEH (2015); COPPE (2015), CQRG (2015); DELTARES (2015a, 2015b); CH2MHILL (2015); EPA (2015a, 2015b); HEC (2015); Rosman (2015); USGS (2015) (adaptados).

O modelo QUAL2E, desenvolvido na década de 80 pela Tufts University em parceria com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), é largamente utilizado mundialmente, em função da sua versatilidade, fácil compreensão e aplicação na simulação da qualidade da água em rios (GASTALDINI; OPPA, 2011; MOURÃO JR., 2010; VON SPERLING, 2007). Diversos autores utilizam o modelo Qual2E como ferramenta de suporte para o gerenciamento de recursos hídricos, possibilitando o diagnóstico e prognóstico da qualidade de corpos hídricos (GASTALDINI; OPPA, 2011; NAHON *et al.*, 2009; KNAPIK *et al.*, 2011; LIMA, 2001; PALMIERI, 2003; PEREIRA; MENDONÇA, 2005; PALIWAL *et al.*, 2007; AZEVEDO *et al.*, 1998).

Vale ressaltar que o modelo QUAL2K, desenvolvido pela Universidade de Tufts, é uma versão modernizada do modelo QUAL2E e inclui na sua estrutura de funcionamento novos elementos como: implementação dentro do ambiente Microsoft Windows e uso do programa Microsoft Excel como interface gráfica do usuário; possibilidade de variação do tamanho do elemento computacional de trecho para trecho; engloba ambientes anóxicos, reduzindo as reações de oxidação a zero em baixos níveis de oxigênio; modelagem da desnitrificação como uma reação de primeira ordem que ocorre em baixas concentrações de oxigênio; simulação direta de agrupamentos de algas inferiores; cálculo da redução da luz em função de fitoplâncton, detritos e sólidos inorgânicos; cálculo do pH do rio em função da alcalinidade e carbono inorgânico; simulação de um patógeno genérico. De forma similar ao seu precursor, o QUAL2K pode ser aplicado na simulação da qualidade da água em córregos e rios, para sistema unidimensional e de regime permanente não uniforme (CHAPRA; PELLETIER; TAO, 2008).

O modelo QUAL-UFMG é uma adaptação ao modelo QUAL2E, desenvolvido em planilha do programa computacional Excel por Von Sperling (2007). Em função da opção pelo emprego, neste estudo, do modelo QUAL-UFMG, a seção subsequente terá como foco uma abordagem conceitual simplificada desse modelo.

3.2.1.1. Modelo QUAL-UFMG

Von Sperling (2007) desenvolveu em planilha do programa computacional Excel o modelo QUAL-UFMG, adaptação ao modelo QUAL2E. O QUAL2E é um modelo unidimensional, que trabalha com a condição de regime permanente não uniforme e utiliza os mecanismos de advecção e dispersão para transporte dos constituintes, sendo estes avaliados apenas ao longo da direção longitudinal, sentido predominante do fluxo (BROWN; BARNWELL, 1987). O modelo QUAL-UFMG apresenta algumas simplificações em relação ao QUAL2E, quais sejam:

- O modelo não considera as algas e todas suas inter-relações com os demais constituintes, visto que a representação dos processos que envolvem as algas é extremamente complexa e a determinação dos valores dos coeficientes é complicada. No entanto, a maioria dos estudos que aplicam os demais modelos para simulação da qualidade da água desconsidera essa componente, já que as algas são mais importantes na simulação de ambientes lênticos.
- Os perfis de concentração dos constituintes simulados são calculados assumindo-se as hipóteses de que a dispersão longitudinal é nula e o transporte de constituintes ocorre inteiramente pela advecção. De acordo com a EPA (1985) e Von Sperling (2007), em determinadas circunstâncias, a dispersão longitudinal em rios pode ser desprezada com um efeito muito pequeno sobre as distribuições das concentrações previstas, assumindo-se entrada contínua do poluente e condições estacionárias.
- O modelo pressupõe uma mistura lateral perfeita e instantânea no local dos lançamentos ou contribuições pontuais, como entrada de efluentes domésticos ou tributário. Von Sperling (2007), Eiger (2003b) e Rutherford (1994) observam que, de fato, existe a necessidade de uma distância de percurso para que a mistura completa seja atingida na seção transversal do rio, cuja estimativa é usualmente bastante complexa. Adicionalmente, deve-se observar que a extensão desta zona

de mistura é normalmente pequena quando comparada as extensões, objetos de simulação.

- O modelo emprega o método de integração numérica de Euler (método apresentado em trabalhos como Franco (2007), Mirshawka (1981) e Campos Filho (2001)), método simples para resolução das equações diferenciais ordinárias utilizadas na construção dos perfis longitudinais de concentração dos constituintes simulados pelo modelo. Apesar do método de Euler demandar pequenos passos de integração, de forma a se evitar imprecisões e instabilidade numérica, o modelo QUAL-UFMG não demanda tempos de processamento relevantes.

De forma similar ao modelo QUAL2E, a estrutura conceitual do QUAL-UFMG consiste na segmentação do rio ou parte do sistema fluvial em trechos com características hidráulicas semelhantes, sendo que cada trecho pode ser subdividido em elementos computacionais de mesmo tamanho, considerados como reatores de mistura completa, com as mesmas propriedades hidrogeométricas e taxas de reações físicas e bioquímicas. Para cada elemento computacional (volume de controle), efetua-se um balanço hidráulico em função das vazões e um balanço de massas para cada constituinte simulado, permitindo representar a evolução da qualidade da água ao longo do trecho simulado.

As planilhas do modelo QUAL-UFMG permitem modelar ao longo do rio os parâmetros DBO, OD, nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes (fecais ou E. coli). O modelo incorpora os fenômenos, mecanismos e processos interagentes no balanço do OD, levando-se em conta a desoxigenação, reaeração atmosférica, sedimentação da matéria orgânica, consumo de oxigênio pela nitrificação, cargas difusas internas sem vazão (demanda do sedimento, fotossíntese e respiração) e externas.

O modelo QUAL-UFMG possibilita simulações rápidas e simples e tem sido aplicado por diversos pesquisadores na modelagem de qualidade da água.

Salla *et al.* (2013) avaliaram, por meio do modelo QUAL-UFMG, a capacidade de autodepuração do rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do rio Dourados, considerando: a) as contribuições reais do córrego Brejo Alegre em período de estiagem; b) dois cenários que levam em conta as cargas poluidoras estimadas da estação de tratamento de esgoto; e c) a baixa capacidade de diluição do rio, para o qual assumiu-se a vazão $Q_{7,10}$. A simulação na estiagem apresentou calibração aceitável, tendo em vista a otimização dos coeficientes, o que evidenciou a prevalência da desoxigenação por demanda carbonácea sobre a nitrificação e a importância da reaeração natural no processo de autodepuração. Dentre os parâmetros que foram modelados (OD, DBO₅, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo, E-coli), apenas a DBO não atendeu os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005 em toda a extensão do rio.

Teodoro *et al.* (2013) desenvolveram um trabalho no intuito de incorporar às planilhas de simulação do modelo QUAL-UFMG algumas equações para determinação de vazão de diluição e cobrança pelo lançamento de efluentes. Foram simulados cenários hipotéticos de qualidade da água para estimar a capacidade de autodepuração e diluição de efluentes no rio Taquarizinho, em Mato Grosso. Os resultados indicaram que o modelo permite estimar com versatilidade as vazões de diluição requeridas pelos lançamentos, oferecendo o suporte necessário para estimar os custos associados ao tratamento dos efluentes, variando-se as vazões de referência, enquadramento e carga orgânica lançada no rio. Os autores concluíram que o rio Taquarizinho possui uma elevada capacidade de autodepuração e que suas águas são capazes de suportar a instalação de empreendimentos de grande porte, como matadouros e curtumes.

Costa e Teixeira (2010) aplicaram o modelo QUAL-UFMG para avaliar a qualidade das águas do ribeirão do Ouro, em Araraquara-SP. Baseada na simulação dos perfis de concentração de OD e DBO ao longo da seção longitudinal do rio, foram determinadas as zonas de autodepuração e verificados o atendimento aos padrões de qualidade de águas estabelecidos na Resolução CONAMA N° 357/2005 para os referidos parâmetros. Por meio de

trabalhos de campo e aplicação do modelo, os autores verificaram que há significativo impacto ambiental negativo no ribeirão do Ouro, causado pelo lançamento de matéria orgânica proveniente principalmente de efluentes industriais.

Lume (2013) desenvolveu pesquisa para avaliar os impactos do lançamento de cargas poluidoras, bem como analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental necessárias à bacia do rio Benevente-ES. Esta pesquisa compõe o relatório diagnóstico inserido no estudo de enquadramento dos corpos de água para a bacia do rio Benevente. Foi aplicado o modelo QUAL-UFMG para modelagem dos parâmetros OD, DBO, coliformes termotolerantes e séries de nitrogênio e fósforo. Foram considerados 07 (sete) cenários para simulação da qualidade da água, considerando projeção populacional, diferentes condições de tratamento de esgoto relacionadas à remoção de matéria orgânica, coliformes termotolerantes, nitrogênio e fósforo. Nas simulações da qualidade da água foi empregada vazão de referência Q_{90} . Lume (2013) concluiu que, de maneira geral, os resultados da modelagem apresentaram qualidade da água muito boa para a bacia do rio Benevente.

Von Sperling (2008) avaliou a qualidade da água do rio Una e principais tributários, por meio de trabalhos de campo e simulações matemáticas utilizando o modelo QUAL-UFMG, buscando caracterizar o impacto da futura reversão dos efluentes das Estações de Tratamento de Esgoto de Iguaba Grande, São Pedro da Aldeia e Cabo Frio para a bacia do Una. Foram simulados os parâmetros OD, DBO, nitrogênio total e frações (N orgânico, amônia, nitrito e nitrato), fósforo total e frações (P orgânico e P inorgânico) e coliformes termotolerantes (fecais). O autor estabeleceu vários cenários de simulação, objetivando avaliar possíveis situações que poderiam ocorrer no futuro. Para cada simulação, foram gerados gráficos dos perfis de concentração e avaliado o atendimento aos padrões de qualidade para corpos d'água Classe 2, segundo a Resolução CONAMA N° 357/05. A partir dos resultados gerais das simulações realizadas, Von Sperling (2008) concluiu que a despoluição da bacia do Una, com o controle das atividades atualmente existentes, seria o principal instrumento para se atingir a meta de boa

qualidade da água nos rios estudados. Adicionalmente, indicou que o rio Una e os tributários receptores dos esgotos devem ser analisados de forma mais profunda, não apenas em termos de sua classificação automática como Classe 2, mas em função dos seus reais usos pretendidos, o que constitui a base para o futuro enquadramento dos referidos corpos d'água.

Devido à finalidade do presente estudo, serão oferecidas, na seção subsequente, maiores informações acerca da modelagem dos parâmetros OD e DBO.

3.3. POLUIÇÃO POR MATÉRIA ORGÂNICA E AUTODEPURAÇÃO DOS CORPOS HÍDRICOS

Von Sperling (2005, 2007) e Jordão e Pessôa (2009) relatam que o decréscimo de oxigênio dissolvido após o lançamento de esgotos se constitui ainda em um dos principais problemas de poluição hídrica nos países em desenvolvimento.

De acordo com os resultados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008 (IBGE, 2010), a prestação do serviço de esgotamento sanitário é a que apresenta a menor abrangência municipal dentre os serviços de saneamento, identificando-se a inexistência de rede coletora de esgoto em 2.495 municípios (44,8% dos municípios brasileiros). Dos municípios brasileiros que realizam coleta de esgoto, menos de 1/3 efetuam tratamento de esgoto. Dados do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2013 (BRASIL, 2014) apontam que, para a estimativa dos esgotos gerados em 2013, o índice médio de tratamento de esgotos do País chega a 39 % e 69,4% para os esgotos que são coletados.

Adicionalmente ao lançamento de esgotos domésticos, efluentes industriais, cargas difusas decorrentes da drenagem de solos urbanos e agrícolas, a mineração, a disposição inapropriada de resíduos sólidos e o manejo inadequado do solo representam fontes de poluição, com escala nacional, que contribuem significativamente para a depreciação da qualidade da água em praticamente todas as regiões hidrográficas no Brasil (ANA, 2005).

O aporte de matéria orgânica nos corpos hídricos acarreta, indiretamente, o consumo de oxigênio dissolvido em função dos processos biológicos de estabilização dos compostos da matéria orgânica. De acordo com Jordão e Pessoa (2009), para o desenvolvimento de peixes de melhor qualidade, os rios demandam, de maneira geral, cerca de pelo menos 50% de concentração de saturação de OD, que significa manter uma concentração mínima de OD em torno de 4 mg/l.

Nesse contexto, a qualidade de vida de um rio é expressa, principalmente, em termos de quantidade de oxigênio dissolvido no meio líquido e por sua capacidade em minimizar os teores de matéria orgânica por meio de processos naturais, físicos e bioquímicos. O processo natural de recuperação do equilíbrio dos corpos de água poluído é denominado autodepuração. Portanto, a degradação da matéria orgânica se constitui num processo biológico integrante do mecanismo de autodepuração, havendo neste balanço entre fontes de consumo e fontes de produção de oxigênio (BRAGA *et al.*, 2005).

Von Sperling (2005, 2007) ressalta a relatividade do conceito de autodepuração, visto que não existe uma depuração absoluta do corpo de água (o reequilíbrio é estabelecido, mas em condições diferentes das anteriores). Assim, a água pode ser considerada depurada quando suas características estiverem condizentes com os padrões legais definidos, conforme o uso previsto para cada trecho do corpo hídrico, ou seja, com a classe de enquadramento estabelecida.

Observa-se, ainda, que a Resolução CONAMA N° 357/2005 estabelece que os valores limites de $DBO_{5,20}$ para as águas doces de Classes 2 e 3 poderão ser ultrapassados, desde que estudos da capacidade de autodepuração do corpo receptor comprovem que as concentrações mínimas de OD previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura.

A poluição orgânica de um corpo d'água pode ser avaliada pelo decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido e/ou pela concentração de matéria orgânica em termos de concentração de oxigênio requerido para sua

metabolização (BRAGA *et al.*, 2005; RIBEIRO, 2006). Nesse sentido, Eiger (2003a) sugere que, dentre os constituintes mais relevantes em termos de avaliação do impacto na qualidade de água, destacam-se a DBO e OD.

A DBO é uma variável de qualidade de água que permite quantificar indiretamente a matéria orgânica biodegradável em um meio líquido, sendo, portanto, um indicador de qualidade d'água muito utilizado quando as cargas despejadas no corpo d'água são orgânicas (TUCCI, 2005). Defini-se a DBO como a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar a matéria orgânica carbonácea, presente numa amostra, por meio de processos bioquímicos, após um determinado tempo. Convencionou-se uma DBO padrão, com teste de comparação no 5º dia à temperatura de 20°C, correspondente ao consumo de oxigênio exercido durante os cinco primeiros dias, expressa por $DBO_{5,20}$. Já a Demanda Última de Oxigênio (DBO_u) representa a quantidade máxima de OD necessário para a completa assimilação de material carbonáceo numa dada parcela de água (MOLENAAR, 1988; JORDÃO; PESSOA, 2009).

Segundo Tucci (2005), as condições de qualidade da água em um corpo d'água envolvem dois aspectos fundamentais: a) condições hidrológicas, que representam o estado do corpo d'água em relação a quantidade de água, sendo no rio retratada pela vazão; e b) condições de qualidade da água, que descrevem o estado do corpo hídrico em relação a qualidade da água, retratada pela carga de parâmetro de qualidade da água presente no sistema, correspondente a concentração desse parâmetro associada à vazão. A concentração isoladamente não tem representatividade espacial e temporal, uma vez que a mesma se modifica com a vazão.

Eiger (2003b) ressalta a relevância de se conhecer antecipadamente os tipos e magnitude dos prejuízos que o lançamento de cargas poluidoras pode causar nos sistemas aquáticos, de forma que se possa prever zonas de segurança dentro das quais o corpo d'água apresente padrões de qualidade compatíveis com os usos pretendidos, bem como zonas críticas de poluição, nas quais medidas devem ser tomadas para melhorar a qualidade da água ou mesmo restringir o seu uso. Os modelos matemáticos de simulação da qualidade da água podem auxiliar nesse processo, visto que permitem simular os processos

de autodepuração no corpo d'água e, conseqüentemente, possibilitam prognosticar os impactos decorrentes do lançamento de carga poluidora e avaliar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental.

Destaca-se ainda que a simulação de escoamentos em corpos de água superficiais implica na adoção de um modelo que possibilite resolver o sistema de equações que rege determinado escoamento, bem como o transporte de poluentes que nele ocorrer. A hidrodinâmica dos rios e canais lida com fenômenos nos quais apenas os princípios de conservação da massa de água e do momentum são relevantes (EIGER, 2003b).

O processo físico de transporte de constituinte no corpo hídrico, ao longo do tempo e do espaço, acontece em decorrência dos mecanismos de advecção, difusão e dispersão (TUCCI, 2005). Von Sperling (2007) destaca que, em geral, as mudanças nas concentrações dos constituintes ao longo do percurso no rio ocorrem em função de processos físicos de advecção e difusão e processos bioquímicos e físicos de conversão.

O estudo de perfis de concentração no curso d'água deve ocorrer por meio de abordagem tridimensional, visto que o transporte de constituintes oriundos da difusão e dispersão se desenvolve nas direções longitudinal, vertical e transversal. Contudo, nos rios, normalmente adota-se a hipótese de escoamentos unidimensionais, ou seja, assumi-se que as variações de concentrações das substâncias ocorrem apenas longitudinalmente, direção predominante em rios, sendo a advecção o seu principal mecanismo de transporte (EIGER, 2003b; VON SPERLING, 2007).

De acordo com Thomann e Mueller (1987), o princípio fundamental em descrever a descarga de substâncias residuais em rios, a partir de fontes pontuais (como entrada de efluentes e tributários), é escrever uma equação de balanço de massa para vários trechos do rio. O balanço de massa no rio ou em um segmento deste, retratados por um volume de controle/reator, representa quantitativamente todos os constituintes que entram, saem e se acumulam nesse volume/reator, sem que a massa seja criada ou destruída (VON SPERLING, 2007). Assim, o balanço de massa relativo a um determinado

constituente de interesse abrangerá processos analisados dentro de um volume de controle, como entrada, transporte e reações que resultam no aumento ou decaimento da concentração do constituinte (ALBERTIN, 2008).

O caráter conservativo ou não conservativo de um constituinte transportado em um corpo d'água influencia no seu balanço de massa. Substâncias conservativas (como cloreto de sódio) têm sua distribuição espacial e temporal afetada apenas por processos físicos de transporte, não havendo perdas devido a reações com outros constituintes ou com o meio fluido receptor (EIGER, 2003b). Portanto, não há alteração de concentração do constituinte em trecho de rio entre tributários ou descargas de efluentes (THOMANN; MUELLER, 1987). Já para as substâncias não conservativas (como OD e DBO), deve ser considerado os processos cinéticos de mudança da concentração do constituinte com o tempo, sendo um pressuposto útil assumir que a mudança ocorre de acordo com uma reação de primeira ordem, ou seja, a taxa de alteração da concentração da substância é proporcional à concentração em qualquer tempo (THOMANN; MUELLER, 1987; VON SPERLING, 2007).

Nesse contexto, a concentração de OD no curso d'água é decorrente de um balanço entre as quantidades consumida, produzida, introduzida e a massa resultante do meio. Segundo Von Sperling (2005, 2007), os principais fenômenos interagentes no balanço entre as fontes de consumo e produção de oxigênio, podem ser assim sumarizados:

a) Quanto ao consumo de oxigênio:

- **Oxidação da matéria orgânica:**

A oxidação da matéria orgânica carbonácea corresponde ao principal fator de consumo de oxigênio no corpo d'água (CHAPRA, 2008). Na oxidação de fração solúvel e em suspensão finamente particulada de matéria orgânica presente na massa líquida, as bactérias (principalmente as heterotróficas aeróbias) consomem o oxigênio dissolvido pelo processo de respiração e convertem a matéria orgânica (decomposição da DBO) em compostos simples e estáveis, como água e gás carbônico. Já a matéria

orgânica em suspensão/particulada tende a se sedimentar no corpo d'água, constituindo a camada de lodo de fundo (depósito bentônico), que auxilia na redução da DBO na massa líquida. O revolvimento de material sedimentado pode gerar reintrodução de DBO na água sobrenadante.

- **Demanda bentônica ou demanda do sedimento:**

Os depósitos bentônicos nos corpos hídricos são resultantes do transporte e deposição de material orgânico, que pode ser originário tanto de fontes externas, como serapilheira e carga de DBO decorrente de águas residuárias, como de fontes internas, tal como acontece com o crescimento de plantas aquáticas (EPA, 1985).

A camada de lodo de fundo apresenta normalmente uma camada superficial aeróbia (com espessura não superior a alguns milímetros) e uma camada inferior anaeróbia. A demanda de oxigênio pelo próprio lodo ocorre na camada superficial do mesmo, por meio da decomposição da matéria orgânica pelos organismos aeróbios nela presentes. A taxa de oxidação da matéria orgânica é bastante lenta, comparada com as taxas usuais de desoxigenação carbonácea da matéria dissolvida ou suspensa, com magnitude de 1 a 5% destas, ou seja, o lodo precisa de vários anos para se estabilizar.

Além disso, o consumo de oxigênio pode ser exercido para satisfazer a demanda química de subprodutos da decomposição anaeróbia proveniente das camadas mais profundas do lodo e que se difundem na água sobrenadante. Pode ocorrer ainda um consumo de oxigênio pelos gases produzidos pela decomposição anaeróbia, que sofrem um processo físico de absorção do oxigênio para o interior das bolhas por meio da interface gás-água.

É relevante destacar que a representatividade da demanda bentônica e do revolvimento do lodo no balanço do oxigênio dissolvido depende de vários fatores que interagem concomitantemente e, muitos deles, de quantificação complicada.

- **Nitrificação:**

O processo de nitrificação (oxidação da matéria nitrogenada), no qual a amônia é oxidada a nitritos e estes a nitratos, ocorre em alguns sistemas de tratamento de esgoto, podendo ocorrer também em cursos d'água. Nesses processos de conversão, microorganismos quimioautótrofos consomem oxigênio do meio líquido, sendo esse consumo denominado de demanda nitrogenada.

Nos esgotos domésticos brutos, as formas predominantes do nitrogênio são o nitrogênio orgânico e a amônia. Em etapa final do tratamento de esgotos, a quantidade de nitrogênio orgânico é usualmente baixa, devido ao processo de amonificação, onde o mesmo é parcialmente convertido a amônia, podendo essa conversão se estender ao longo do curso d'água receptor. Portanto, a quantidade de amônia a ser oxidada é função de todo balanço dessa substância no curso d'água e não apenas da concentração inicial no ponto de mistura.

b) Quanto a produção de oxigênio:

- **Reaeração atmosférica:**

A reaeração atmosférica, normalmente, é o principal fenômeno responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido. Nos cursos d'água onde os teores de OD são menores que os de saturação, função dos processos de oxidação da matéria orgânica que ocasionam déficit de oxigênio no meio líquido, ocorre transferência de oxigênio através das interfaces, principalmente na direção gás-líquido, para restabelecimento do equilíbrio dinâmico da concentração de saturação do OD na fase líquida, por meio de mecanismos de difusão molecular e/ou turbulenta.

- **Fotossíntese:**

A principal consequência dos processos fotossintéticos pelos seres autotróficos, na síntese de matéria orgânica, é a liberação de oxigênio puro. Águas com certa turbidez ocasionam menor penetração de energia

luminosa, reduzindo a possibilidade de presença de algas e diminuindo, conseqüentemente, a fotossíntese. Corpos d'água lênticos apresentam condições mais favoráveis ao desenvolvimento do fenômeno da fotossíntese comparados aos rios, visto que nos primeiros há condições melhores para o crescimento de algas.

Nas duas seções subseqüentes são apresentados duas abordagens simplificadas para simulação das concentrações de DBO e OD em rios e canais, assumindo-se condições aeróbias e estado permanente no corpo d'água, com regime de fluxo em pistão (THOMANN; MUELLER, 1987; EIGER, 2003a; VON SPERLING, 2007). Nessas abordagens são considerados os dois principais fatores interagentes no balanço de OD: a) mecanismos de consumo de OD pela decomposição da DBO carbonácea e b) produção de OD pelo processo de reaeração atmosférica, considerando-se também a contribuição por carga difusa externa de DBO sem acréscimo de vazão. Outros mecanismos e fenômenos que podem ser incorporados ao modelo, mas que não foram considerados em função dos objetivos deste trabalho, como a sedimentação da matéria orgânica, nitrificação, demanda bentônica e fotossíntese/respiração, têm sua discussão apresentada em trabalhos como os reportados por EPA (1985), Thomann e Mueller (1987), Von Sperling (2007) e Chapra (2008).

3.3.1. Cinética da Desoxigenação

A desoxigenação ao longo do tempo no meio líquido, devido a metabolização bioquímica da matéria orgânica, pode ser expressa pelo decaimento da DBO. O processo de decaimento da DBO carbonácea pode ser representado por uma reação cinética de primeira ordem (EPA, 1985; THOMANN; MUELLER, 1987; MOLENAAR, 1988; EIGER, 2003a; VON SPERLING, 2007; CHAPRA, 2008), conforme a equação (01) (VON SPERLING, 2007).

$$\frac{dL}{dt} = -K_d \cdot L \quad (01)$$

Na expressão (01):

L: concentração de DBO remanescente em um tempo, t, qualquer (mg/L);

t: tempo (d);

K_d : coeficiente de decomposição da matéria orgânica no rio (d^{-1}).

Na equação (01), a taxa de oxidação da matéria orgânica é proporcional a concentração de DBO ainda remanescente na massa líquida em um tempo qualquer. Integrando-se a equação (01) num intervalo de tempo entre $t = 0$ e um tempo t qualquer, obtêm-se:

$$L = L_0 \cdot e^{-K_d \cdot t} \quad (02)$$

Na equação (02):

L_0 : concentração de DBO remanescente em $t = 0$ (mg/L).

Na modelagem de OD, os cálculos são baseados na demanda última de oxigênio e não na demanda de 5 dias (EPA, 1985; VON SPERLING, 2007). A conversão da DBO_5 para DBO_u é realizada por meio de fator de conversão, K_T , expresso por meio da equação (03) (VON SPERLING, 2007).

$$K_T = \frac{DBO_u}{DBO_5} = \frac{1}{1 - e^{-5 \cdot K_1}} \quad (03)$$

Na expressão (03):

K_T : constante para transformação da DBO_5 em DBO_u ;

DBO_u : concentração da demanda última de oxigênio, DBO última (mg/L);

DBO_5 : concentração da DBO_5 (mg/L);

K_1 : coeficiente de desoxigenação (d^{-1}).

Na equação (01), pode-se incorporar, uma dada parcela de carga de DBO decorrente de fonte difusa externa, sem acréscimo de vazão, sendo expressa por meio da equação (04) (THOMANN; MUELLER, 1987; VON SPERLING, 2007; CHAPRA, 2008):

$$\frac{dL}{dt} = -K_d \cdot L + L_{rd} \quad (04)$$

Na equação (04):

L_{rd} : taxa de entrada de DBO última difusa ($g/m^3 \cdot d$).

A solução analítica da equação (04) é expressa por meio da equação (05)

$$L = L_0 \cdot e^{-K_d \cdot t} + \frac{L_{rd}}{K_d} \cdot (1 - e^{-K_d \cdot t}) \quad (05)$$

3.3.1.1. Coeficiente de desoxigenação (K_1) e Coeficiente de decomposição da DBO (K_d)

Os coeficientes K_1 e K_d representam a taxa de decomposição da matéria orgânica carbonácea, sendo a determinação do primeiro realizada em laboratório e, do segundo, a partir de observações em campo. Normalmente, os coeficientes de decomposição nos rios tendem a ser maiores que os obtidos em laboratório, visto que a oxidação da DBO em frasco de ensaio é realizada apenas pela biomassa presente na massa líquida, enquanto que, no corpo d'água, é incorporado também a decomposição pela biomassa no lodo de fundo (VON SPERLING, 2007; CHAPRA, 2008; EPA, 1985).

Diversos são os fatores conhecidos que influenciam a taxa na qual o material carbonáceo é removido da coluna d'água, dentre os quais, os principais são a temperatura da água, a natureza do material carbonáceo, os fatores hidráulicos e a geometria do curso d'água (EPA, 1985).

A taxa à qual as bactérias oxidam a matéria orgânica é função da temperatura. O efeito da temperatura na taxa de desoxigenação pode ser apropriado por meio da equação (06) (EPA, 1985; THOMANN; MUELLER, 1987; VON SPERLING, 2007):

$$K_{(1,d)T} = K_{(1,d)20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (06)$$

Na expressão (06):

$K_{(1,d)T}$: K_1 ou K_d a uma temperatura, T, qualquer (d^{-1});

$K_{(1,d)20}$: K_1 ou K_d a uma temperatura $T = 20^\circ\text{C}$ (d^{-1});

T : temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$);

θ : coeficiente de temperatura.

A Tabela 01 apresenta valores de coeficiente de temperatura indicados por diversos autores. De acordo com EPA (1985), um valor de θ comumente utilizado é 1,047.

Tabela 01 – Valores do coeficiente de compensação de temperatura utilizados para decaimento da DBO carbonácea.

Fator de correção de temperatura (θ)	Limites de Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Referências (citados por EPA (1985))
1,047		Chen (1970), Harleman <i>et al.</i> (1977), Medina (1979), Genet <i>et al.</i> (1974), Bauer <i>et al.</i> (1979), Thomahn e Fitzpatrick (1982), JRB (1983), Bedford <i>et al.</i> (1983), Velz (1984), Roesner <i>et al.</i> (1981)
1,05		Crim e Lovelace (1973), Rich (1973)
1.03 – 1.06	(0 – 5) – (30 – 35)	Smith (1978)
1.075		Imhoff <i>et al.</i> (1981)
1.02-1.06		Baca e Arnett (1976)
1.04		Di Toro e Connolly (1980)
1.05 – 1.15	5 - 30	Fair <i>et al.</i> (1968)

Fonte: EPA, 1985 (adaptado).

Na Tabela 02 são apresentadas faixas de valores típicos dos coeficientes K_1 e K_d , indicados por Von Sperling (2007), relacionados com a profundidade do curso d'água e com a origem do efluente.

Tabela 02 – Valores típicos de coeficientes de remoção de DBO (K_1 e K_d) (base e, 20°C).

Origem	K_1	Rios rasos	Rios profundos
		K_d	K_d
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,35-0,50
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30-0,40	0,40-0,80	0,30-0,45
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,30-0,45
Curso d'água recebendo 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

Notas: rios rasos: profundidade inferior a cerca de 1,0 ou 1,5 m; rios profundos: profundidade superior a cerca de 1,0 ou 1,5 m.

Fonte: Fair *et al.* (1973), Arceivala (1981), *apud* Von Sperling (2007) (adaptado).

Observa-se na Tabela 02 que quanto maior o nível de tratamento do efluente, menor é a parcela de matéria orgânica mais facilmente estabilizada

biologicamente e, portanto, a taxa de degradação é mais lenta/menor. Os valores de K_1 e K_d se igualam quando considerados, minimamente, tratamento em nível secundário, visto que a matéria orgânica em suspensão sedimentável para esse nível de tratamento é inexistente ou inexpressiva, dependendo do tipo de tratamento empregado (VON SPERLING, 2005).

EPA (1985) e Thomann e Mueller (1987) apresentam formulações que permitem estimar K_d em função de características hidráulicas do corpo d'água (profundidade e vazão), conforme equações (07), (08) e (09).

$$K_d = 0,3 \cdot \left(\frac{H}{2,5}\right)^{-0,434} \quad (\text{para } H \leq 2,5 \text{ m}) \quad (07)$$

$$K_d = 0,3 \quad (\text{para } H > 2,5 \text{ m}) \quad (08)$$

$$K_d = 1,8 \cdot Q^{-0,49} \quad (\text{para } 0,3 \leq H \leq 10 \text{ m e } 0,15 \leq Q \leq 250 \text{ m}^3/\text{s}) \quad (09)$$

Nas expressões (07), (08) e (09):

H : profundidade do corpo d'água (m);

Q : vazão do corpo d'água (m^3/s).

Bosko (1966) estabelece uma relação de correspondência entre os valores de K_1 e K_d por meio de parâmetros hidráulicos do corpo d'água, expressa por meio da equação (10). Essa equação também é apresentada nos trabalhos de Eckenfelder Jr. (1970), EPA (1985), Molenaar (1988), Jorgensen e Bendoricchio (2001).

$$K_d = K_1 + n \left(\frac{U}{H}\right) \quad (10)$$

Na expressão (10):

U: velocidade do curso d'água (m/s);

H : profundidade do curso d'água (m);

n : coeficiente de atividade do leito, adimensional.

O coeficiente n é função da declividade do canal e apresenta valor de cerca de 0,1 em águas estagnadas ou em águas profundas que fluem muito lentamente

e, de 0,6 ou superior, em águas de fluxo rápido (BOSKO,1966). A Tabela 03 apresenta valores desse coeficiente em função da declividade.

Tabela 03 - Valores do coeficiente de atividade do leito em função da declividade do curso d'água.

Declividade (ft/mi)	n
2,5	0.1
5,0	0.15
10,0	0.25
20,0	0.4
50,0	0.6

Fonte: EPA (1985).

3.3.2. Cinética da Reaeração

A cinética da reaeração também pode ser representada por uma reação de primeira ordem, conforme equação (11) (THOMANN; MUELLER, 1987; MOLENAAR, 1988; EIGER, 2003a; VON SPERLING, 2007).

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 \cdot D \quad (11)$$

Na expressão (11):

D: déficit de oxigênio dissolvido, expresso pela diferença entre a concentração de saturação (C_s) e a concentração de OD em um tempo t (C) (mg/L);

t: tempo (d);

K_2 : coeficiente de reaeração (base e) (d^{-1}).

Substituindo $D = C_s - C$ na equação (11) e assumindo-se que a temperatura, salinidade e pressão são constantes no tempo ao longo do trecho do curso d'água sob análise, então C_s não varia no tempo ($\frac{dC_s}{dt} = 0$) (THOMANN; MUELLER, 1987; EIGER, 2003a), obtendo-se a equação (12).

$$\frac{dC}{dt} = K_2 \cdot (C_s - C) \quad (12)$$

Na equação (12), a taxa de absorção de OD é proporcional ao déficit na massa líquida em um tempo qualquer.

Assim, o perfil de concentração de OD em função do tempo pode ser calculado a partir do balanço de OD, combinando-se as equações de desoxigenação e reaeração, conforme equação (13).

$$\frac{dC}{dt} = K_2(C_s - C) - K_d \cdot L \quad (13)$$

A solução da equação (13) para $C = C_0$ quando $t = 0$ é expressa por meio da equação (14)

$$C = C_s - \left\{ \frac{K_d \cdot L_0}{K_2 - K_d} \cdot (e^{-K_d \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + (C_s - C_0) \cdot e^{-K_2 \cdot t} \right\} \quad (14)$$

Na equação (14), C_0 representa a concentração de oxigênio inicial (mg/L).

Destaca-se ainda que a concentração de saturação de oxigênio pode ser determinada a partir de considerações teóricas ou por meio de fórmulas empíricas, sendo a formulação proposta por Popel (1979) (equação (15)) usualmente empregada (VON SPERLING, 2007).

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \cdot 10^{-1} \cdot T + 7,9910 \cdot 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5} \cdot T^3 \quad (15)$$

Na equação (15), T representa a temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$). A influência da altitude na concentração de saturação de OD pode ser incorporada na equação (15) por meio da relação proposta por Qasim (1985) (equação (16)), apresentada por Von Sperling (2007).

$$f_A = C'_s / C_s = \left(1 - A / 9450 \right) \quad (16)$$

Na expressão (16):

f_A : fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude;

C'_s : concentração de saturação na altitude A , em metros (mg/L).

3.3.2.1. Coeficiente de reaeração (K_2)

A determinação do valor da constante cinética que regula o processo de reaeração atmosférica (K_2) é bastante complexa em um curso d'água, sendo

possível, contudo, estimá-lo por métodos estatísticos baseados, principalmente, na análise de regressão (VON SPERLING, 2007).

O processo de reaeração é função de variáveis hidráulicas do corpo d'água e também da temperatura da água (EPA, 1985; TUCCI, 2005). Na literatura, o coeficiente K_2 é frequentemente estabelecido empiricamente, para rios, como função da velocidade e da profundidade, por uma expressão que assume a forma da equação (17) (TUCCI, 2005):

$$K_2 = f \cdot U^i \cdot H^{-j} \quad (17)$$

Na equação (17):

U : velocidade do curso d'água (m/s);

H : profundidade da lâmina d'água (m);

f, i e j : coeficientes da equação.

O efeito da temperatura no coeficiente de reaeração, K_2 , pode ser expresso por meio da equação (18) (EPA, 1985; THOMANN; MUELLER, 1987; VON SPERLING, 2007).

$$K_{2T} = K_{220} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (18)$$

Na expressão (18):

K_{2T} : K_2 a uma temperatura, T , qualquer (d^{-1});

K_{220} : K_2 a uma temperatura $T = 20^\circ\text{C}$ (d^{-1});

T : temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$);

θ : coeficiente de temperatura.

De acordo com EPA (1985), na maioria das aplicações de modelagem, tipicamente são utilizados valores de θ na faixa de 1,022-1,024. Thomann e Mueller (1987) ressaltam que, na prática, o valor de 1,024 é frequentemente utilizado.

A Tabela 04 sumariza os valores do coeficiente de correção de temperatura para K_2 reportados em literatura técnica.

Tabela 04 – Valores do coeficiente de correção de temperatura utilizados para K_2 .

Coeficiente de Temperatura (θ)	Referências (citados por EPA (1985))
1,047, 1,016	Streeter, <i>et al.</i> (1926)
1,0241, 1,0226	Elmore e West (1961)
1,020, 1,024, 1,016	Dowming e Truesdale (1955)
1,018, 1,015, 1,008	Truesdale e Van Dyke (1958)
1,024	Churchill <i>et al.</i> (1962)
1,022	Tsivoglou (1967)
1,024	Comissão de investigação de Eng ^a Sanitária (1960)

Fonte: EPA, 1985 (adaptado).

EPA (1985) apresenta um compêndio de fórmulas teóricas e empíricas ou a combinação das duas, de diversos autores, que relacionam a taxa de reaeração com parâmetros hidráulicos do curso d'água, principalmente, velocidade e profundidade (Tabela 05).

Tabela 05 – Coeficientes de reaeração para córregos e rios.

(continua)

Autores	K₂, base e (1/d, 20°C)	Unidade	Aplicabilidade
O'Connor e Dobbins (1958)	$\frac{12.9 U^{0.5}}{H^{1.5}}$	U-fps H-ft	$1 \leq H \leq 30$; $0.5 \leq U \leq 1.6$; $0.05 \leq k_2 \leq 12.2$
Churchill <i>et al.</i> (1962)	$\frac{11.6 U^{0.969}}{H^{1.673}}$	U-fps H-ft	$2 \leq H \leq 11$; $1.8 \leq U \leq 5$
Owens <i>et al.</i> (1964)	$\frac{21.7 U^{0.67}}{H^{1.85}}$	U-fps H-ft	$0.1 U \leq 5$; $0.4 \leq H \leq 11$
Owens <i>et al.</i> (1964)	$\frac{23.3 U^{0.73}}{H^{1.75}}$	U-fps H-ft	$0,1 \leq U \leq 1.8$; $0.4 \leq H \leq 11$.
Langbein e Durum (1967)	$\frac{7.6 U}{H^{1.33}}$	U-fps H-ft	–
Isaac e Gaudy (1968)	$\frac{8.62 U}{H^{1.5}}$	U-fps H-ft	$0.6 \leq U \leq 1.6$; $0.5 \leq H \leq 1.5$
Parkhrst e Pomeroy (1972)	$\frac{48.4 (1 + 0.17F^2)(S.U)^{3/8}}{H}$	U-m/s S-m/m H-m	–
Negulescu e Rojanski (1969)	$10.9 \left(\frac{U}{H}\right)^{0.85}$	U-fps H-ft	–
Lau (1972b)	$2515 \left(\frac{u_*}{U}\right) \frac{U}{H}$	u _* -fps U-fps H-ft	–

Tabela 05 – Coeficientes de reaeração para córregos e rios.

(continuação)

Autores	K₂, base e (1/d, 20 °C)	Unidade	Aplicabilidade
Krenkel e Orlob (1962)	$\frac{234(U.S)^{4.80}}{H^{.66}}$	U-fps S-ft/ft H-ft	0.08 ≤ H ≤ 0.2
Krenkel e Orlob (1962)	$\frac{8.4 D_L^{1.321}}{H^{2.32}}$	D _L -ft ² /min H- ft	–
Padden e Gloyna (1971)	$\frac{6.9 U^{0.703}}{H^{1.054}}$	U-fps H-ft	9.8 ≤ k ₂ ≤ 28.8
Cadwallader e McDonnell (1969)	$\frac{336(U.S)^{0.5}}{H}$	U-fps S-ft/ft H- ft	–
Bansal (1973)	$\frac{4.67 U^{0.6}}{H^{1.4}}$	U-fps H-ft	–
Bennett e Rathbun (1972)	$\frac{106 U^{0.413} S^{0.273}}{H^{1.408}}$ $\frac{20.2 U^{0.607}}{H^{1.689}}$	U-fps S-ft/ft H- ft	–
Dobbins (1964)	$\frac{117(1 + F^2(U.S)^{0.375})}{(0.9 + F)^{1.5} H} \text{Cotg} \left[\frac{4.10 (U.S)^{0.125}}{(0.9 + F)^{0.5}} \right]$	U-fps H-ft S-ft/ft	–
Ice e Brown (1978)	$\frac{37 W^{2/3} S^{1/2} U^{7/6} g^{1/2}}{Q^{2/3}}$	W-ft S-ft/ft U-fps Q-ft ³ /sec	–

Tabela 05 – Coeficientes de reaeração para córregos e rios.

(continuação)

Autores	K ₂ , base e (1/d, 20 °C)	Unidade	Aplicabilidade
Mc Cutcheon e Jennings (1982)	$\frac{-\ln \left[1 - 2 \left(\frac{a I 24}{n (30.48 H)^2} \right)^{1/2} \right]}{I}$ $I = \begin{cases} 0.0016 + 0.0005 H & H \leq 2.26 \text{ ft} \\ 0.0097 \ln(H) - 0.0052 & H > 2.26 \text{ ft} \end{cases}$	H-ft a = 1.42(1.1) ^{T-20} T-°C	-
Long (1984)	$\frac{1.923 U^{0.273}}{H^{0.894}}$	U-m/sec H-m	-
Foree (1976)	0.30 + 0.19 S ^{1/2} , 25°C	S- ft/mi	0 ≤ S ≤ 42
Foree (1977)	<ul style="list-style-type: none"> • 0.888 (0.63 + 0.4 S^{1.15})q^{0.25}, 25°C Para 0.05 ≤ q ≤ 1 • 0.888(0.63 + 0.4 S^{1.15}), 25°C Para q > 1 • 0.42(0.63 + 0.4S^{1.15}), 25°C Para q < 0.05 	S-ft/mi q-cfs/mi ²	-
Tsvoglou and Wallace (1972)	0.054 $\frac{\Delta h}{t}$, 25°C	Δh-ft t-dias	-
Grant (1976)	0.09 $\left(\frac{\Delta h}{t} \right)$, 25°C	Δh-ft t-dias	2.1 ≤ k ₂ ≤ 55 1.2 ≤ S ≤ 70 ft/mi 0.3 ≤ Q ≤ 37 cfs

Tabela 05 – Coeficientes de reaeração para córregos e rios.

(conclusão)

Autores	K_2 , base e (1/d, 20 °C)	Unidade	Aplicabilidade
Grant (1978)	$0.06 \left(\frac{\Delta h}{t} \right), 25^\circ\text{C}$	Δh -ft t-dias	$0.01 \leq K_2 \leq 0.8$ $0.25 \leq U \leq 1.6$ fps $0.2 \leq S \leq 3.5$ ft/mi $260 \leq Q \leq 1030$ cfs
Shindala and Truax (1980)	<ul style="list-style-type: none"> • $0.08 \left(\frac{\Delta h}{t} \right), 25^\circ\text{C}$ Para $Q \leq 10$ cfs • $0.06 \left(\frac{\Delta h}{t} \right), 25^\circ\text{C}$ Para $10 < Q \leq 280$ cfs 	Δh -ft t-dias	–

Fonte: EPA, 1985 (adaptado).

Notas:

DL : coeficiente de dispersão longitudinal

F : número Froude $\left(F = U / (gH)^{0.5} \right)$

g : aceleração da gravidade

Δh : mudança na elevação do leito entre dois pontos

q : descarga do corpo d'água dividida pela área de drenagem

R: raio hidráulico

S: declividade

t: tempo de percurso entre dois pontos da medida Δh

U: velocidade do curso d'água

u_* : velocidade de cisalhamento ($u_* = \sqrt{gRS}$)

W: largura

Das fórmulas reunidas na Tabela 05, as mais utilizadas são as de O'Connor e Dobbins (1958), Churchill *et al.* (1962) e Owens *et al.* (1964) (EIGER, 2003, VON SPERLING, 2007, JORDÃO; PESSÔA, 2009). Von Sperling (2007) apresenta as expressões estabelecidas por esses pesquisadores com faixas de aplicabilidade ligeiramente modificadas a partir de Covar (apud EPA, 1985) (Tabela 06).

Tabela 06 - Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C).

Autores	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada (*)
O'Connor e Dobbins (1958)	$3,73 \cdot U^{0,5} H^{-1,5}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05 \text{ m/s} \leq U < 0,8 \text{ m/s}$
Churchill <i>et al.</i> (1962)	$5,0 \cdot U^{0,97} H^{-1,67}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8 \text{ m/s} \leq U < 1,5 \text{ m/s}$
Owens <i>et al.</i> (apud Branco, 1978)	$5,3 \cdot U^{0,67} H^{-1,85}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05 \text{ m/s} \leq U < 1,5 \text{ m/s}$

Notas: U: velocidade do curso d'água (m/s); H: altura da lâmina d'água (m); (*) Faixas de aplicabilidade adaptadas e ligeiramente modificadas de Covar (apud EPA, 1985).

Fonte: Von Sperling, 2007.

Eiger (2003a) e Von Sperling (2007) observam que os valores de K_2 , resultantes das formulações empíricas propostas por O'Connor e Dobbins (1958), Churchill *et al.* (1962) e Owens *et al.* (1964), podem variar amplamente, numa faixa com extremos próximos a $0,05 \text{ d}^{-1}$ (em cursos d'água mais profundos) e a 100 d^{-1} (em corpos d'água muito rasos).

De acordo com Von Sperling (2007), o coeficiente K_2 também pode ser correlacionado com a vazão do curso d'água, por meio da equação (19).

$$K_2 = m \cdot Q^n \quad (19)$$

Na equação (19):

Q : vazão do curso d'água (m³/s);

m, n : coeficientes da equação.

Os coeficientes m e n podem ser obtidos realizando-se análise de regressão entre os valores de K_2 e Q. A determinação de K_2 é efetuada por meio de equação empírica (no formato da equação (17)), empregando os valores de

velocidade e profundidade da série histórica dos dados fluviométricos disponíveis da região em estudo. Posteriormente, estabelece-se a equação de ajuste entre os valores de K_2 e os valores correspondentes de vazão Q . A formulação hidráulica aplicada deve refletir as condições da vazão estudada.

Von Sperling (2007) observa ainda que a correspondência entre K_2 e Q também pode ser obtida indiretamente aplicando-se as relações funcionais entre vazão e velocidade e entre vazão e profundidade (equações (20) e (21), respectivamente).

$$U = a \cdot Q^b \quad (20)$$

$$H = c \cdot Q^d \quad (21)$$

Nas expressões (20) e (21):

Q : vazão do curso d'água (m^3/s);

a, b, c e d : coeficientes das equações.

Além de variáveis hidráulicas, o coeficiente de reaeração em rios pode ser influenciado por fatores como surfactantes, sólidos em suspensão e vento; contudo, raramente, os efeitos desses fatores são incluídos em modelos de qualidade da água (EPA, 1985).

3.4. METODOLOGIA SUPORTE AO PROCESSO DE ENQUADRAMENTO

Apesar da base legal federal do instrumento de enquadramento dos corpos de água ter surgido há quase 40 anos, a sua efetiva implementação ainda é incipiente no Brasil. Algumas pesquisas têm sido desenvolvidas para a fundamentação e o aprimoramento de metodologias que subsidiem o processo de aplicação do enquadramento, como as reportadas por Andrade (2012), Gaspaldini e Oppa (2011), Formigoni *et al.* (2011b), Pizella e Souza (2007), Diniz *et al.* (2006a, 2006b), Silveira *et al.* (2003) e Porto (2002).

Na literatura técnica identificam-se propostas metodológicas que relacionam a distribuição das probabilidades de parâmetros de qualidade da água com o regime de vazões por meio de curvas de permanência ou duração de vazões.

Dentro dessa perspectiva metodológica, alguns pesquisadores apresentam propostas que consideram as probabilidades de ocorrência de parâmetros de qualidade da água dentro das classes de enquadramento.

Na sequência, são apresentados alguns conceitos associados às curvas de permanência para parâmetros de qualidade da água e algumas de suas aplicações na área de recursos hídricos, mesmo que não diretamente associadas ao enquadramento de corpos d'água, para uma compreensão mais ampla dessa temática.

O conceito de curvas de permanência se assemelha ao de distribuições de frequência cumulativas, que expressam a probabilidade de obtenção de um valor menor ou igual a um valor de interesse (JOHNSON; WHITEAKER; MAIDMENT, 2009). As curvas de permanência representam a porcentagem de tempo que determinado valor de uma variável é igualada ou superada (NDEP, 2003; BONTA; CLELAND, 2003; EPA, 2008; JOHNSON; WHITEAKER; MAIDMENT, 2009), sendo a curva de permanência de vazão (flow duration curve - FDC) o tipo de curva de permanência mais amplamente utilizado para diversas finalidades de recursos hídricos, desde o final de 1800 (EPA, 2008).

A estrutura das curvas de permanência proporciona uma exibição visual simples que permite uma melhor compreensão da frequência com que padrões de qualidade da água são excedidos, da carga admissível, da magnitude da redução necessária de carga do poluente, em diferentes regimes de vazão, podendo ser usada como ferramenta de diagnóstico para fortalecer avaliações de bacias hidrográficas (NDEP, 2003; CLELAND, 2003; EPA, 2007a).

EPA (2007a) destacou que a curva de permanência não considera o destino e mecanismo de transporte específicos do poluente, que podem variar dependendo das características da bacia hidrográfica e do poluente, devendo, portanto, ser considerado o uso de uma ferramenta separada quando outros fatores além da vazão afetam de forma significativa a capacidade de carga de um curso d'água.

Três relações distintas podem ser derivadas das curvas de permanência, que são as curvas de permanência de vazão, de concentração (concentration

duration curves - CDCs) e de carga (load duration curves - LDCs). As CDCs reproduzem a concentração de um dado constituinte de qualidade da água para cada ponto correspondente sobre uma FDC e sua forma e utilidade dependerão da relação entre a concentração do constituinte e a vazão no corpo d'água. Os dados resultantes da multiplicação da vazão pela concentração, para se obter a carga de um dado constituinte, podem ser representados graficamente por uma LDC (EPA, 2008).

Estudo desenvolvido por Miller (1951) demonstrou como associar a FDC com curva de classificação de sedimento (correlação entre carga de sedimento e vazão do corpo d'água) para estimar cargas totais de sedimento nos rios San Juan e São Rafael, localizados no oeste dos Estados Unidos.

Nessa mesma linha de pesquisa, Searcy (1959) sugeriu a construção de curvas de permanência para parâmetros de qualidade da água, como sedimento, turbidez, dureza, dentre outros, quando os dados de qualidade da água são insuficientes para o cálculo direto de algumas estatísticas descritivas. A técnica indicada pelo autor para o estabelecimento dessas curvas, denominadas de *curva de frequência de qualidade da água*, associa os dados de qualidade da água com os de vazão (no momento da coleta) por meio da FDC. Searcy (1959) destacou que a adequação desta técnica é dependente da correlação entre o constituinte de qualidade da água e a vazão do corpo d'água. Vogel e Fennessey (1995) ressaltaram que a metodologia empregada por Searcy (1959) pode ser estendida para outros componentes como pesticidas orgânicos, metais, clorofila, DBO, etc.

Vogel e Fennessey e (1995) discutiram o uso de *curvas de duração de índice de recursos hídricos* para diversas aplicações na área de recursos hídricos. A curva de duração de índice de recursos hídricos foi definida pelos autores como a relação que descreve a probabilidade de excedência de qualquer índice apropriado de recursos hídricos, tais como a produção de energia hidrelétrica, carga de sedimentos do rio, turbidez, etc. A curva é produzida de forma semelhante à técnica apresentada por Miller (1951) e Searcy (1959); ou seja, combinando-se curva de classificação, que descreve a relação entre a vazão do curso d'água e o índice de recursos hídricos de interesse, com FDC.

Para aplicação dessa técnica, os autores também observaram a necessidade da existência de uma correlação entre as variáveis que definem a curva de classificação. Os autores destacaram também que o estabelecimento de *curvas de duração de índice de qualidade da água* podem ser úteis nos programas de gestão da qualidade da água, visto que as mesmas permitem determinar a frequência com que um padrão de qualidade da água não será violado ou a probabilidade / risco de ser ultrapassado.

Pesquisa realizada por Bonta e Dick (2003) empregaram CDC e LDC para determinar os valores de concentração e cargas médias para 34 constituintes químicos em três bacias hidrográficas experimentais, no intuito de investigar os efeitos da mineração de superfície sobre a qualidade da água em corpos hídricos. Quando as regressões foram estatisticamente significativas, as vazões da FDC foram utilizadas como variável independente na equação de regressão para obtenção da CDC; e a LDC foi produzida multiplicando-se as concentrações pelas vazões correspondentes.

EPA (2008) apresentou duas formas para construção de curvas de permanência de concentração e curvas de permanência de carga: a) ordenar dados brutos de carga e concentração de acordo com a classificação de vazão para obter CDC ou LDC rústicas; b) utilizar a equação de regressão para determinar tanto a CDC como a LDC, empregando-se intervalos de confiança. EPA (2008) destacou que devido as possíveis correlações entre concentrações químicas e vazões em algumas bacias hidrográficas, regressões devem ser usadas quando a correlação for estatisticamente significativa, pois as médias simples de concentrações e cargas não caracterizam com precisão a variabilidade entre esses parâmetros.

Pesquisa desenvolvida pela EPA (2007b) apresentou a carga máxima total diária (Total Maximum Daily Load - TDML), para coliformes fecais na bacia do rio Kissimmee. A metodologia empregada contemplou o método da permanência de carga, conhecido como o "Método de Kansas", que consiste basicamente na execução das seguintes etapas: a) desenvolver a curva de permanência de vazão; b) desenvolver a curva de permanência de carga para carga admissível; c) estimar as cargas existentes (cargas observadas); d)

definir as condições de vazão crítica; e e) estabelecer as reduções de carga necessárias para alcançar os critérios de qualidade da água, comparando-se as cargas existentes com as cargas admissíveis em condições críticas. As cargas admissíveis foram estimadas multiplicando-se o critério de qualidade da água relativo a concentração de coliformes fecais pelos valores de vazão a partir da curva de permanência de vazão. As cargas existentes foram estimadas pela multiplicação de dados de monitoramento de concentração de coliformes fecais no ambiente por valores da estimativa de vazão no momento da amostragem. No cálculo das cargas admissíveis e existentes foi utilizado um fator de conversão apropriado para o poluente. As cargas admissíveis e existentes foram plotadas contra as frequências acumulativas correspondentes à FDC. A Figura 01 mostra a curva de permanência de carga para carga admissível e cargas existentes de coliformes fecais, Horseshoe Creek. A linha que une os pontos de dados relativos à carga admissível foi denominada de linha de meta de carga, que representa as cargas máximas de coliformes fecais sem exceder o padrão de qualidade de água ao longo do intervalo de condições de vazão. Os pontos de carga existente que foram mais elevados que a carga admissível em uma determinada frequência de vazão foram considerados uma excedência dos critérios.

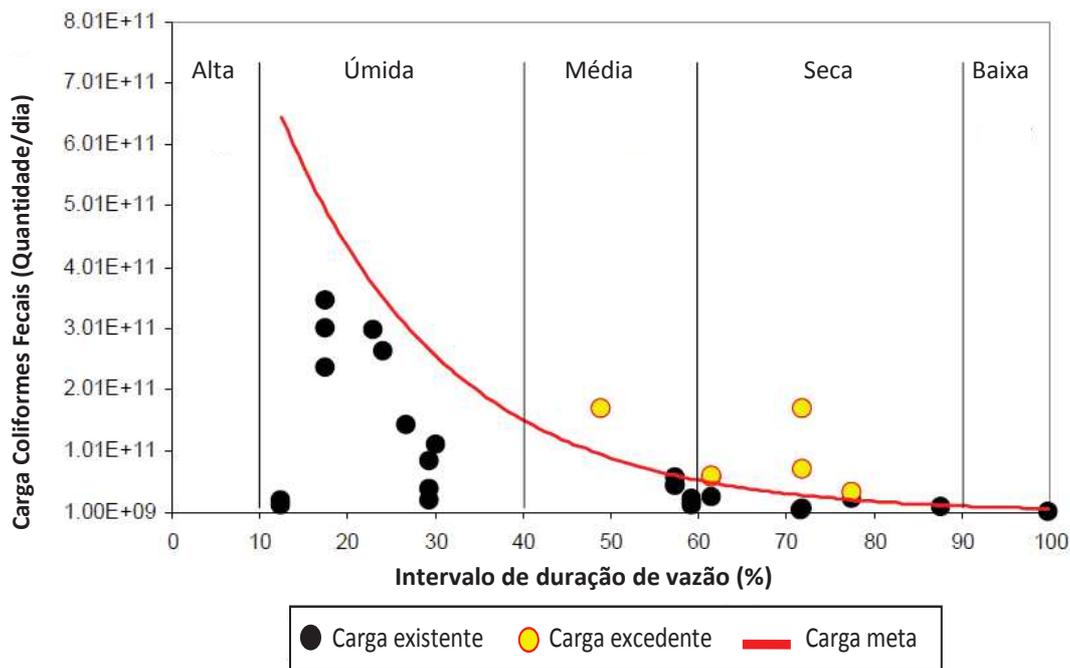


Figura 01 – Curva de permanência de carga para cargas admissíveis e capacidades de carga existente de coliformes fecais.

Fonte: EPA, 2007b (adaptado).

Nota: O eixo de duração da vazão foi dividido em cinco intervalos para caracterizar as condições críticas de vazão.

Conceitualmente, EPA (2007a) definiu que a curva de permanência de carga é desenvolvida pela multiplicação das vazões do corpo de água com a meta numérica de qualidade da água (normalmente um critério de qualidade da água) para o poluente de interesse, sendo que a meta numérica de qualidade da água representa o valor quantitativo usado para medir se o padrão de qualidade da água aplicável é atingido. EPA (2007a) salientou ainda que a abordagem por meio de LDC reconhece que a capacidade de assimilação de um corpo d'água depende da vazão, e que a carga máxima permitida varia com a condição de fluxo.

Johnson, Whiteaker e Maidment (2009) e Kim *et al.* (2012) estabeleceram curvas de permanência de carga utilizando a mesma metodologia indicada pela EPA (2007b). O estudo desenvolvido por esses autores teve por objetivo principal desenvolver ferramenta no intuito de automatizar o procedimento para criação de LDC e, no caso da pesquisa de Johnson, Whiteaker e Maidment (2009), para se estimar também as reduções de carga do poluente necessárias para atender, dentro dos regimes de vazão, aos padrões de qualidade da água

no segmento modelado. Os autores observaram que as saídas dessa ferramenta têm várias aplicações na área de recursos hídricos, incluindo a análise de TMDL e características de qualidade da água. A metodologia desenvolvida por Johnson, Whiteaker e Maidment (2009) e Kim *et al.* (2012) foi aplicada, respectivamente, num segmento de qualidade da água no estado do Texas para coliforme fecais e, na bacia hidrográfica Nakbon-A, Coreia do Sul, para DBO.

Babbar-Sebens e Karthikeyan (2009) ressaltaram que muitos estados norte - americanos têm atualmente utilizado LDCs para ilustrar as relações entre vazões e cargas de poluentes admissíveis no corpo de água e podem ser usadas como referência para orientar os esforços de redução da carga poluente de bacia hidrográfica.

No Brasil, Brites, Porto e Fernandes (2009) destacaram que a discussão sobre relacionar a probabilidade de ocorrência de parâmetros de qualidade da água com a curva de permanência ou duração de vazão teve início no âmbito do projeto “Bacias críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão”, realizado em parceria entre a Universidade de São Paulo e a Universidade Federal do Paraná, financiado com recursos da FINEP/CT-HIDRO. No contexto desse projeto, que teve como área de estudo a bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, localizada na região metropolitana de Curitiba/PR, foram realizados testes estatísticos para se investigar a existência de relação entre as variáveis DBO e vazão. Após identificação, por meio do teste T de *Student*, da existência de relação entre as populações de vazões e DBO, buscou-se, em etapa posterior, relacionar as concentrações de DBO com as vazões da curva de permanência. Essa etapa consistiu, inicialmente, em associar as concentrações de DBO observadas correspondentes a cada vazão da curva de permanência e, na sequência, essas vazões de referência foram separadas a cada 5% de permanência (Q_{95} , Q_{90} , ...até Q_5), definindo-se um intervalo com limites de 2,5 pontos acima e abaixo para cada vazão de referência (por exemplo, para a vazão Q_{30} tomou-se acima a vazão $Q_{32,5}$ e abaixo, a vazão $Q_{27,5}$). Para cada intervalo de vazões, obteve-se a média das

amostras de concentração de DBO observadas no intervalo considerado. Assim, o valor da concentração de DBO de cada vazão de referência foi dado pelo valor médio correspondente ao intervalo de análise (UFPR/USP, 2006; MACHADO *et al.*, 2007).

Essa metodologia permitiu associar os valores de vazão com os de concentração de DBO, e, conseqüentemente, relacionar essas concentrações à probabilidades de ocorrência. A concentração de DBO apresentou-se inversamente relacionada com a vazão do corpo d'água (UFPR/USP, 2006; MACHADO *et al.*, 2007; BRITES; PORTO; FERNANDES, 2009).

Conceitualmente, as probabilidades de ocorrência (ou curvas de permanência) de parâmetros de qualidade d'água consistem no estabelecimento da distribuição de frequências das concentrações do parâmetro analisado, com o intuito de caracterizar a probabilidade de um dado valor ser igualado ou ultrapassado dentro de uma série amostral ao menos uma vez (BRITES; PORTO; FERNANDES, 2009; BRITES, 2010). De acordo com Brites (2010), esta metodologia constitui proposta empírica e simplificada; contudo, seus resultados representam significativo avanço para o sistema de gestão de recursos hídricos, visto que estabelece a existência de relação entre as variáveis de quantidade e qualidade da água e promove o embasamento teórico da utilização de probabilidades de ocorrência dos parâmetros de qualidade da água, determinadas, por sua vez, a partir da permanência de vazões.

Machado *et al.* (2007) complementaram que, em termos de gerenciamento dos recursos hídricos, definindo-se os valores máximos permissíveis de concentração de DBO por classe de enquadramento, pode-se ainda determinar a vazão de referência que atenda o enquadramento, bem como, o número de dias que o enquadramento será violado no longo prazo e o risco (probabilidade de ocorrência) que a violação ocorra durante um determinado número de dias, em um ano qualquer.

Dentro dos estudos do projeto "Bacias Críticas", Marin *et al.* (2007) avaliaram o risco de não atendimento do enquadramento do corpo hídrico considerando

diferentes cenários de vazão e de remoção de matéria orgânica, tendo como área de estudo a bacia hidrográfica do Alto Iguaçu. A metodologia simplificada adotada pelos autores considerou a DBO como parâmetro base de comparação ao padrão de qualidade da água estabelecido por classe de enquadramento conforme Resolução CONAMA N° 357/2005. As concentrações de DBO foram estimadas a partir das curvas de permanência de vazões estabelecidas para os rios estudados e da carga de esgoto remanescente lançada no rio (equação (22)), que possibilitou a construção de curvas de permanência de concentração de DBO para diferentes cenários de remoção de carga nos rios estudados. A partir dessas curvas, foram avaliadas para qual permanência de vazão o valor da concentração de DBO atende ao padrão de qualidade estabelecido por classe de enquadramento desejada. Dessa forma, o risco de não atendimento do enquadramento foi determinado pela diferença entre a permanência de 100% e o valor da permanência de vazão do rio que atenda a classe de enquadramento considerada.

$$C = \frac{W}{Q_r + Q_e} \quad (22)$$

Na equação (22):

C : concentração de DBO (mg/L);

W : carga de esgoto remanescente (Kg/d);

Q_r : vazão natural do rio (m^3/s);

Q_e : vazão de esgoto (m^3/s).

Os autores destacaram que os resultados da pesquisa mostraram que o rio Iguaçu, em quase toda sua extensão, alcança os padrões de qualidade da água relativos a proposta de enquadramento nas classes 3 e 4, com risco baixo ou nulo, considerando-se os cenários estudados. Marin *et al.* (2007) concluíram ainda que o critério risco se configurou como uma variável relevante de apoio à decisão, visto que permite avaliar, de forma clara e objetiva, o impacto das metas progressivas de qualidade da água, conforme os cenários propostos no estudo, dentro do contexto de um plano de efetivação do enquadramento.

A partir dos estudos que consideraram a possibilidade da associação entre concentrações dos parâmetros de qualidade da água e probabilidades de ocorrência, por meio da permanência de vazões, Brites, Porto e Fernandes (2009) e Brites (2010) elaboraram outro critério metodológico de análise para essa correlação, aplicado também na bacia hidrográfica do Alto Iguaçu. Na metodologia desenvolvida pelos autores foram adotadas vazões com permanência de 95% e 80% e vazão média de longo período (Q_{95} , Q_{80} e Q_{mlp}), a partir das quais, por meio da modelagem matemática, foram simulados, para a área de estudo, cenários de qualidade da água. Dessa forma, para cada vazão de referência adotada, foi gerado um resultado de qualidade da água relacionado à permanência da vazão utilizada em cada simulação. A curva de probabilidade da qualidade da água foi construída por um ajuste exponencial dos dados, representada por meio da equação (23).

$$y = a \cdot e^{b \cdot x} \quad (23)$$

Na expressão (23):

y : permanência da qualidade no tempo (%);

x : concentração do parâmetro analisado (mg/L);

a e b: coeficientes da função exponencial.

A Figura 02 apresenta curva representativa das probabilidades de ocorrência do parâmetro DBO, onde cada ponto da figura indica o resultado da simulação da qualidade da água associado ao cenário de permanência de vazão.

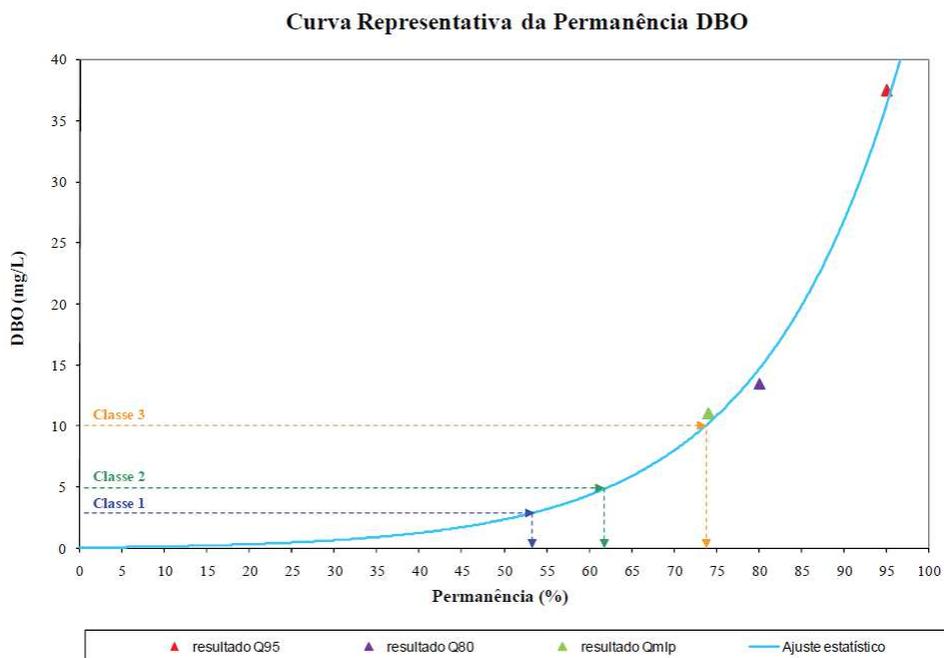


Figura 02 – Curva representativa da permanência de DBO em função dos cenários simulados.
Fonte: Brites, Porto e Fernandes (2009).

Brites, Porto e Fernandes (2009) e Brites (2010) ressaltaram que essa associação permite analisar a permanência da classe de enquadramento no tempo e, a partir disso, definir uma probabilidade mínima de ocorrência desejada, dentro da qual o enquadramento deverá ser obedecido. À título de exemplificação, Brites (2010) ressaltou que, de acordo com a Figura 02, se o corpo d'água estiver enquadrado como classe 1, os padrões de qualidade associados à classe seriam atendidos cerca de 53% do tempo, podendo-se fazer análises similares relativas às outras classes.

A partir dos resultados gerados, Brites, Porto e Fernandes (2009) e Brites (2010) destacaram que a metodologia proposta forneceu uma nova visão do instrumento de enquadramento dos corpos d'água e a aplicação da mesma representou uma quebra de paradigma no processo de enquadramento no País, uma vez que o conceito de probabilidades de ocorrência, definido por meio de curva de permanência dos parâmetros de qualidade da água, permitiu determinar as condições de atendimento à classe de uso, em relação a sua permanência dentro dos limites desejados, ou ainda, que fossem considerados riscos de não atendimento da meta do enquadramento. Os autores concluíram ainda que a escolha pelo gestor de uma frequência de atendimento à classe,

ou o risco de não atendimento, auxilia no processo de tomada de decisão na aplicação do enquadramento, proporcionando ao gestor a definição de um critério para a análise do enquadramento.

No trabalho desenvolvido por D'Avila (2009), foram utilizadas curvas de permanência de concentrações de variáveis de qualidade da água (OD e DBO), com o objetivo de se realizar uma avaliação global de qualidade da água nas calhas da Gráfica e do Pains, situadas na bacia hidrográfica do Campus da Universidade Federal de Santa Maria, em termos de matéria orgânica biodegradável. Foram utilizados dados de monitoramento da qualidade da água das variáveis analisadas, abrangendo o período de 2001 a 2007. Essa avaliação foi realizada por meio da verificação da porcentagem de amostras dos resultados de concentração desses parâmetros que se enquadravam dentro dos limites das classes de enquadramento preconizados pela Resolução CONAMA Nº 357/2005. As concentrações de DBO e OD foram determinadas empregando-se a mesma metodologia empírica utilizada na construção das curvas de permanência de vazões, baseada na análise de frequência associada a cada dado de vazão, ou seja, curvas como funções cumulativas de probabilidade. Por meio da análise das curvas de permanência de DBO e OD e seus respectivos tempos de permanência nas classes de enquadramento, evidenciou-se que a água na calha do Pains permaneceu com melhor qualidade de água em relação a calha da Gráfica, na maior parte do tempo. O autor concluiu também que o estabelecimento de curvas de permanência das concentrações dos parâmetros de qualidade da água apresentou-se como uma ferramenta útil para subsidiar a interpretação dos dados obtidos por meio do monitoramento quali-quantitativo dos corpos de água superficiais.

Cunha e Calijuri (2010) discutiram o uso da análise probabilística de ocorrência de incompatibilidades entre a qualidade da água e o enquadramento legal dos corpos de água brasileiros, como ferramenta complementar ao monitoramento usualmente realizado nesses ambientes. Os autores, a partir de dados de monitoramento de 09 pontos de amostragem das variáveis OD, turbidez, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e clorofila-a, realizado em 4 campanhas ao longo do ano de 2007, no rio Pariquera-Açu, construíram curvas

de probabilidade de incompatibilidade entre as concentrações observadas no rio e os respectivos padrões de qualidade ambiental apresentados na Resolução CONAMA N° 357/2005 para ambientes aquáticos de Classe 2. Para o estabelecimento dessas curvas, foi utilizada a função de distribuição acumulada. Com a construção das curvas de probabilidade de excedência ou não excedência das concentrações e valores das variáveis da água do rio Pariquera-Açu, foram estimadas as probabilidades de incompatibilidade das variáveis OD, turbidez, fósforo, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e clorofila-a com os padrões fixados pela Resolução CONAMA N° 357/05. Em uma de suas considerações finais, os autores ressaltaram que as curvas de probabilidade de incompatibilidade da qualidade da água de determinado curso d'água com seu respectivo enquadramento legal, por representarem um nível interessante de condensação de informações, podem facilitar o gerenciamento integrado da água em uma bacia hidrográfica, entre outros aspectos.

Amparados no conceito de curva de permanência de qualidade, Formigoni *et al.* (2011a) apresentaram dois métodos de obtenção dessa curva, sendo um baseado na curva de permanência associada à frequência de vazão e outro baseado na série histórica de qualidade da água. Foram utilizados dados de monitoramento de vazão, DBO e OD relativos a três estações localizadas na bacia do Alto Iguaçu. Com os resultados obtidos, os autores concluíram que a curva de permanência de qualidade associada às frequências de vazões mostrou-se um importante instrumento de gestão, uma vez que possibilita a análise integrada de quantidade e qualidade da água e, dessa forma, permite o estabelecimento de medidas de controle de carga poluente em função do risco de atendimento aos padrões de qualidade compatíveis com os usos da água. A curva de permanência de qualidade obtida a partir da série histórica do monitoramento de qualidade se mostrou eficiente para o acompanhamento das etapas implantadas no controle da poluição.

Pesquisa desenvolvida por Binotto (2012) teve como objetivo geral sugerir proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, Ivorá-RS, baseada nos usos da água e na situação atual da qualidade da água. A metodologia utilizada contemplou avaliação da qualidade

da água em pontos selecionados na área de estudo, por meio de análises dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água frente aos padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005. Foram utilizadas também curvas de probabilidade de variáveis de qualidade da água (turbidez, pH, OD, sólidos dissolvidos totais, DBO e *Escherichia coli*), considerando-se as probabilidades de atendimento em relação às classes de enquadramento, associadas aos riscos de não atendimento. Os autores concluíram que o emprego de curvas de probabilidade de variáveis de qualidade da água permitiu avaliar a frequência de atendimento dos parâmetros analisados em relação às classe de enquadramento, sendo possível obter uma visão geral da qualidade da água na bacia do arroio Jacutinga, identificando-se que os parâmetros OD e *Escherichia coli* se mostraram como as variáveis mais críticas em função do atendimento às classes de qualidade, conforme padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005.

Cunha, Calijuri e Mediondo (2012) descreveram proposta para integração entre as curvas de permanência de quantidade e qualidade da água, atribuindo-se uma probabilidade de excedência à vazão específica do sistema hídrico, às cargas específicas observadas e às cargas compatíveis com o seu enquadramento em relação a um dado poluente. As cargas específicas observadas foram determinadas pela multiplicação entre as vazões do curso d'água e as respectivas concentrações observadas da variável da água de interesse. Para obtenção das cargas específicas compatíveis com o enquadramento, também foram utilizadas, como base, as vazões do corpo d'água associadas a uma concentração única, estabelecida pelo padrão ambiental definido na Resolução CONAMA N° 357/2005 para cada variável. Para ilustrar o conceito, foram compilados dados de fósforo total (2005 a 2009) e vazão média mensal (1959 a 2003) dos rios Paraíba do Sul e Sorocaba. A partir da metodologia adotada, foi verificado que o trecho do rio Paraíba do Sul ainda pode comportar abstrações de água e receber novas cargas de fósforo, de modo que o seu enquadramento, ainda assim, seja respeitado. Os autores concluíram ainda que o grau de condensação e integração de informações obtido por meio das curvas de permanência de quantidade e qualidade da água

se mostrou viável para avaliar o estágio de enquadramento dos corpos de água, podendo ser aplicadas a diversos estudos ambientais e oferecer suporte aos programas de gerenciamento de recursos hídricos.

Trabalho desenvolvido por Guimarães (2013) teve por objetivo geral estudar a utilização de curvas de probabilidade da qualidade da água de cursos d'água das bacias hidrográficas do rio Jucu, rio Reis Magos, rio Santa Maria da Vitória e porção capixaba da bacia do rio Doce, no estado do Espírito Santo, como subsídio para o enquadramento legal dos corpos de água. Foram construídas curvas de probabilidade associadas aos parâmetros pH, OD, turbidez, sólidos totais, DBO, fósforo total e coliformes termotolerantes, para avaliação das frequências de incompatibilidades da qualidade da água com os padrões de enquadramento legal. Para construção das referidas curvas foi empregada função de distribuição acumulada. A análise dos resultados obtidos, a partir da construção das curvas de incompatibilidade, permitiu a observação da variação espacial da incompatibilidade das concentrações de parâmetros de qualidade da água em relação aos padrões ambientais associados às diversas classes de enquadramento.

De forma semelhante a alguns dos trabalhos citados nessa seção, Garcia *et al.* (2012) e Calmon *et al.* (2014) produziram curvas de permanência de qualidade da água a partir de padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005.

Garcia *et al.* (2012) e Calmon *et al.* (2014) definiram cenários de enquadramento considerando panoramas de tratamento de esgotos associados com distintas eficiências de remoção de $DBO_{5,20}$, para diferentes horizontes de avaliação. Foram estabelecidas curvas de permanência de qualidade, correspondentes às máximas cargas de $DBO_{5,20}$ associadas às diferentes possíveis classes de enquadramento. A sobreposição das curvas de permanência de qualidade para o parâmetro de $DBO_{5,20}$ (curvas de permanência de cargas de $DBO_{5,20}$) e de cargas remanescentes totais de $DBO_{5,20}$ (correspondentes aos diferentes cenários de disposição de efluentes nas bacias estudadas) permitiu apropriação do percentual de tempo em que cada sub-bacia estudada apresentaria qualidade compatível com a qualidade

exigida por cada classe de enquadramento. O estabelecimento dessas curvas permitiu também que fossem estimadas as cargas a serem tratadas, correspondentes as cargas a serem reduzidas para alcance de determinada classe de enquadramento nas sub-bacias estudadas, considerando-se determinada fração da vazão de referência adotada nesses estudos.

Garcia *et al.* (2012) aplicaram a metodologia proposta em rios das bacias do Alto Iguaçu e Alto Ribeira, Região Metropolitana de Curitiba/PR. A aplicação da metodologia possibilitou avaliação de diferentes cenários de enquadramento nos referidos rios, verificando-se que a flexibilização das classes de enquadramento, introduzindo o conceito de curva de permanência de qualidade da água, aproximaria o “rio desejado” do “rio real” ao permitir flutuações limites de concentração ao longo do tempo em consonância com a sazonalidade de vazões.

Calmon *et al.* (2014), por sua vez, desenvolveram a metodologia na bacia hidrográfica do rio Itapemirim. Os autores ressaltaram que a metodologia considerada no estudo pode ser utilizada para subsidiar, em geral, decisões acerca do enquadramento de cursos d’água superficiais; e pode possibilitar o acompanhamento da evolução do atendimento de metas intermediárias estabelecidas no momento de implementação deste instrumento de gestão.

A metodologia empregada por Garcia *et al.* (2012) e Calmon *et al.* (2014), estabelecida por meio do emprego de curvas de permanência de qualidade da água, como dos demais trabalhos discutidos nessa seção, não contemplaram a análise da capacidade de autodepuração dos cursos d’água estudados. Não obstante, a literatura técnica corrente sugere que o fenômeno da autodepuração é um processo relevante a ser considerado no gerenciamento integrado dos recursos hídricos e, conseqüentemente, no processo decisório acerca do enquadramento dos corpos d’água.

4. REGIÃO DE ESTUDO

A região de estudo compreende a bacia hidrográfica do rio Pardo (Figura 03), afluente do rio Braço Norte Esquerdo, importante tributário do rio Itapemirim, localizado na porção sul do estado do Espírito Santo.

Na bacia do rio Pardo estão inseridas partes dos municípios de Ibatiba/ES, Irupi/ES, Iúna/ES, Muniz Freire/ES e Lajinha/MG, compreendendo área de drenagem de cerca de 611 Km². O rio Pardo, com extensão 57,9 Km, nasce no município de Ibatiba, em altitude aproximada 1.244 m e apresenta exutório em altitude de cerca de 400 m.

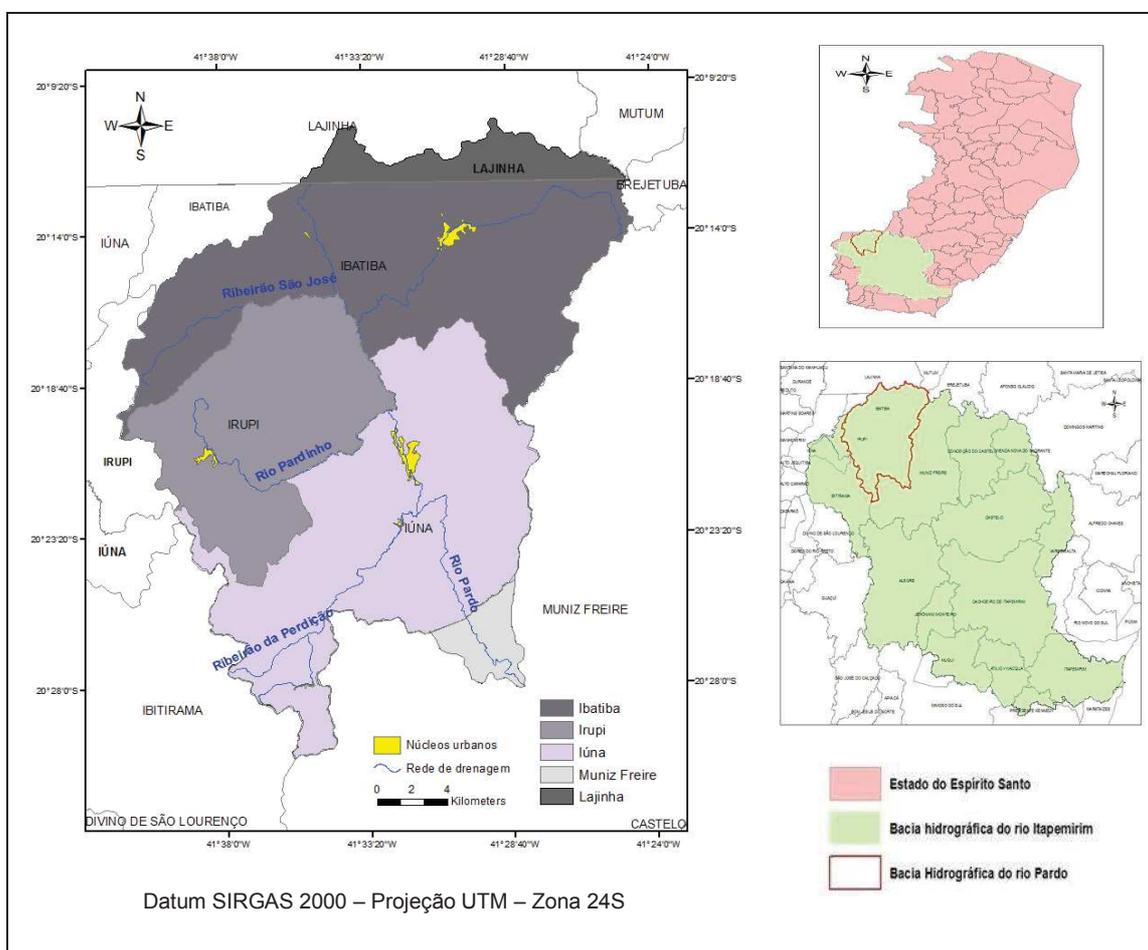


Figura 03 – Localização da bacia hidrográfica do rio Pardo.

Na bacia do rio Pardo não existem estações de tratamento de esgoto em operação. O rio Pardo apresenta como principais tributários receptores de efluentes domésticos brutos urbanos o rio Pardinho, que recebe o esgoto produzido pelo núcleo urbano de Irupi; e o ribeirão da Perdição, que recebe o

esgoto produzido nas localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças. O rio Pardo é receptor direto dos esgotos produzidos pelos núcleos urbanos de Ibatiba e Iúna.

Na sequência, são apresentadas algumas características gerais dos municípios do estado do Espírito Santo que compõem a bacia do rio Pardo, extraídas de relatórios do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (Incaper) (INCAPER, 2011).

- **Ibatiba**

O município de Ibatiba situa-se na região sudoeste do estado do Espírito Santo, território do Caparaó, composto de distrito (sede), dois povoados (Santa Clara e Criciúma) e de 28 comunidades rurais.

Localiza-se em região de montanhas, com relevo acidentado e altitude variando de 650 à 1500 m. A cobertura florestal natural foi suprimida em 98%, restando atualmente aproximadamente 450 ha de floresta nativa e 800 ha de floresta plantada, incluído o Horto Florestal Municipal (27 ha). A cobertura vegetal é composta por resquícios da Mata Atlântica (6% de cobertura remanescente), devastada em função da implantação da lavoura cafeeira, sobretudo nas encostas, causando a degradação do solo.

Nos últimos anos se observa a reversão do processo erosivo, decorrente da substituição da capina pela roça em mais de 80% das lavouras de café, além da adoção de espaçamentos mais adensados. Nas partes mais baixas, a vegetação foi substituída por lavouras temporárias e pastagens.

A região de Ibatiba abrange recursos hídricos formados por diversas nascentes bem distribuídas em seu território que dão origem a vários mananciais, como rio Pardo, rio São José, ribeirão Santa Clara, córrego Santa Maria, córrego dos Rodrigues, córrego Perdido e córrego Criciúma. Há potencialidade para exploração de quedas d'água por usinas hidroelétricas de pequeno porte.

A principal atividade econômica de Ibatiba está voltada para agropecuária, sendo o café o principal produto. Milho e feijão também são produzidos para

subsistência. A olericultura é produzida em pequena escala, principalmente, o tomate. Na região, existem agroindústrias de processamento de café e teve início a implantação de agroindústrias de pequeno porte (derivados de leite e de carne, produção de biscoitos, massas, etc.).

- **Lúna**

O município de Luna está localizado na parte sul do estado do ES, na região do Caparaó, composto por 5 distritos, dos quais 3 estão situados na bacia do rio Pardo (Lúna (sede), Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças). A topografia da região varia de intensamente ondulada a montanhosa (IJSN, 2009a), com grande variação de altitudes em poucas dezenas de quilômetros. O município possui cerca de 30% de remanescentes da Mata Atlântica, fragmentados em todas as comunidades, sendo a Floresta Ombrófila Densa, a principal vegetação original.

A fronteira hídrica da porção do município de Lúna contida na bacia do rio Pardo é formada por partes dos rios Pardo e Pardinho, do córrego Recreio Esquerdo e do ribeirão Santa Rosa. Várias nascentes têm sua origem na região, formando diversos cursos d'água, como os afluentes do rio Pardo (ribeirão da Perdição e córregos da Boa Esperança, Bom Sucesso, Palmeira, Ponte Alta, Vista Alegre, Jatobá e Boa Vista), afluentes do rio Pardinho (córregos da Figueira, Recreio Direito e Recreio Esquerdo) e afluentes do ribeirão da Perdição (ribeirão Trindade e seu afluente córrego Poço Redondo, córregos da Reserva, do Socorro, do Veado, da Anta, das Perobas, Santa Rosa, Siqueira e Boa Sorte) (GEOBASES, 2014).

A economia tem uma forte base agrícola, principalmente a atividade cafeeira, que ocupa uma área com mais de 14.000 ha, seguida por áreas com pastagens, silvicultura, macega e fruticultura. Outras culturas alimentares e tradicionais (feijão, milho, mandioca e cana-de-açúcar) são cultivadas em área destinadas ao cultivo de café. Frutas como banana, manga, laranja, tangerina e tomate também são produzidas na região. A atividade pecuária também é desenvolvida no município.

- **Irupi**

O município de Irupi está localizado na região sul do estado do Espírito Santo, micro-região Caparaó. O distrito (sede) está situado na bacia do rio Pardo. O relevo do município varia de fortemente ondulado a montanhoso (IJSN, 2009b), com altitude variando de 640 a 1.146 m. A principal formação florestal original é a Floresta Estacional Semidecidual, presente apenas em pequenos fragmentos do território e praticamente inexistente nas proximidades da área urbana (CESAN, 2012).

A porção do município de Irupi contida na bacia do rio Pardo tem como parte de sua divisa hídrica o ribeirão São José do Sacuí e porções dos rios Pardo e Pardinho, do ribeirão São José e dos córregos Recreio Esquerdo e Santa Rosa. Diversos cursos d'água têm suas nascentes formadas na região, como o rio Pardinho e vários de seus afluentes (córregos Sabiá, Fundo, Coelho, Bom Destino, São Quirino, Esquerdo, Pedreira e Machado), os afluentes do rio Pardo (córregos Tia Velha e Vargem Alegre) e afluentes do rio São José (ribeirão São José do Sacuí e seu afluente córrego Boa Esperança, córregos Burro Frouxo e Santa Isabel) (GEOBASES, 2014).

A atividade agropecuária tem importância fundamental para o município de Irupi, especialmente a cultura do café. A agricultura de subsistência, tais como arroz, feijão e milho e a fruticultura também são desenvolvidas na região. O ramo de floricultura tem se expandido, apresentando-se como uma boa fonte renda e emprego, tanto as espécies para comercialização em vasos quanto em floricultura tropical para corte. A pecuária não é muito expressiva em número de animais e área.

- **Muniz Freire**

O município de Muniz Freire está localizado na região sul do estado do Espírito Santo, região Caparaó. O distrito (sede) não está situado na bacia do rio Pardo.

O relevo varia de fortemente ondulado a montanhoso, com mais de 75% de suas terras com declividade acima de 45%. Por ocupar região de Mata Atlântica, o município apresenta remanescentes desta vegetação, diversas

nascentes, muitos córregos e cachoeiras. A porção do município de Muniz Freire contida na bacia do rio Pardo tem no rio Pardo o seu principal curso d'água.

A cafeicultura representa a principal atividade econômica do município. São explorados a fruticultura (tangerina ponkan, pêssego, nectarina, uva, ameixa, banana, morango e abacate) e culturas de subsistência como milho, feijão e mandioca. A piscicultura se encontra em fase de implantação.

5. METODOLOGIA

As atividades de avaliação da disponibilidade hídrica superficial, análise de frequência de atendimento de padrões de qualidade relativos ao parâmetro $DBO_{5,20}$ e avaliação das cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas para o estabelecimento de classes de enquadramento foram conduzidas de acordo com procedimentos metodológicos estabelecidos por Calmon *et al.* (2014). Esses procedimentos, assim como aqueles associados à caracterização fisiográfica da bacia hidrográfica do rio Pardo e à simulação matemática de qualidade da água, constituem a proposta metodológica decorrente deste trabalho para suporte ao processo de enquadramento de corpos de água superficiais e são sumariamente apresentados nas seções subseqüentes.

5.1. CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA DA ÁREA DE ESTUDO

Os procedimentos sumarizados neste item foram desenvolvidos de acordo com metodologias descritas pelo Núcleo de Geotecnologias da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (Labgis) (LABGIS, 2013), Calçavara (2012) e ESRI (2015). Alguns dos procedimentos adotados podem ser consultados também em trabalhos como os apresentados por Marques *et al.* (2009), Machado *et al.* (2010), Elesbon *et al.* (2011), Ferreira *et al.* (2011) e Elesbon *et al.* (2013).

O Modelo Digital de Elevação (MDE) utilizado foi obtido por meio de dados de radar do projeto Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), disponibilizados no site da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), com resolução espacial de 90 metros baseada no datum World Geodetic System 1984 (WGS 84), equivalendo, segundo Miranda (2005), às cartas do IBGE na escala de 1:250.000. Foram selecionadas as seguintes cartas relacionadas com a região de estudo: SF-24-V-A, SF-24-V-B, SF-24-V-C. Para manipulação das imagens SRTM selecionadas, obtenção do Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistido¹ (MDE-HC) e apropriação de características fisiográficas da região de estudo, foi utilizado o programa ArqGIS 10.1, desenvolvido pela empresa Environmental Systems Research Institute (ESRI).

¹ O MDE-HC é gerado por meio de interpolador que se vale do princípio que a água é a principal força erosiva do relevo, impondo restrições sobre o processo de interpolação que resulta em uma estrutura de drenagem conectada e representação correta de cordilheiras e cursos d'água (ESRI, 2015).

Inicialmente, criou-se o mosaico das 03 imagens SRTM por meio da ferramenta *Mosaic to New Raster*, sendo ajustadas as coordenadas do sistema para Universal Transversa de Mercator (UTM) – Zone 24S. Foi aplicada a ferramenta *Fill* para remover no MDE as depressões falsas e elevações abruptas, geradas equivocadamente pelo interpolador, devido aos erros do processo e dos dados. Todos os dados gerados a partir das imagens SRTM foram posteriormente projetados para o Datum SIRGAS 2000 – UTM – Zone 24S.

Para determinação da rede de drenagem e sua hierarquização foram utilizadas ferramentas do pacote *Spacial Analyst Tools / Hidrology* que permitiram, adicionalmente, o cálculo da direção do fluxo superficial do escoamento (*Flow Direction*) e do acúmulo do escoamento superficial (*Flow Accumulation*).

Na sequência, por meio da ferramenta *Set Null*, foram inferidas hidrografias numéricas do MDE pelo valor de acúmulo de escoamento superficial (acúmulo em células não inferiores a 300, 100, 70, 50, 35 e 20 pixels). A verificação da consistência hidrológica do MDE baseou-se na análise cruzada das hidrografias numéricas inferidas com a hidrografia mapeada pelo Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo (GEOBASES), bem como pela comparação da área de drenagem do rio Pardinho e do ribeirão da Perdição, geradas a partir dessas hidrografias numéricas, com aquelas produzidas a partir da hidrografia do GEOBASES. Foi selecionada a rede de drenagem gerada com acúmulo não inferior a 35 pixels, que apresentou melhor consistência com a hidrografia do GEOBASES.

Foi utilizado o software livre *Hidroflow*, desenvolvido pelo Labgis, para corrigir possíveis erros de fluxos (orientação da hidrografia no sentido nascente-foz) e hierarquizar a rede drenagem selecionada, tendo sido a mesma, primeiramente, fragmentada e vetorizada por meio das ferramentas *Stream Link* e *Stream to Feature*.

Como exemplo, a Figura 04 apresenta comparação entre a hidrografia do MDE gerada com acúmulo em células não inferiores a 70 e 35 pixels com a hidrografia do GEOBASES. A Figura 05, por sua vez, ilustra a área de

drenagem do rio Pardino e do ribeirão da Perdição produzidas a partir da hidrografia do GEOBASES e da hidrografia do MDE com acúmulo não inferior a 35 pixels.

A delimitação da região de estudo foi realizada a partir de dados da direção do fluxo superficial do escoamento e da seleção de um ponto no exutório do rio Pardo, empregando-se a ferramenta *Watershed* para determinar a área de drenagem que contribui para o fluxo superficial desse ponto. A delimitação da bacia do rio Pardo se mostrou consistente com a delimitação apresentada pelo GEOBASES segundo o método desenvolvido por Otto Pfafstter, considerando-se o nível 5. O mesmo procedimento foi empregado para delimitar a área de contribuição (área de drenagem) em outros pontos de interesse na região de estudo.

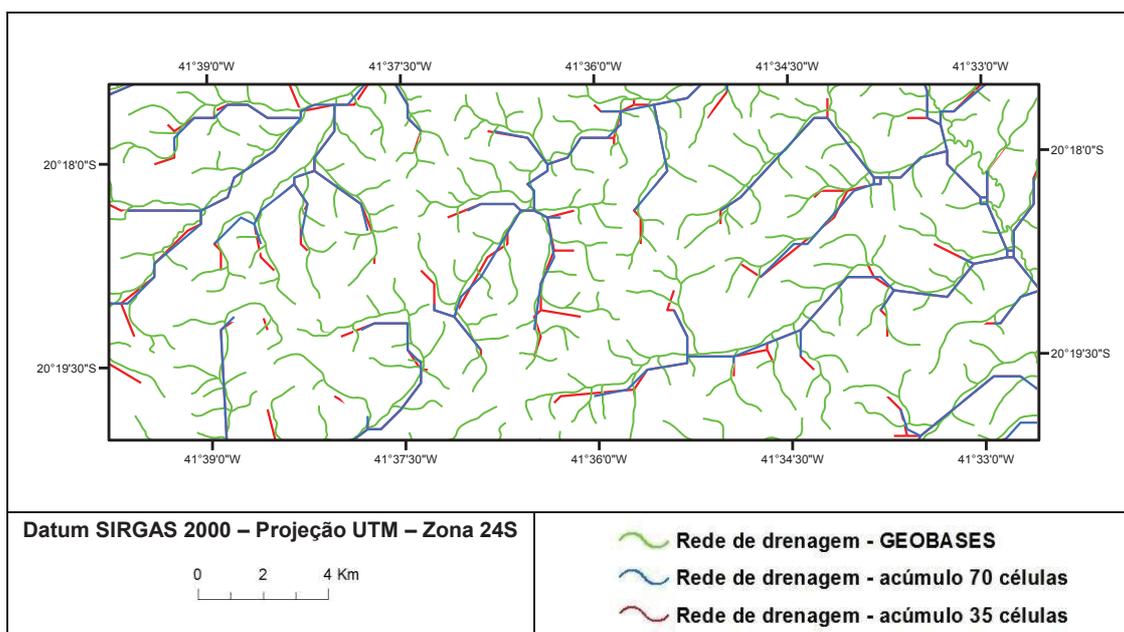


Figura 04 – Comparação entre as hidrografias do MDE geradas com acúmulo não inferiores a 70 e 35 pixels com a hidrografia do GEOBASES de uma porção da região de estudo.

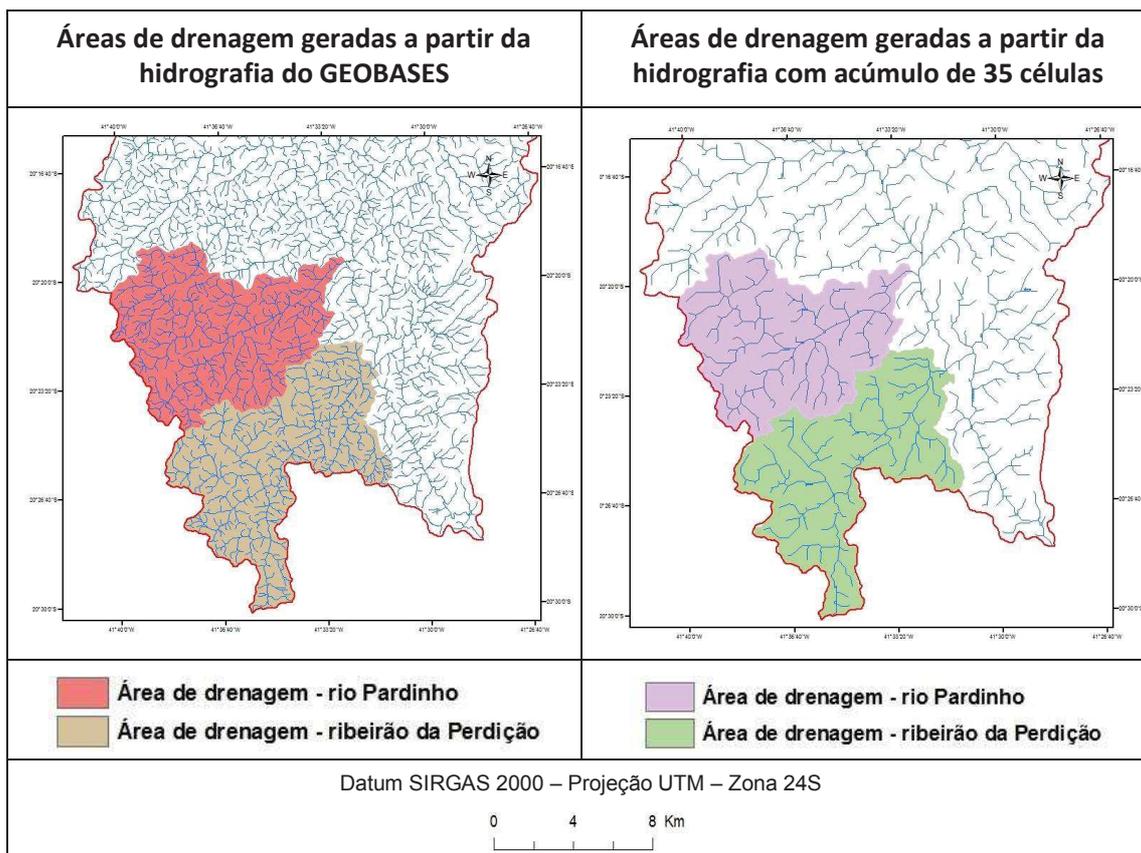


Figura 05 – Áreas de drenagem do rio Pardinho e do ribeirão da Perdição geradas a partir da hidrografia do MDE com acúmulo não inferior a 35 pixels e da hidrografia do GEOBASES.

Para geração do MDE-HC² da bacia do rio Pardo foi empregada a ferramenta *Topo to Raster*, tendo como dados de entrada para o interpolador o limite da bacia, a rede de drenagem selecionada e as curvas de nível com equidistância de 20 m (extraídas a partir do mosaico das imagens SRTM selecionadas, por meio da ferramenta *Contour*). Para finalizar a consistência hidrológica do modelo, foram removidas as depressões falsas remanescentes e elevações abruptas por meio da ferramenta *Fill*. O MDE-HC foi gerado com resolução espacial de 50 metros, obtida pela multiplicação do denominador da escala cartográfica (1:250.000) por 0,2 milímetros³. Com a criação do MDE-HC da bacia do rio Pardo, refez-se o procedimento para cálculo da direção do fluxo superficial do escoamento.

² A metodologia estabelecida pelo Labgis (2013) para criação do MDE-HC é a proposta pelo programa ANUDEM, melhor detalhada em ESRI (2015).

³ O número 0,2 mm representa a acuidade visual do olho humano. Desta forma, o olho humano não consegue enxergar em um mapa impresso em papel nenhum detalhe menor que 0,2 mm (LABGIS, 2013).

A Figura 06 apresenta o MDE-HC gerado para a bacia do rio Pardo e o modelo de elevação em formato 3D.

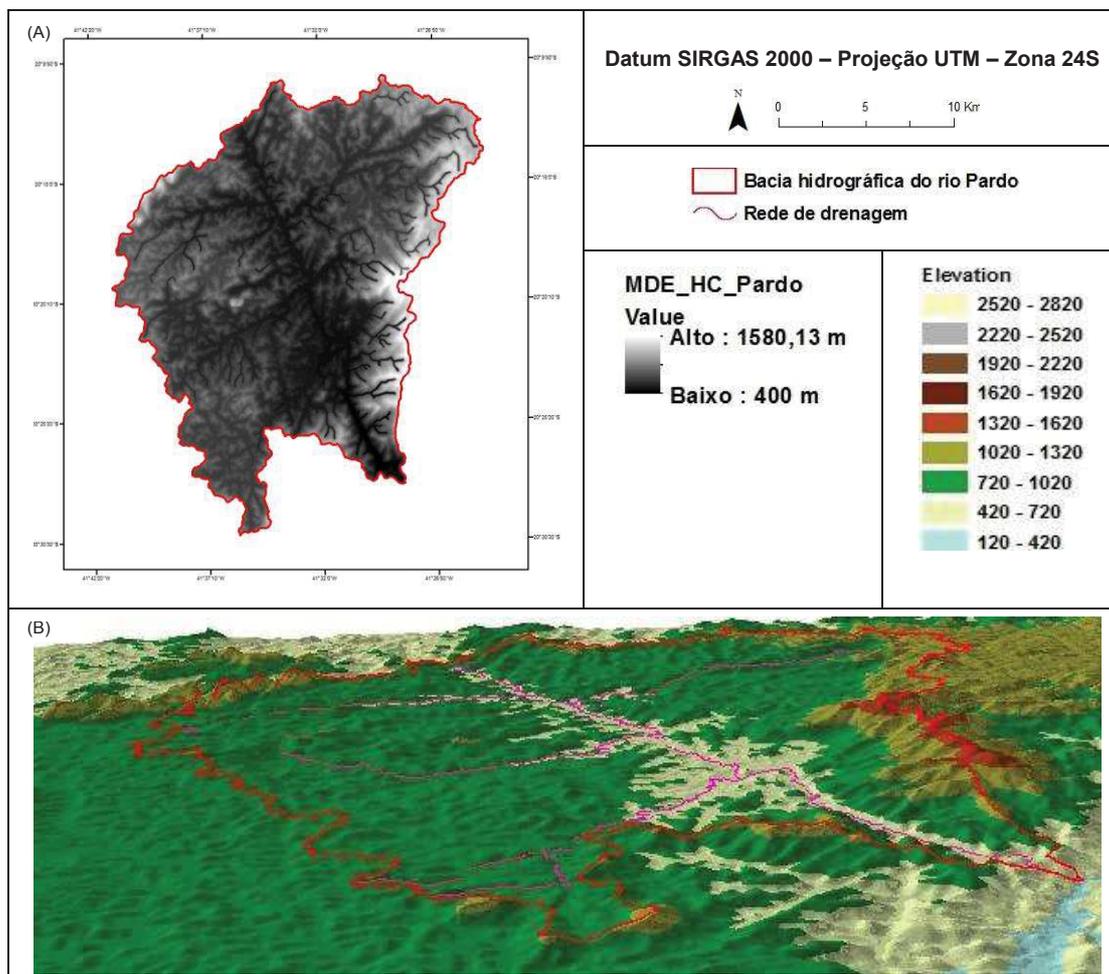


Figura 06 – MDE-HC da bacia do rio Pardo (A) e modelo de elevação 3D da bacia do rio Pardo (B).

O perfil longitudinal do rio Pardo (curso d'água principal) (Figura 07) foi gerado a partir de dados de elevação da região de estudo (carta hipsométrica), empregando-se a ferramenta *Create Profile Graph* do *3D Analyst tools*. A carta hipsométrica por triangulação irregular da grade (TIN) foi elaborada por meio da ferramenta *Create Tin*, a partir de dados das curvas de nível extraídos do MDE, conforme Calçavara (2012). Foi utilizada ainda a ferramenta *Interpolate shape*, também do *3D Analyst*, para criar valores em 'Z' do rio Pardo com base na elevação derivada do TIN, reproduzindo-se procedimento sugerido por ESRI (2015).

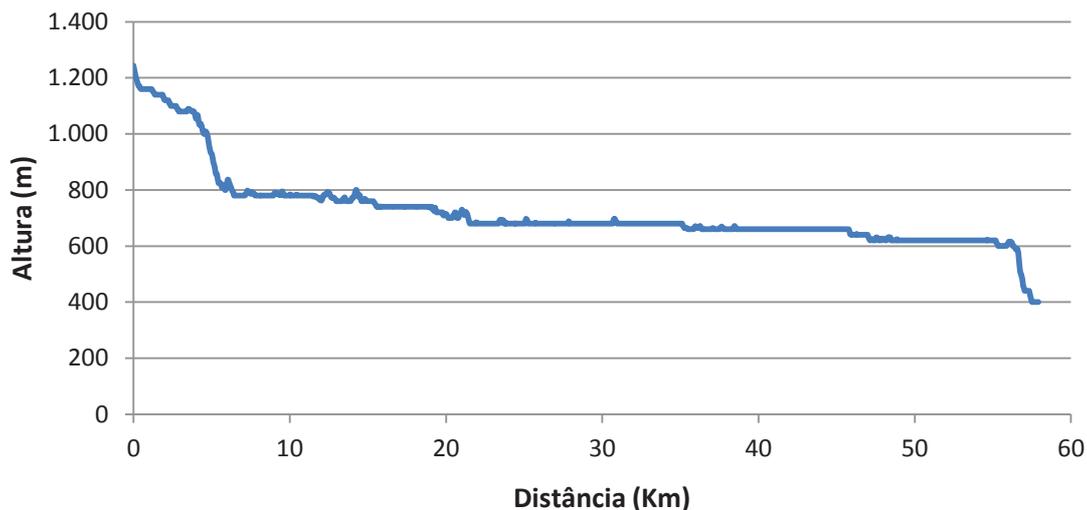


Figura 07 – Perfil longitudinal do rio Pardo.

Na Tabela 07 são apresentados diversos parâmetros apropriados para a região de estudo, como área, perímetro, variação média de altitude e declividade.

Tabela 07 – Parâmetros da bacia hidrográfica do rio Pardo.

Parâmetros da bacia hidrográfica do rio Pardo		Valor	Unidade
Área da bacia		611	Km ²
Comprimento do rio principal		57,9	Km
Declividade média da bacia		30,2	%
Declividade média do rio principal		0,038	m.m ⁻¹
Altitude máxima do rio principal		1243,9	m
Altitude média	Área drenagem do rio Pardo	846,4	m
	Área de drenagem do rib. São José	843,7	m
	Área de drenagem do rio Pardinho	802,4	m
	Área de drenagem do rib. da Perdição	811,8	m

5.2. AVALIAÇÃO DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA SUPERFICIAL DA BACIA DO RIO PARDO

A avaliação da disponibilidade hídrica superficial da bacia hidrográfica do rio Pardo foi realizada por meio de curvas de permanência de vazões, estabelecidas a partir de funções regionais propostas por Calmon *et al.* (2014) (equações (24) e (25)).

$$Q_{50R} = 0,0409 \cdot A^{0,8338} \quad (24)$$

$$Q_{95R} = 0,0163 \cdot A^{0,8434} \quad (25)$$

Nas equações (24) e (25):

Q_{50R} : vazão regionalizada com permanência de 50%;

Q_{95R} : vazão regionalizada com permanência de 95%;

A : área de drenagem contribuinte (variável independente).

A partir dessas equações, de forma similar à metodologia apresentada por Calmon *et al.* (2014), foram estabelecidas as equações empíricas para construção das curvas de permanência de vazões regionalizadas (com permanências variando entre 50% e 95%) no exutório (seção de controle C) e em duas outras seções fluviométricas do rio Pardo (seções de controle A e B) (Tabela 08). A Figura 08 apresenta a localização espacial das seções de controle, da estação fluviométrica Terra Corrida - Montante e das respectivas bacias de drenagem consideradas na construção das curvas de permanência de vazões. A Tabela 09 apresenta as coordenadas geográficas e áreas de drenagem de cada seção de controle.

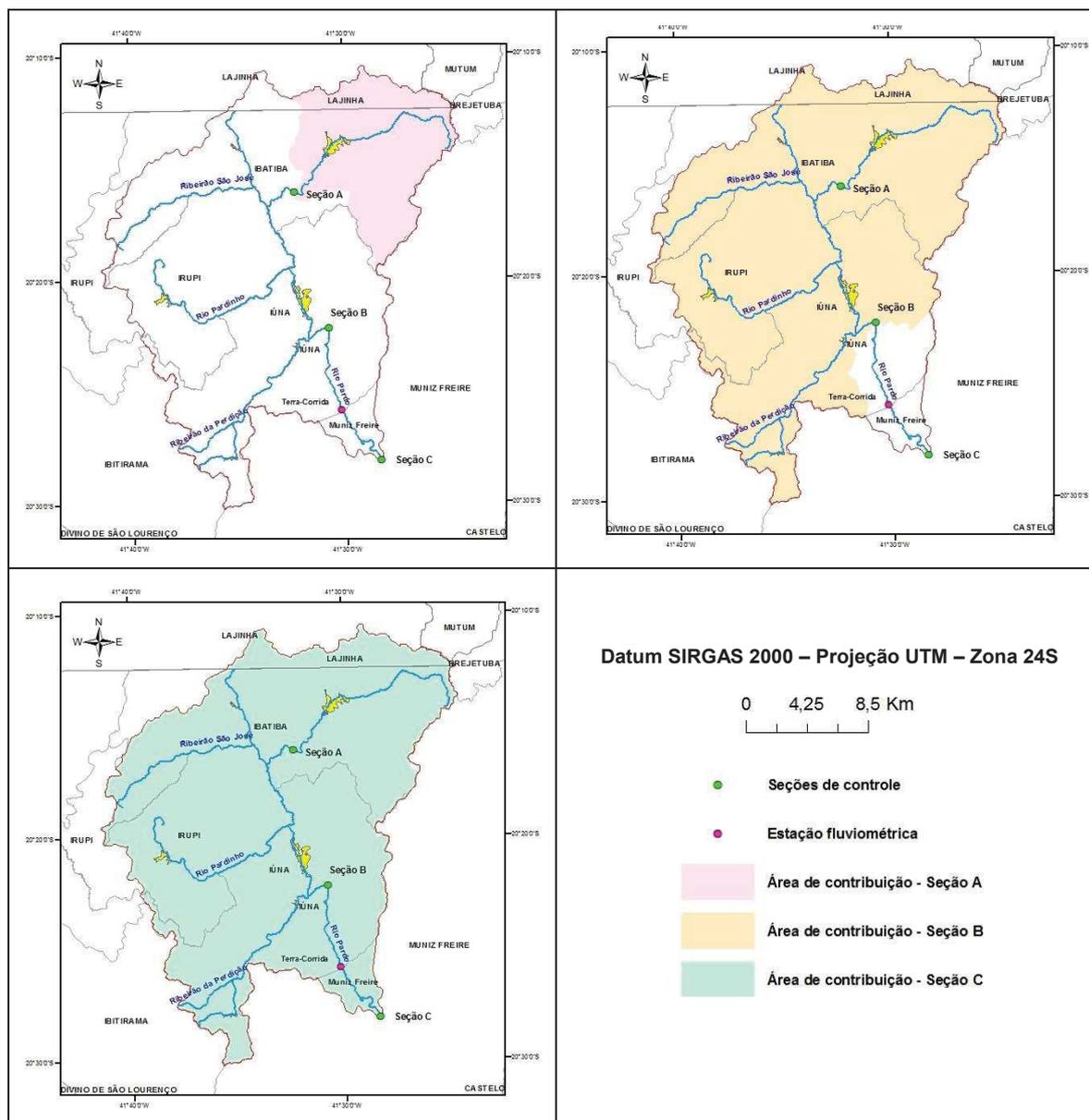


Figura 08 – Localização espacial das seções de controle (A, B e C) e da estação fluviométrica Terra Corrida - Montante e representação das bacias contribuintes consideradas na construção das curvas de permanência nas seções de controle.

Tabela 08 – Equações das curvas de permanência de vazões regionalizadas entre 50% e 95% para cada seção de controle.

Seção de controle	Q_{50R} (m ³ /s)	Q_{95R} (m ³ /s)	Equação empírica
Seção A	2,32	0,97	$e^{(-1,94.P + 1,81)}$
Seção B	7,89	3,34	$e^{(-1,91.P + 3,02)}$
Seção C	8,60	3,65	$e^{(-1,91.P + 3,11)}$

Nota: P: probabilidade de ocorrência das vazões (frequência %).

As curvas de permanência de vazões reunidas na Tabela 08 permitiram, adicionalmente, a apropriação da vazão com permanência de 90% (Q_{90}), vazão

mínima de referência utilizada no processo de outorga no estado do Espírito Santo, que foi empregada nas simulações do processo de autodepuração.

Tabela 09 – Localização geográfica e área de contribuição das seções de controle (A, B e C).

Seção de controle	Coordenadas geográficas	Curso d'água	Área de contribuição (Km²)
Seção A	41°32'18,42"W 20°16'9,639"S	rio Pardo	127,02
Seção B	41°30'45,825"W 20°22'9,673"S	rio Pardo	550,32
Seção C	41°28'18,931"W 20°28'4,466"S	rio Pardo	611,03

Ressalta-se que as seções de controle foram definidas para verificação, em diferentes pontos da bacia do rio Pardo, da influência do processo de autodepuração no abatimento de parcela da carga orgânica disposta nos cursos d'água estudados e, conseqüentemente, nas diferentes perspectivas de enquadramento dos mesmos.

5.3. DETERMINAÇÃO DAS CARGAS TOTAIS DE DBO_{5,20}

Nesta etapa foram determinadas as cargas totais de DBO_{5,20} produzidas na bacia hidrográfica do rio Pardo, considerando-se apenas aquelas provenientes do esgotamento sanitário. Estas correspondem às cargas domésticas de DBO_{5,20} produzidas e não coletadas (cargas diretas) e às cargas de DBO_{5,20} nos efluentes dos sistemas de tratamento de esgoto.

As cargas totais de DBO_{5,20} produzidas na bacia rio Pardo foram estimadas para diferentes horizontes de tempo e panoramas de tratamento de esgotos domésticos.

Foram estabelecidos três panoramas para a determinação das cargas totais de DBO_{5,20} doméstica na região de estudo. Nos panoramas 01, 02 e 03 foram consideradas, respectivamente, eficiências de 0%, 70% e 85% para a remoção de DBO_{5,20} associadas às cargas oriundas da população urbana da bacia. O panorama 1 reproduziu a condição atual da bacia do rio Pardo, uma vez que na bacia não há prestação de serviço de tratamento de esgoto. Nos panoramas 2 e 3 assumiu-se que 100% da população urbana seria atendida com serviço de coleta e tratamento de esgoto. Não foi considerada a perspectiva de tratamento

para o esgoto doméstico produzido pela população rural. Em todos os panoramas considerados, as estimativas das cargas totais foram realizadas para os horizontes 2014, 2020 e 2030.

A população (urbana e rural) em cada distrito da bacia do rio Pardo foi estimada por meio da sobreposição das imagens correspondentes aos limites dos distritos contidos na bacia de estudo e dos limites dos setores censitários utilizados para levantamento das informações no CENSO 2010 (Malha digital dos setores censitários) (IBGE, 2014) (Figura 09). Os arquivos dessas imagens, em formato *shapefile*, foram manipulados no programa ArcGIS e, por meio da superposição de imagens, foram identificadas as parcelas dos setores censitários contidos em cada distrito. Posteriormente, foram identificados os distritos contidos nas áreas de contribuição referentes às seções de controle (A, B e C).

Para os casos em que fração do setor censitário não estava contida integralmente na área de contribuição relativa a cada seção de controle, a população rural residente na fração do setor censitário contida na área de contribuição foi estimada pela equação (26):

$$P_{\text{RDist}} = \left(\frac{F_{\text{Area}}}{\text{Área total do setor censitário}} \right) \cdot P_{\text{RCen}} \quad (26)$$

Na equação (26):

P_{RDist} : População rural residente na fração do setor censitário contida na área de contribuição (hab);

F_{Area} : Fração da área do setor censitário contida na área contribuição (m^2);

P_{RCen} : População rural do setor censitário (hab).

Ressalta-se que as populações dos setores censitários foram estabelecidas com base na variável População Residente (V014) apresentada na tabela Base de Informações dos Setores 2010 (IBGE, 2011b).

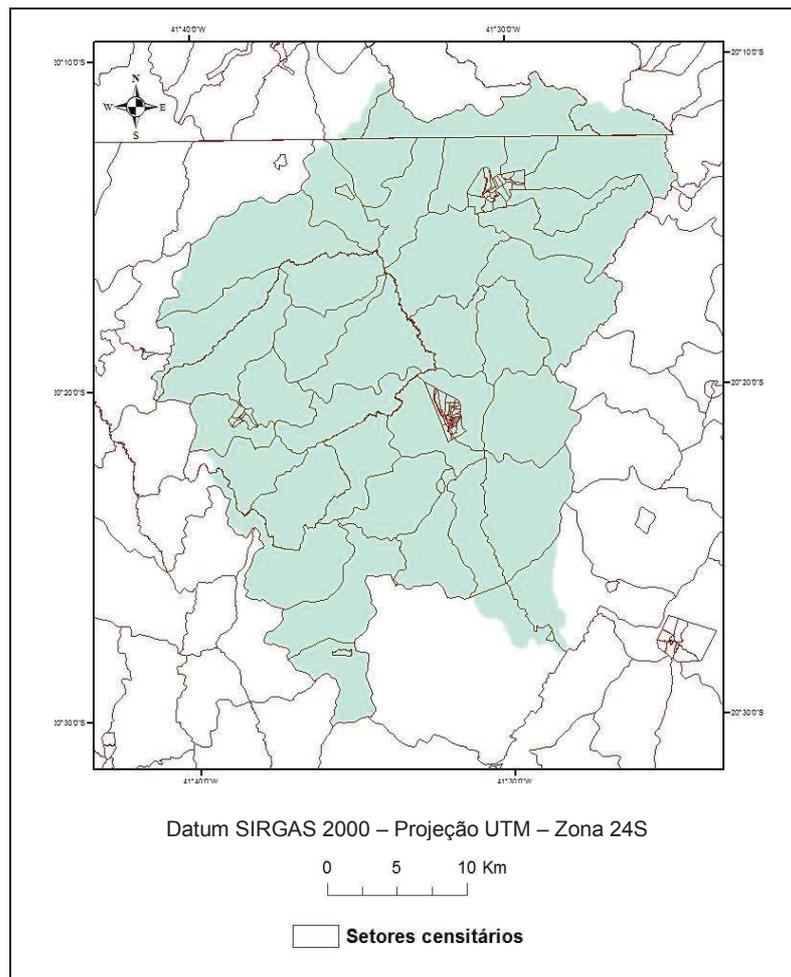


Figura 09 – Malha censitária relativa a bacia do rio Pardo.

As projeções de crescimento populacional para os anos de interesse foram realizadas por meio da aplicação de taxas médias de crescimento geométrico anual (entre os anos de 2000 e 2010) indicadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE, 2011a) e apresentadas no Quadro 04. Ressalta-se que, ainda que sejam possíveis projeções semelhantes a partir de outros modelos de crescimento populacional. Neste trabalho, no entanto, foram empregadas exclusivamente taxas geométricas propostas pelo IBGE.

Quadro 04 – Taxa média geométrica de crescimento anual (entre os anos de 2000 e 2010) relativa aos municípios da região de estudo.

Distrito	Município	Taxa média geométrica de crescimento anual
IBATIBA	IBATIBA/ES	1,53%
IRUPI	IRUPI/ES	1,25%
IÚNA	IÚNA/ES	0,46%
NOSSA SENHORA DAS GRAÇAS		
SANTÍSSIMA TRINDADE		
SÃO PEDRO	M. FREIRE/ES	-0,68%
ITAICI		
LAJINHA	LAJINHA/MG	0,04%

Fonte: IBGE, 2011a (adaptado).

No Apêndice I são apresentadas as populações rural e urbana por distrito e seção de controle avaliadas para os diferentes horizontes de tempo considerados.

Nos itens subseqüentes são sumarizados os procedimentos empregados para estimativa das cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas pelas populações dos distritos contidas nas áreas de contribuição relativas a cada seção de controle, considerados os diferentes horizontes de tempo e panoramas de tratamento de esgotos domésticos.

- **Estimativa da vazão média de esgotos domésticos**

A vazão média de esgotos domésticos proveniente da população (urbana e rural) foi estimada por meio da equação (27), baseada em Von Sperling (2005).

$$Q_{(u,r)} = P_{(u,r)} \cdot QPC \cdot R \quad (27)$$

Na expressão (27):

$Q_{(u,r)}$: vazão média de esgotos domésticos inerente à população urbana ou rural (L/d);

$P_{(u,r)}$: população urbana ou rural (hab);

QPC: quota per capita de água (L/hab.d);

R: coeficiente de retorno esgoto/água.

Neste estudo, assumiu-se coeficiente de retorno 0,8, valor este indicado pelas NBR 9649/1986 e 14486/2000 em situações nas quais não há dados locais comprovados oriundos de pesquisas (ABNT, 1986, 2000).

Von Sperling (2005) indica faixas típicas de consumo per capita de água, de acordo com a faixa da população (Tabela 10).

Tabela 10 - Faixas típicas de consumo per capita de água.

Porte da comunidade	Faixa de população (hab)	QPC (l/hab.d)
Povoado rural	< 5.000	90 - 140
Vila	5.000 -10.000	100 - 160
Pequena localidade	10.000 – 50.000	110 - 180
Cidade média	50.000 – 250.000	120 - 220
Cidade grande	> 250.000	150 - 300

Fonte: Von Sperling, 2005 (adaptado).

Adotaram-se neste estudo os valores médios relativos às faixas típicas, conforme os números de habitantes em cada distrito contidos nas áreas de contribuição relativas às seções de controle e horizontes de tempo analisados.

- **Estimativa da carga direta de DBO_{5,20} no esgoto doméstico**

Para estimativa das cargas diretas de DBO_{5,20} no esgoto doméstico, relativas à população rural, foi empregada a equação (28), baseada em Von Sperling (2005):

$$CD_{r(DBO_{5,20})} = Q_r \cdot C_{b(DBO_{5,20})} \cdot 10^{-9} \quad (28)$$

Na expressão (28):

$CD_{r(DBO_{5,20})}$: carga direta de DBO_{5,20} no esgoto doméstico relativa à população rural (t DBO_{5,20}/d);

$C_{b(DBO_{5,20})}$: concentração de DBO_{5,20} no esgoto doméstico bruto (mg/l).

Adotou-se o valor de 400 mg/l para a concentração de DBO_{5,20} no esgoto doméstico bruto. Esse valor corresponde ao limite superior da faixa de

concentração de $DBO_{5,20}$ característica de esgoto doméstico bruto, indicada por Von Sperling (2005) e Jordão e Pessôa (2009).

- **Estimativa da carga de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico tratado**

As cargas de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico tratado, relativas à população urbana, foram estimadas utilizando-se a equação (29):

$$CTu_{(DBO_{5,20})} = Q_u \cdot Cb_{(DBO_{5,20})} \cdot (1 - \%E_T) \cdot 10^{-9} \quad (29)$$

Na equação (29):

$CTu_{(DBO_{5,20})}$: carga de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico tratado relativa à população urbana (t $DBO_{5,20}/d$);

$\%E_T$: percentual de eficiência do tratamento de esgotos em relação à remoção de $DBO_{5,20}$.

- **Estimativa da carga total de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico**

As cargas totais de $DBO_{5,20}$ do esgoto doméstico nas seções de controle estudadas foram estimadas por meio da equação (30).

$$C_{Tot(DBO_{5,20})} = CDr_{(DBO_{5,20})} + CTu_{(DBO_{5,20})} \quad (30)$$

Na expressão (30):

$C_{Tot(DBO_{5,20})}$: carga total de $DBO_{5,20}$ do esgoto doméstico na seção de controle (t $DBO_{5,20}/d$).

5.4. AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DOS CURSOS DE ÁGUA DA BACIA DO RIO PARDO

Para avaliação das capacidades de autodepuração dos cursos d'água da bacia do rio Pardo foi aplicado o modelo QUAL-UFMG, detalhadamente apresentado e discutido por Von Sperling (2007).

Com auxílio do modelo QUAL-UFMG foram simulados perfis de $DBO_{5,20}$ e OD, assumindo-se sistema hídrico funcionando em regime permanente. Para simulação das concentrações de $DBO_{5,20}$ foram considerados os fenômenos de

desoxigenação associados à oxidação da matéria orgânica e as contribuições de cargas difusas externas (cargas de DBO oriundas do esgoto doméstico produzido pela população rural), não sendo consideradas as perdas de $DBO_{5,20}$ associadas à sedimentação da matéria orgânica. Para simulação das concentrações de OD foram consideradas a reaeração atmosférica e a desoxigenação produzida pela oxidação da matéria orgânica. Não foram consideradas, na aplicação do modelo, cargas difusas internas (fotossíntese, respiração e demanda bentônica), nem o consumo de oxigênio pela nitrificação.

As equações (04) e (13) correspondem às equações diferenciais utilizadas no modelo QUAL-UFMG para descrição da variação temporal das concentrações de $DBO_{5,20}$ e OD, respectivamente, desconsiderando-se a contribuição dos processos de sedimentação e de nitrificação e as contribuições associadas às cargas internas de $DBO_{5,20}$ sem acréscimo de vazão.

Von Sperling (2007) ressalta que a desconsideração do fenômeno de sedimentação da matéria orgânica apresenta-se a favor da segurança, uma vez que na modelagem da DBO não é considerado o decréscimo da DBO advindo da sedimentação. É importante ressaltar que a quantidade de sólidos sedimentáveis presentes no efluente final de esgotos tratados é baixa ou inexpressiva, sendo menor a influência da sedimentação e a possibilidade de formação do lodo de fundo no corpo d'água. Adicionalmente, Carvalho (2008) registra que a determinação do coeficiente de sedimentação não é um procedimento simples de se realizar, em virtude das dificuldades associadas ao cálculo, no corpo d'água, de valores de velocidade de sedimentação, sendo esta uma variável dependente da granulometria e do peso específico das partículas presentes no esgoto.

Von Sperling (2007) observa que os processos de fotossíntese e respiração têm taxas aproximadamente iguais, podendo se equivaler para simulações de qualidade de água que assumem escoamento permanente.

Os estudos para quantificação do coeficiente de demanda bentônica são laboriosos e caros, demandando vultoso levantamento de campo e análises

laboratoriais. A utilização de dados médios de literatura é difícil de se generalizar, função da complexidade da interação de todos os fatores que podem influenciar a demanda bentônica, como composição e textura do lodo, porcentagem de matéria orgânica, idade, profundidade, temperatura, OD, dentre outros (VON SPERLING, 2007). EPA (1985) acrescenta ainda outros elementos que influenciam na demanda bentônica, como a disposição da comunidade biológica e a velocidade de escoamento acima do sedimento, sendo que cada um desses fatores é resultante de outros processos de interação que ocorrem em outras regiões do sistema aquático.

5.4.1. Caracterização do sistema fluvial simulado

Para simulação das capacidades de autodepuração dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo foi considerada toda a extensão do rio Pardo, 57,9 Km, desde sua formação até sua foz. A construção do modelo hidráulico envolveu a segmentação do sistema fluvial em elementos computacionais (unidades de integração) com 100 m comprimento cada.

O trecho simulado foi caracterizado pela contribuição de fontes pontuais e distribuídas. As fontes pontuais foram constituídas pelos tributários do rio Pardo (ribeirão São José, rio Pardinho e ribeirão da Perdição, com extensões, respectivamente, de 17,5 Km, 19,9 Km e 18,5 Km) e os efluentes domésticos de 05 (cinco) núcleos urbanos situados na bacia do rio Pardo (Ibatiba, Irupi, Iúna, Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças). As fontes distribuídas foram compostas pelas vazões incrementais e cargas de $DBO_{5,20}$ decorrentes dos esgotos produzidos pela população rural situada na bacia do rio Pardo.

Na Figura 10 apresenta-se o diagrama unifilar para o sistema hídrico em estudo, indicando-se a localização das fontes pontuais e das seções de controle.

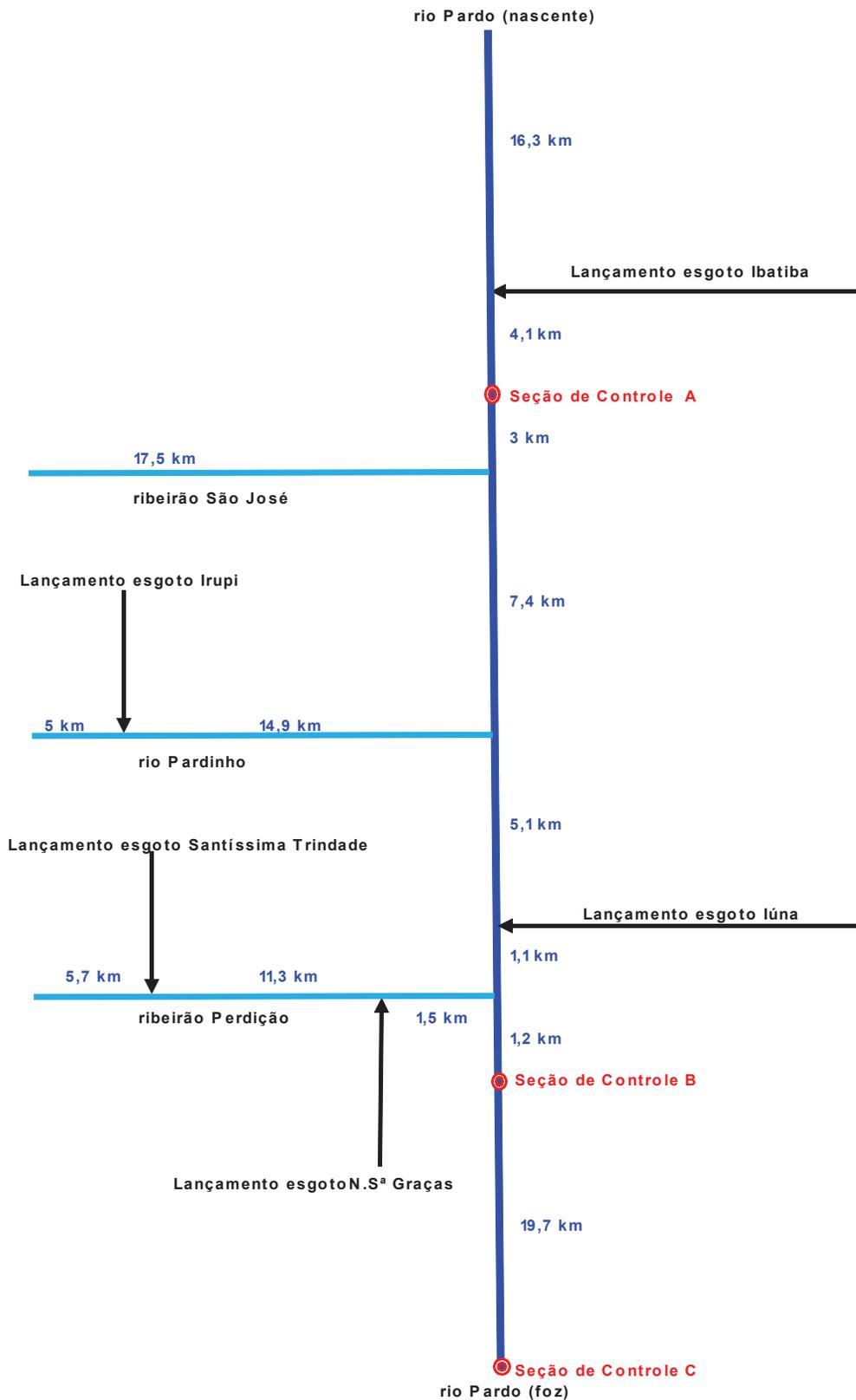


Figura 10 – Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio Pardo.

5.4.2. Dados de entrada do modelo

- **Dados iniciais**

Neste trabalho, a concentração de saturação de oxigênio assumiu o valor de 8,11 mg/L, estimada por meio da fórmula proposta por Popel (1979), a partir dos valores médios de altitude e temperatura na bacia (equações (15) e (16)). O valor de altitude média da bacia do rio Pardo foi estimado em 846,36 m. O valor médio adotado para a temperatura foi 20,6°C, obtido por meio de média dos valores de temperatura apresentados em relatório produzido pela Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN), relativo a monitoramento na área de estudo realizado durante o período de maio/2006 a junho/2014. No Anexo A são apresentados os dados de monitoramento de temperatura disponibilizados pela CESAN.

- **Características hidráulicas dos cursos d'água**

As relações funcionais entre vazão e velocidade e entre vazão e profundidade (funções potenciais no modelo QUAL-UFMG) foram estabelecidas a partir de registros de medições de vazão realizadas na estação fluviométrica de Terra Corrida – Montante, instalada e em operação no rio Pardo.

Foram estabelecidas equações de ajuste da velocidade e da profundidade em função da vazão, de acordo com as equações (20) e (21). Os coeficientes a, b, c e d dessas equações foram determinados por meio de análise de regressão, utilizando-se os dados referentes às medições de descarga realizadas na estação fluviométrica de Terra Corrida - Montante (Tabela B.I do Anexo B), monitorados durante os anos de 1996 a 2013. Os valores desses coeficientes são apresentados na Tabela 11. As figuras 11 e 12 apresentam as equações que permitem estimar velocidade e profundidade dos cursos d'água em função da vazão (equações (31) e (32)).

$$U = 0,1433 \cdot Q^{0,6305} \quad (31)$$

$$H = 0,6076 \cdot Q^{0,2566} \quad (32)$$

Tabela 11 - Valores dos coeficientes das equações de ajuste da velocidade e da profundidade em função da vazão.

Coeficientes das Equações de Ajuste			
a	b	c	d
0,1433	0,6305	0,6076	0,2566

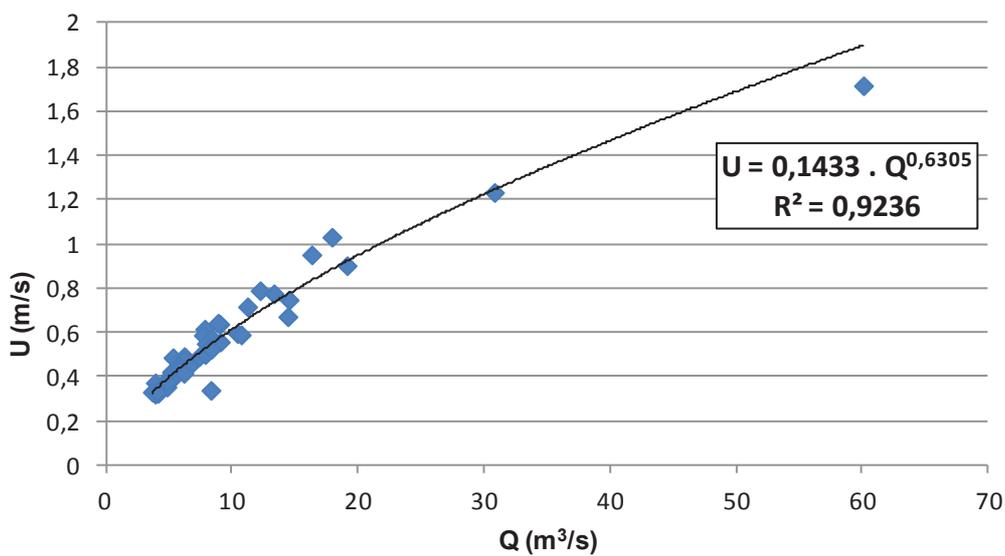


Figura 11 - Equação para apropriação da velocidade em função da vazão.

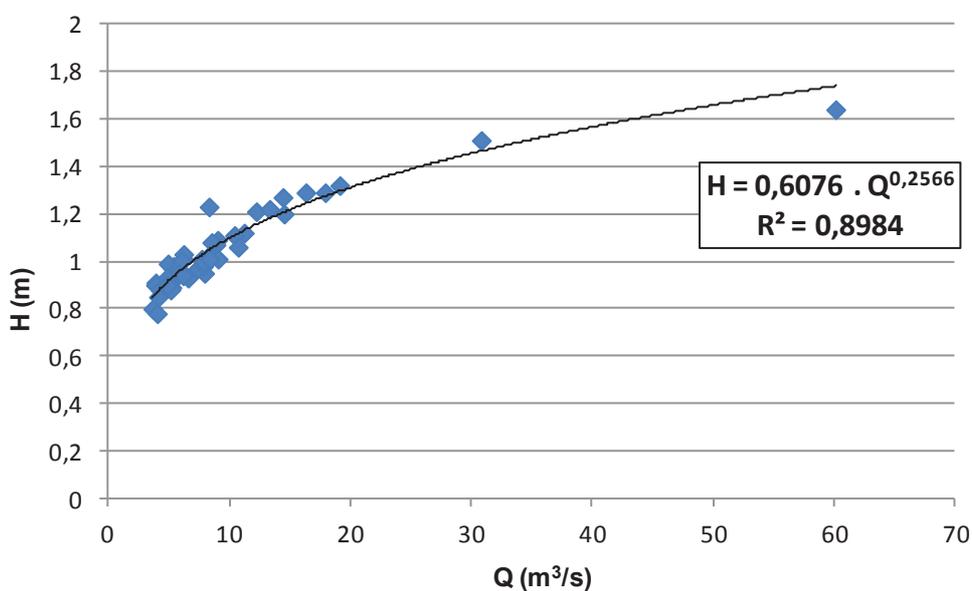


Figura 12 - Equação para apropriação da profundidade em função da vazão.

- **Vazões dos cursos d'água**

Para condução das simulações foram adotadas vazões de referência Q_{90} , determinadas conforme especificado no item 5.2 e cujos valores, para as seções de controle, estão indicados na Tabela 12. A vazão incremental foi estimada por meio de balanço de massa, considerada a diferença entre a vazão na seção final do trecho simulado e a vazão nas cabeceiras do sistema hídrico. Em todas as simulações realizadas, foi assumida a vazão incremental de $0,035 \text{ m}^3/\text{s.Km}^2$, considerada uniforme para todos os cursos d'água estudados.

Tabela 12 - Valores de vazão Q_{90} estimados para cada seção de controle.

Seção de controle	Curso d'água	Extensão do trecho simulado (km)	Q_{90} (m^3/s)
Seção A	rio Pardo	20,42	1,07
Seção B	rio Pardo	38,22	3,67
Seção C	rio Pardo	57,91	4,01

- **Vazões de esgotos domésticos**

Conforme indicado no item 5.3, as vazões médias de esgotos domésticos das populações urbana e rural foram estimadas por meio da equação (27).

As tabelas 13, 14 e 15 apresentam os valores de vazão média de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando-se o panorama 01 e as bacias conformadas pelas seções de controle A, B e C, respectivamente. Os valores de vazão média de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, referente aos demais panoramas, são apresentados no Apêndice II.

Tabela 13 - Valores de vazão média de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o panorama 01 e a seção de controle A.

Distrito	VAZÃO MÉDIA DE ESGOTOS DOMÉSTICOS (L/s)					
	2014		2020		2030	
	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana
Ibatiba	3,9	19,1	4,3	20,9	5,0	24,3
Lajinha	0,5	0,0	0,5	0,0	0,5	0,0

Tabela 14 - Valores de vazão média de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o panorama 01 e a seção de controle B.

Distrito	VAZÃO MÉDIA DE ESGOTOS DOMÉSTICOS (L/s)					
	2014		2020		2030	
	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana
Ibatiba	10,0	19,1	10,9	20,9	12,7	24,3
Irupi	6,8	4,3	7,4	4,6	8,3	5,2
Lúna	3,7	18,5	3,8	19,0	4,0	19,9
N. Sa das Graças	1,4	0,6	1,4	0,6	1,5	0,6
Santíssima Trindade	2,4	0,3	2,5	0,3	2,6	0,3
Lajinha	0,7	0,0	0,7	0,0	0,7	0,0

Tabela 15 - Valores de vazão média de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o panorama 01 e a seção de controle C.

Distrito	VAZÃO MÉDIA DE ESGOTOS DOMÉSTICOS (L/s)					
	2014		2020		2030	
	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana
Ibatiba	10,0	19,1	10,9	20,9	12,7	24,3
Irupi	6,8	4,3	7,4	4,6	8,3	5,2
Lúna	4,1	18,5	4,2	19,0	4,4	19,9
N. Sa das Graças	1,8	0,6	1,9	0,6	2,0	0,6
Santíssima Trindade	2,4	0,3	2,5	0,3	2,6	0,3
São Pedro	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Itaici	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Lajinha	0,7	0,0	0,7	0,0	0,7	0,0

• Concentração e carga dos constituintes modelados

Considerando-se os três panoramas (definidos em função das eficiências de remoção da $DBO_{5,20}$ do esgoto produzido pelas populações urbanas) e a concentração de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico bruto adotada neste estudo (400 mg/l), foram determinadas as concentrações de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico tratado, cujos valores são apresentados na Tabela 16. Em favor da segurança, a concentração de OD dos efluentes tratados foi assumida como zero nos três panoramas analisados.

Tabela 16 - Concentração de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico tratado relativo à população urbana por localidade da bacia do rio Pardo.

Distritos	Concentração de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico tratado (mg/L)		
	Panorama 1 (Eficiência 0%)	Panorama 2 (Eficiência 70%)	Panorama 3 (Eficiência 85%)
Ibatiba, Irupi, Iúna, N. Sa das Graças e Santíssima Trindade	400	120	60

Assumiu-se os valores de 7,5 mg/l e 2,0 mg/l, respectivamente, para as concentrações de OD e $DBO_{5,20}$ na vazão incremental, de acordo com Von Sperling (2007).

A carga direta incremental de $DBO_{5,20}$ produzida pela população rural foi estimada por meio da equação (33).

$$CDi_{DBO_{5,20}} = \left(CDr_{DBO_{5,20}} / Lt \right) \cdot 10^6 \quad (33)$$

Na equação (33):

$CDi_{DBO_{5,20}}$: carga direta incremental de $DBO_{5,20}$ relativa à população rural (g $DBO_{5,20}$ /d.m);

$CDr_{DBO_{5,20}}$: carga direta de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico relativa à população rural (t $DBO_{5,20}$ /d) (equação (28));

Lt: extensão total dos cursos d'água (m).

Na Tabela 17 são apresentados os valores das cargas diretas incrementais de $DBO_{5,20}$ relativas às populações rurais contidas na área de contribuição para cada seção de controle, conforme o horizonte de análise.

Tabela 17 - Valores da carga direta incremental de $DBO_{5,20}$ relativos à população rural.

Seção de controle	Carga direta incremental (g $DBO_{5,20}$ /d.m)		
	2014	2020	2030
Seção A	1,32	1,43	1,65
Seção B	7,61	8,12	9,07
Seção C	7,93	8,44	9,40

Neste estudo, em função da inexistência de informações consistentes sobre o esgotamento sanitário nas áreas rurais da região de estudo, foi assumido, em

favor da segurança, que toda carga de $DBO_{5,20}$ oriunda do esgoto gerado pela população rural atinge os corpos d'água superficiais, sem abatimento do valor dessa carga a partir de sistemas individuais de tratamento ou em decorrência de disposição de esgotos brutos no solo.

- **Coefficientes cinéticos (K_d e K_2)**

O coeficiente K_d , taxa que regula a oxidação da matéria orgânica, foi avaliado em função de características hidráulicas do corpo d'água (profundidade e vazão), considerando-se as formulações propostas por EPA (1985) e Thomann e Mueller (1987), conforme equações (07), (08) e (09).

Para avaliação do coeficiente K_d , a partir das informações de medição de vazão realizadas na estação fluviométrica de Terra Corrida - Montante, selecionou-se o valor de vazão associado às condições de estiagem na seção C (foz do rio Pardo) e o valor de profundidade da lâmina d'água associado a essa vazão ($4,01 \text{ m}^3/\text{s}$ e $0,78 \text{ m}$, respectivamente). Para o coeficiente K_d , estimado a partir da equação (07), foi assumido valor de $0,5 \text{ d}^{-1}$, valor conservador em termos de abatimento da carga orgânica no corpo receptor e condizente com valores típicos de literatura técnica corrente.

A constante cinética que regula o processo de reaeração atmosférica (K_2) foi estimada a partir do valor de vazão associado às condições de estiagem do rio Pardo ($4,01 \text{ m}^3/\text{s}$) e aos valores de profundidade e de velocidade associados a essa vazão ($0,78 \text{ m}$ e $0,332 \text{ m/s}$, respectivamente), considerando-se a expressão originalmente estabelecida por O'Connor e Dobbins (1958) (Tabela 06).

O emprego da formulação proposta por O'Connor e Dobbins (1958) em combinação com as equações de ajuste da velocidade e da profundidade em função da vazão (equações (31) e (32)) conduziu à equação (34), empregada para apropriação do valor de K_2 em função da vazão em cada segmento dos cursos d'água objetos das simulações realizadas.

$$K_2 = 3,73 (0,1433 \cdot Q^{0,6305})^{0,5} \cdot (0,6076 \cdot Q^{0,2566})^{-1,5} \quad (34)$$

Nas simulações realizadas, para correção dos valores dos coeficientes cinéticos em função da temperatura adotada neste estudo, foram empregados valores do coeficiente de temperatura (θ) de 1,047 para o coeficiente K_d e 1,024 para o coeficiente K_2 .

5.4.3. Cenários considerados para a simulação da qualidade das águas

Para a composição de diferentes cenários de simulação foram consideradas duas condições de autodepuração: a) Condição 01: ausência da oxidação da matéria orgânica, sem abatimento dos compostos orgânicos dispostos nos corpos d'água, reproduzindo-se a perspectiva assumida por Calmon *et al.* (2014); e b) Condição 02: presença da oxidação da matéria orgânica, ocorrendo redução das cargas orgânicas despejadas nos cursos d'água. Para a primeira condição, K_d foi considerado nulo e, para a segunda, K_d foi estimado por meio da equação (07).

Dessa forma, foram considerados, para cada um dos três panoramas de tratamento de esgoto, 06 (seis) cenários de simulação da qualidade de água, conformados a partir de duas condições de abatimento de cargas orgânicas e três horizontes de análise. O Quadro 05 apresenta a matriz que sumariza os cenários analisados, por panorama de tratamento de esgoto e perspectiva de crescimento populacional.

Quadro 05 - Cenários de simulação associados às perspectivas de crescimento populacional e abatimento de carga orgânica.

Panoramas	Condições de abatimento de carga orgânica	Horizontes		
		2014	2020	2030
Panoramas 1, 2 e 3	<u>Condição 01</u> Autodepuração nula (K_d nulo)	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
	<u>Condição 02</u> Autodepuração estimada (K_d estimado)	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6

É importante ressaltar que as duas condições de análise foram estabelecidas para que fosse possível analisar a influência do processo de autodepuração no

abatimento de parcela da carga orgânica disposta nos cursos d'água e, conseqüentemente, na perspectiva de enquadramento dos corpos d'água estudados.

5.5. ANÁLISE DA FREQUÊNCIA DE ATENDIMENTO DOS PADRÕES DE QUALIDADE RELATIVOS AO PARÂMETRO $DBO_{5,20}$ POR CLASSE DE ENQUADRAMENTO E CENÁRIO DE SIMULAÇÃO ASSUMIDO

Para análise da frequência de atendimento de padrões de qualidade relativos ao parâmetro $DBO_{5,20}$, por classe de enquadramento e cenário de simulação assumido, foram determinadas, nas seções de controle, as cargas totais de $DBO_{5,20}$ (atividade detalhada no item 5.3), as cargas remanescentes de $DBO_{5,20}$ e as curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$. As duas últimas atividades foram conduzidas conforme procedimentos apresentados nos itens subsequentes.

5.5.1. Determinação das cargas remanescentes de $DBO_{5,20}$

As cargas remanescentes de $DBO_{5,20}$ foram calculadas, para cada seção de controle, com auxílio da equação (35) e dos perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados com emprego do modelo de qualidade da água. Essas cargas correspondem às cargas remanescentes, após abatimento, pelo processo de autodepuração, das cargas totais de $DBO_{5,20}$ despejadas nos cursos d'água da bacia rio Pardo.

$$C_{re(DBO_{5,20})} = Q_{SC} \cdot C_{SC(DBO_{5,20})} \cdot 0,0864 \quad (35)$$

Na equação (35):

$C_{re(DBO_{5,20})}$: carga remanescente de $DBO_{5,20}$ na seção de controle (t $DBO_{5,20}$ /d);

Q_{SC} : vazão média de esgotos domésticos simulada na seção de controle (m^3/s);

$C_{SC(DBO_{5,20})}$: concentração de $DBO_{5,20}$ simulada para a seção de controle com auxílio do modelo de qualidade da água (mg/L).

5.5.2. Determinação das curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$

As curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$ da bacia hidrográfica do rio Pardo foram estabelecidas, para cada seção de controle, por meio do produto das vazões das curvas de permanência de vazões regionalizadas pelas concentrações de $DBO_{5,20}$ referentes aos padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005 para rios Classes 1, 2 e 3 (3, 5 e 10 mg/L, respectivamente) (equação (36)). As curvas resultantes correspondem às cargas máximas admissíveis de $DBO_{5,20}$ nas seções analisadas para que os padrões ambientais não sejam excedidos. Cabe observar que o parâmetro $DBO_{5,20}$ foi escolhido pela sua estreita relação com aportes de esgotos sanitários e com teores de oxigênio dissolvido em corpos receptores e pelo fato de ser o parâmetro mais utilizado por órgãos de controle ambiental na implementação e aplicação de instrumentos de gestão de recursos hídricos.

$$Cad_{(DBO_{5,20})} = Q_{CPV} \cdot C_{pad(DBO_{5,20})} \cdot 0,0864 \quad (36)$$

Na expressão (36):

$Cad_{DBO_{5,20}}$: cargas máximas admissíveis de $DBO_{5,20}$ na seção de controle (t $DBO_{5,20}$ /d) ;

Q_{CPV} : vazões da curva de permanência de vazões relativa à seção de controle (m^3/s);

$C_{pad(DBO_{5,20})}$: concentração de $DBO_{5,20}$ referente aos padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005 para rios Classes 1, 2 e 3 (3, 5 e 10 mg/L, respectivamente).

Após condução das atividades estabelecidas nos itens de 5.3., 5.5.1. e 5.5.2, foi possível analisar a frequência de atendimento dos padrões de qualidade relativos ao parâmetro $DBO_{5,20}$ em função das diferentes classes de qualidade de água doce estabelecidas pela Resolução CONAMA N° 357/2005. Essa frequência de atendimento foi obtida a partir do cruzamento das cargas totais $DBO_{5,20}$ (relativas à condição 1, na qual a autodepuração não é considerada) e das cargas remanescentes de $DBO_{5,20}$ (associadas à condição 2, na qual a

autodepuração é considerada) com as curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$, estabelecidas para bacia do rio Pardo.

5.6. AVALIAÇÃO DAS CARGAS DE $DBO_{5,20}$ A SEREM TRATADAS PARA O ESTABELECIMENTO DE CLASSES DE ENQUADRAMENTO

A determinação das cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas na região de estudo, por classe de enquadramento, foi realizada em função da capacidade suporte dos cursos d'água e das cargas de $DBO_{5,20}$ estimadas nas diferentes seções de controle e diferentes cenários de simulação. Para o estabelecimento da carga a ser tratada, para cada um dos cenários propostos, foi considerado percentual de 50% da vazão de referência utilizada no processo de outorga no estado do Espírito Santo (Q_{90}).

As cargas a serem tratadas, para a condição de vazão assumida, foram determinadas pela diferença entre as cargas de $DBO_{5,20}$ estimadas para cada seção de controle nos diferentes cenários de simulação e as cargas admissíveis de $DBO_{5,20}$ associadas aos padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 357/2005 para rios Classes 1, 2 e 3 (equações (37) e (38)).

Dessa forma, excluindo-se a perspectiva de autodepuração (condição 1), tem-se:

$$Cast_{(DBO_{5,20})} = CT_{(DBO_{5,20})} - Cad'_{(DBO_{5,20})} \quad (37)$$

Na equação (37):

$Cast_{(DBO_{5,20})}$: carga de $DBO_{5,20}$ a ser tratada para atendimento dos padrões de qualidade associados à determinada classe de enquadramento na seção de controle (t $DBO_{5,20}/d$);

$CT_{(DBO_{5,20})}$: carga total de $DBO_{5,20}$ do esgoto doméstico na seção de controle (t $DBO_{5,20}/d$) (equação (30));

$Cad'_{(DBO_{5,20})}$: carga máxima admissível de $DBO_{5,20}$ na seção de controle, considerando percentual de 50% da vazão de referência Q_{90} (t $DBO_{5,20}/d$).

Incluindo-se o processo de autodepuração (condição 2):

$$\text{Cast}_{(\text{DBO}_{5,20})} = \text{Cre}_{(\text{DBO}_{5,20})} - \text{Cad}'_{(\text{DBO}_{5,20})} \quad (38)$$

Na equação (38):

$\text{Cre}_{(\text{DBO}_{5,20})}$: carga remanescente de $\text{DBO}_{5,20}$ na seção de controle (t $\text{DBO}_{5,20}$ /d) (equação (35)).

Para os cenários nos quais a carga de $\text{DBO}_{5,20}$ estimada na seção de controle ($\text{CT}_{(\text{DBO}_{5,20})}$ ou $\text{Cre}_{(\text{DBO}_{5,20})}$) apresentou valor igual ou inferior a carga admissível, a carga a ser tratada foi considerada igual a zero.

Paralelamente à análise de parcelas de carga de $\text{DBO}_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle para o estabelecimento de classes de enquadramento, foi estimada a capacidade de diluição do corpo d'água não utilizada, correspondente à parcela de vazão que, teoricamente, não é comprometida (vazão excedente) na diluição da carga de $\text{DBO}_{5,20}$ a ser tratada na seção de controle para o estabelecimento de determinada classe de enquadramento.

Dessa forma, as capacidades de diluição do corpo d'água não utilizadas foram estimadas pela diferença entre as parcelas de carga máxima admissível de $\text{DBO}_{5,20}$ (capacidades de diluição do corpo d'água) e as parcelas de carga de $\text{DBO}_{5,20}$ a serem tratadas para o estabelecimento de classes de enquadramento, para cada seção de controle e cenários assumidos (equações (39) e (40)).

Excluindo-se a perspectiva de autodepuração (condição 1):

$$\text{CAP}_{(\text{DBO}_{5,20})} = \text{Cad}'_{\text{DBO}_{5,20}} - \text{CT}_{\text{DBO}_{5,20}} \quad (39)$$

Na equação (39):

$\text{CAP}_{(\text{DBO}_{5,20})}$: capacidade de diluição do corpo d'água não utilizada para diluição de carga de $\text{DBO}_{5,20}$ (t $\text{DBO}_{5,20}$ /d).

Incluindo-se o processo de autodepuração (condição 2):

$$\text{CAP}_{(\text{DBO}_{5,20})} = \text{Cad}'_{(\text{DBO}_{5,20})} - \text{Cre}_{(\text{DBO}_{5,20})} \quad (40)$$

Para os cenários nos quais a carga de $\text{DBO}_{5,20}$ estimada para seção de controle ($\text{CT}_{(\text{DBO}_{5,20})}$ ou $\text{Cre}_{(\text{DBO}_{5,20})}$) apresentou valor igual ou superior à carga máxima admissível, a capacidade de diluição do corpo d'água não utilizada foi considerada igual a zero.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. CARGAS TOTAIS DE DBO_{5,20}

As cargas totais de DBO_{5,20} produzidas em cada distrito contido na bacia hidrográfica do rio Pardo, tanto de origem direta (sem tratamento) quanto oriundas dos efluentes dos esgotos domésticos tratados são apresentadas nas tabelas 18, 19 e 20, assumindo-se os diferentes panoramas de tratamento estabelecidos e horizontes temporais de análise (2014, 2020 e 2030). As figuras 13, 14 e 15 ilustram a relação existente entre essas cargas, estimadas por distrito para o ano de 2014, considerando os três panoramas propostos.

É relevante observar que as referidas cargas correspondem à carga de DBO_{5,20} decorrente do esgoto doméstico da bacia hidrográfica do rio Pardo, assumindo-se a seção C como a seção de controle e sem considerar os possíveis abatimentos da carga orgânica pelo processo de autodepuração. As cargas de DBO_{5,20} referentes às áreas de contribuição associadas às seções de controle A e B são apresentadas no Apêndice III.

As figuras 16, 17 e 18 ilustram, em termos percentuais, a população e a carga total de DBO_{5,20} associados à cada distrito da bacia do rio Pardo, considerando-se os panoramas de tratamento de esgotos analisados para o horizonte 2014, na seção de controle C.

Tabela 18 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contribuição da seção de controle C, considerando o panorama 1 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	População (hab)						Cargas produzidas (t DBO _{5,20} /d)								
		2014		2020		2030		2014			2020			2030		
		Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total
Ibatiba	Ibatiba	8.272	14.216	9.062	15.572	10.547	18.125	0,344	0,660	1,004	0,377	0,723	1,100	0,439	0,841	1,280
Irupi	Irupi	5.681	4.031	6.121	4.343	6.931	4.918	0,236	0,148	0,385	0,255	0,160	0,414	0,288	0,181	0,469
Iúna	Iúna	3.880	13.772	3.988	14.156	4.175	14.821	0,143	0,639	0,782	0,147	0,657	0,804	0,154	0,688	0,841
N. S ^a das Graças	Iúna	1.719	557	1.767	573	1.850	600	0,063	0,020	0,084	0,065	0,021	0,086	0,068	0,022	0,090
Santíssima Trindade	Iúna	2.300	280	2.364	288	2.475	301	0,085	0,010	0,095	0,087	0,011	0,098	0,091	0,011	0,102
São Pedro	M. Freire	128	0	123	0	115	0	0,005	0,000	0,005	0,005	0,000	0,005	0,004	0,000	0,004
Itaici	M. Freire	64	0	62	0	58	0	0,002	0,000	0,002	0,002	0,000	0,002	0,002	0,000	0,002
Lajinha	Lajinha	628	0	629	0	632	0	0,023	0,000	0,023	0,023	0,000	0,023	0,023	0,000	0,023
TOTAL		22.672	32.856	24.116	34.932	26.783	38.765	0,90	1,48	2,38	0,96	1,57	2,53	1,07	1,74	2,81

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

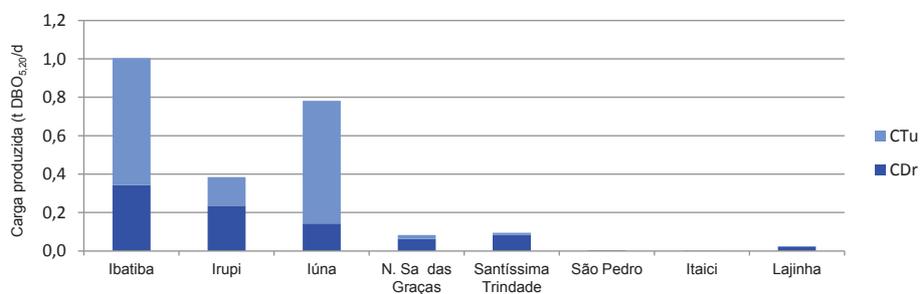


Figura 13 - Relação entre as cargas produzidas de DBO_{5,20} nos distritos da bacia hidrográfica do rio Pardo – resultados referentes à seção de controle C, panorama 1, ano 2014.

Tabela 19 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas em cada distrito, relativas à área de contração da seção de controle C, considerando o panorama 2 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	População (hab)						Cargas produzidas (t DBO _{5,20} /d)								
		2014		2020		2030		2014			2020			2030		
		Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total
Ibatiba	Ibatiba	8.272	14.216	9.062	15.572	10.547	18.125	0,344	0,198	0,542	0,377	0,217	0,594	0,439	0,252	0,691
Irupi	Irupi	5.681	4.031	6.121	4.343	6.931	4.918	0,236	0,045	0,281	0,255	0,048	0,303	0,288	0,054	0,343
Lúna	Lúna	3.880	13.772	3.988	14.156	4.175	14.821	0,143	0,192	0,334	0,147	0,197	0,344	0,154	0,206	0,360
N. S ^a das Graças	Lúna	1.719	557	1.767	573	1.850	600	0,063	0,006	0,069	0,065	0,006	0,071	0,068	0,007	0,075
Santíssima Trindade	Lúna	2.300	280	2.364	288	2.475	301	0,085	0,003	0,088	0,087	0,003	0,090	0,091	0,003	0,094
São Pedro	M. Freire	128	0	123	0	115	0	0,005	0,000	0,005	0,005	0,000	0,005	0,004	0,000	0,004
Itaici	M. Freire	64	0	62	0	58	0	0,002	0,000	0,002	0,002	0,000	0,002	0,002	0,000	0,002
Lajinha	Lajinha	628	0	629	0	632	0	0,023	0,000	0,023	0,023	0,000	0,023	0,023	0,000	0,023
TOTAL		22.672	32.856	24.116	34.932	26.783	38.765	0,90	0,44	1,34	0,96	0,47	1,43	1,07	0,52	1,59

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

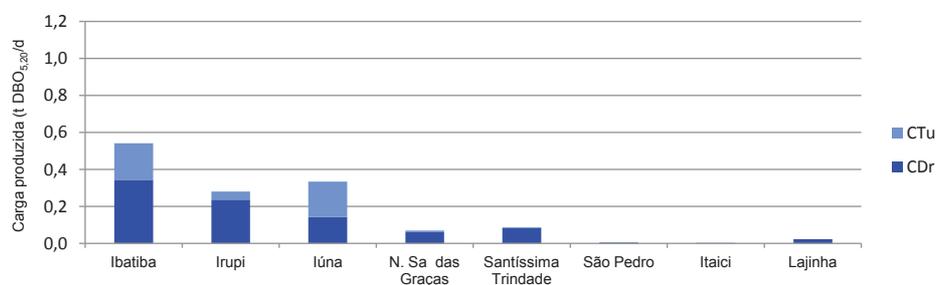


Figura 14- Relação entre as cargas produzidas de DBO_{5,20} nos distritos da bacia hidrográfica do rio Pardo – resultados referentes à seção de controle C, panorama 2, ano 2014.

Tabela 20 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas em cada distrito, relativas à área de contração da seção de controle C, considerando o panorama 3 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	População (hab)						Cargas produzidas (t DBO _{5,20} /d)								
		2014		2020		2030		2014			2020			2030		
		Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total
Ibatiba	Ibatiba	8.272	14.216	9.062	15.572	10.547	18.125	0,344	0,099	0,443	0,377	0,108	0,485	0,439	0,126	0,565
Irupi	Irupi	5.681	4.031	6.121	4.343	6.931	4.918	0,236	0,022	0,259	0,255	0,024	0,279	0,288	0,027	0,315
Íluna	Íluna	3.880	13.772	3.988	14.156	4.175	14.821	0,143	0,096	0,239	0,147	0,099	0,245	0,154	0,103	0,257
N. S ^a das Graças	Íluna	1.719	557	1.767	573	1.850	600	0,063	0,003	0,066	0,065	0,003	0,068	0,068	0,003	0,071
Santíssima Trindade	Íluna	2.300	280	2.364	288	2.475	301	0,085	0,002	0,086	0,087	0,002	0,089	0,091	0,002	0,093
São Pedro	M. Freire	128	0	123	0	115	0	0,005	0,000	0,005	0,005	0,000	0,005	0,004	0,000	0,004
Itaici	M. Freire	64	0	62	0	58	0	0,002	0,000	0,002	0,002	0,000	0,002	0,002	0,000	0,002
Lajinha	Lajinha	628	0	629	0	632	0	0,023	0,000	0,023	0,023	0,000	0,023	0,023	0,000	0,023
TOTAL		22.672	32.856	24.116	34.932	26.783	38.765	0,90	0,22	1,12	0,96	0,24	1,20	1,07	0,26	1,33

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

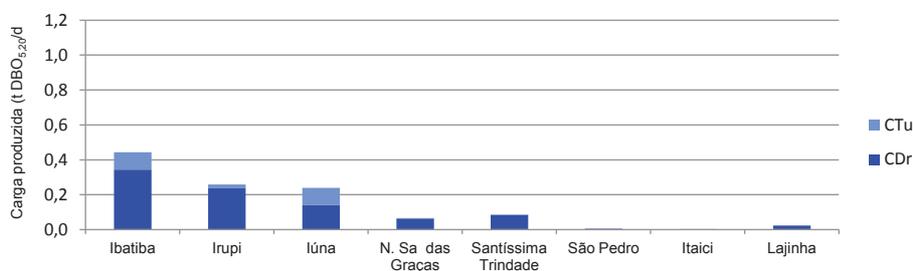


Figura 15- Relação entre as cargas produzidas de DBO_{5,20} nos distritos da bacia hidrográfica do rio Pardo – resultados referentes à seção de controle C, panorama 3, ano 2014.

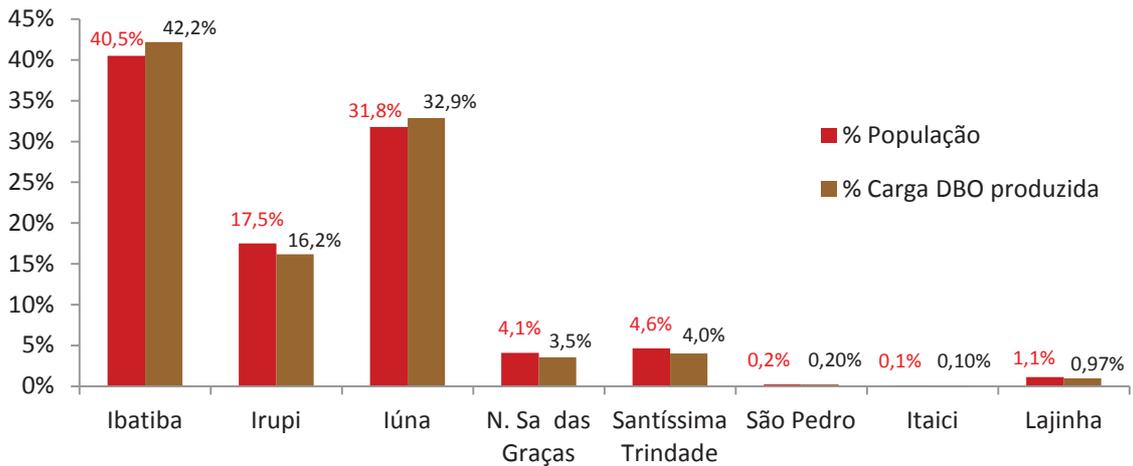


Figura 16 – Percentual da população e da carga total de DBO_{5,20} produzida por distrito da bacia hidrográfica do rio Pardo – resultados referentes à seção de controle C, panorama 1, ano 2014.

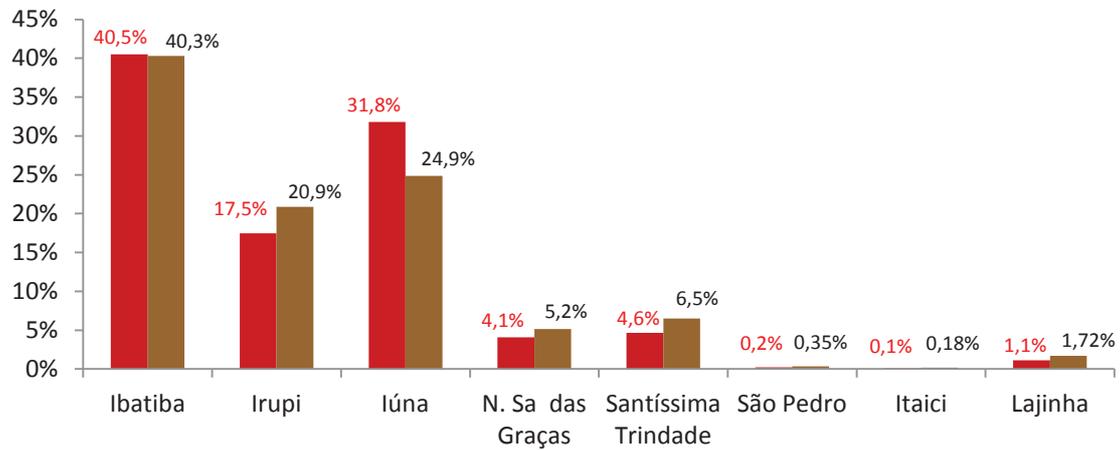


Figura 17 — Percentual da população e da carga total de DBO_{5,20} produzida por distrito da bacia hidrográfica do rio Pardo – resultados referentes à seção de controle C, panorama 2, ano 2014.

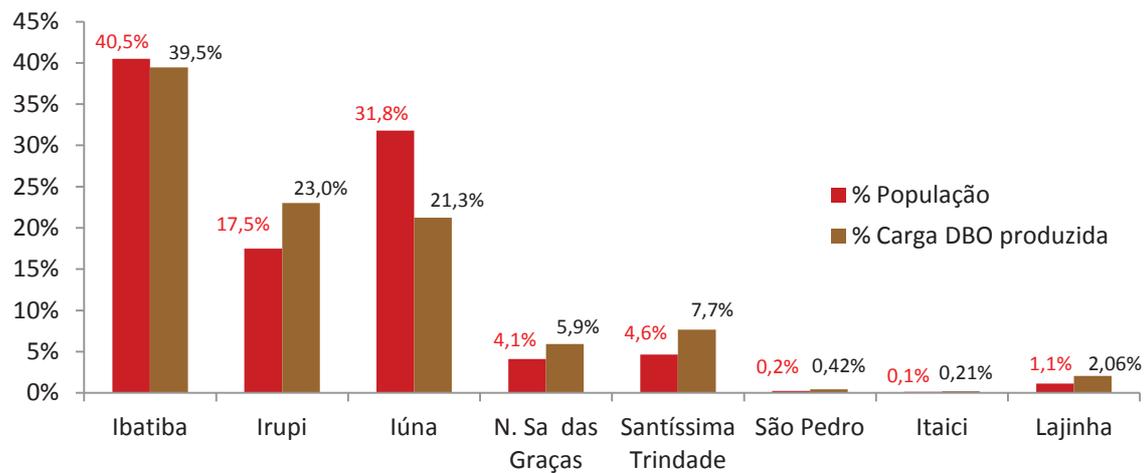


Figura 18 – Percentual da população e da carga total de DBO_{5,20} produzida por distrito da bacia hidrográfica do rio Pardo – resultados referentes à seção de controle C, panorama 3, ano 2014.

A partir da simples inspeção dos dados reunidos nas tabelas 18, 19 e 20, é possível observar que a população do município de Ibatiba é majoritariamente urbana (cerca de 36,8% da população é classificada como rural e 63,2% como urbana). A população do município de Irupi apresenta-se mais uniformemente distribuída entre rural e urbana (com percentuais de 58,5% e 41,5%, respectivamente). Em relação a parte do município de Lúna compreendida na área de estudo, o distrito de Lúna (sede) é composto por uma população predominantemente urbana (78%) e os distritos de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade possuem uma população majoritariamente rural (75,5 e 89,1%, respectivamente). As porções dos distritos de São Pedro e de Itaiçi inseridas na bacia do rio Pardo, pertencentes ao município de Muniz Freire, representam as duas menores populações da bacia (0,2 e 0,1%, respectivamente), sendo as mesmas totalmente rurais. A população do distrito de Lajinha (distrito do município mineiro homônimo) contida na bacia do rio Pardo é totalmente rural e representa apenas 1,1% de toda população da região de estudo.

As figuras 16, 17 e 18 permitem identificar os distritos que mais contribuem para a produção de carga de $DBO_{5,20}$ na bacia hidrográfica do rio Pardo, além de indicarem a proporcionalidade existente entre o percentual da população e da carga produzida por distrito. Para o panorama associado à atual condição de tratamento de esgotos (panorama 1), no ano de 2014, os percentuais relativos às cargas produzidas pelos distritos de Ibatiba, Lúna e Irupi (maiores contribuintes para a carga de $DBO_{5,20}$) foram, respectivamente, 42,2, 32,9 e 16,2% de toda carga gerada na bacia hidrográfica do rio Pardo (2,38 t $DBO_{5,20}$ /d).

6.2. CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DOS CURSOS D'ÁGUA DA BACIA DO RIO PARDO

A avaliação das capacidades de autodepuração dos cursos d'água da bacia do rio Pardo foi estabelecida a partir da análise dos perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados com auxílio do modelo de qualidade da água, para as seções de controle A, B e C, considerando os panoramas e horizontes de análise.

Na Tabela 21 são apresentados valores de concentração de DBO_{5,20} para as seções de controle estudadas, considerando-se os cenários associados à condição que contempla o processo de autodepuração.

Tabela 21 - Valores de concentração de DBO_{5,20} simulados para as seções de controle estudadas, considerando o processo de autodepuração.

Seção de controle	Panorama	Concentração DBO _{5,20} (mg/L)		
		2014	2020	2030
Seção A	Panorama 1 (0%)	9,10	9,86	11,27
	Panorama 2 (70%)	3,54	3,78	4,22
	Panorama 3 (85%)	2,35	2,47	2,71
Seção B	Panorama 1 (0%)	5,28	5,52	5,95
	Panorama 2 (70%)	3,00	3,12	3,35
	Panorama 3 (85%)	2,51	2,61	2,79
Seção C	Panorama 1 (0%)	3,82	3,98	4,29
	Panorama 2 (70%)	2,46	2,56	2,74
	Panorama 3 (85%)	2,17	2,25	2,41

Os perfis de concentração de DBO_{5,20} simulados para o rio Pardo e tributários (rio Pardinho, ribeirão da Perdição e ribeirão São José), relativos aos panoramas 1, 2 e 3, para os diferentes horizontes de tempo, considerando-se a seção de controle C, são apresentados por meio das figuras 19 a 27. Foram produzidos perfis similares para as demais seções de controle.

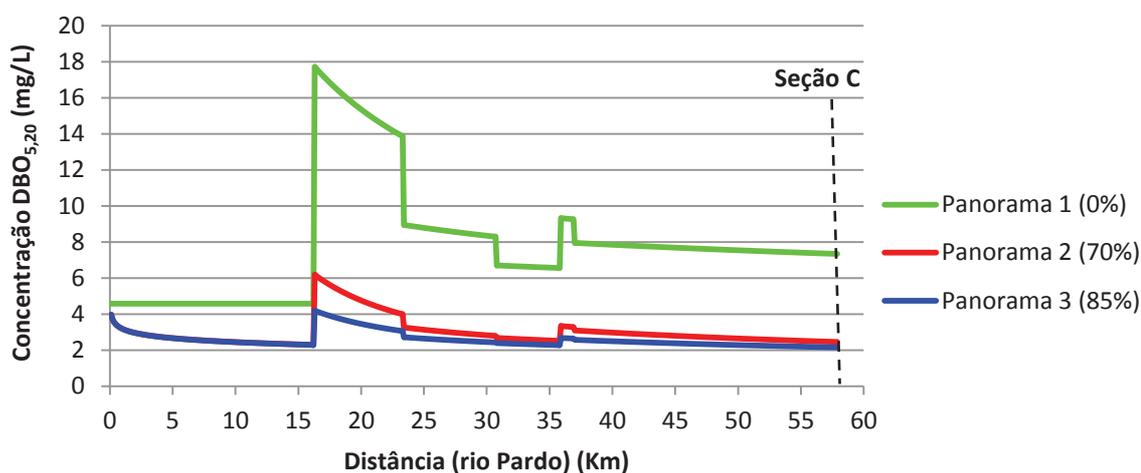


Figura 19 – Perfis de concentração de DBO_{5,20} simulados para o rio Pardo - resultados associados à seção de controle C, ano 2014.

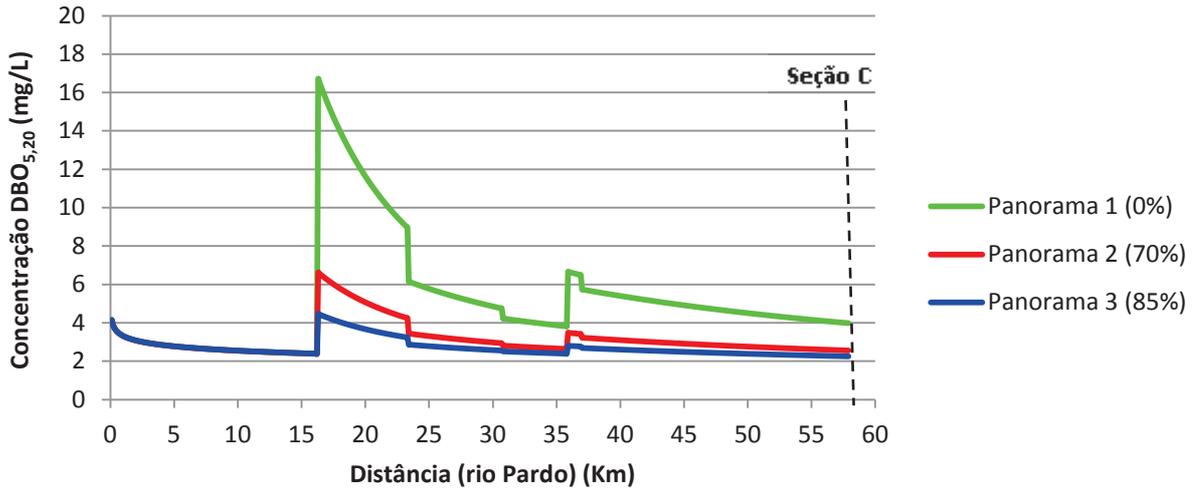


Figura 20 – Perfis de concentração de DBO_{5,20} simulados para o rio Pardo - resultados associados à seção de controle C, ano 2020.

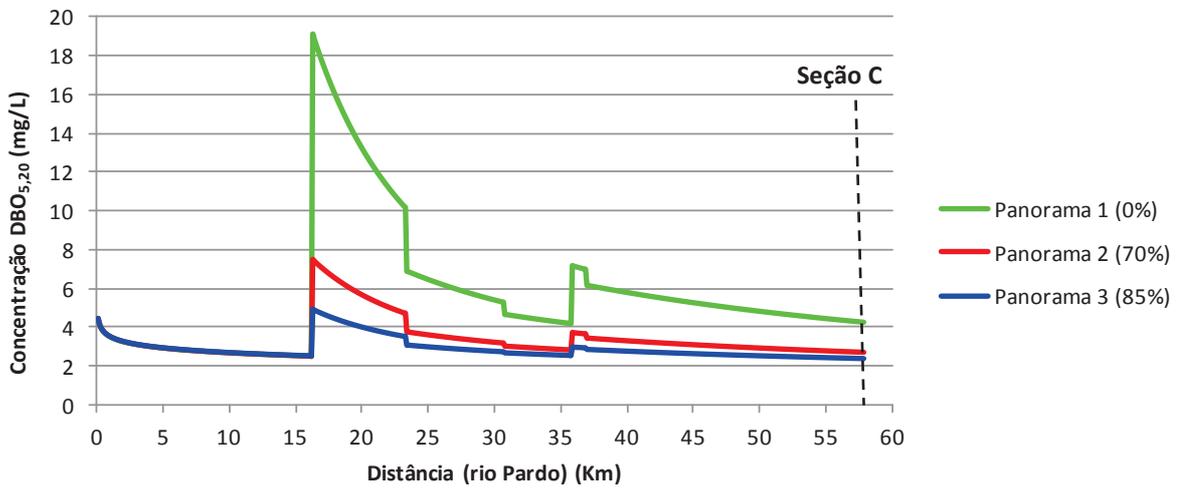


Figura 21 – Perfis de concentração de DBO_{5,20} simulados para o rio Pardo - resultados associados à seção de controle C, ano 2030.

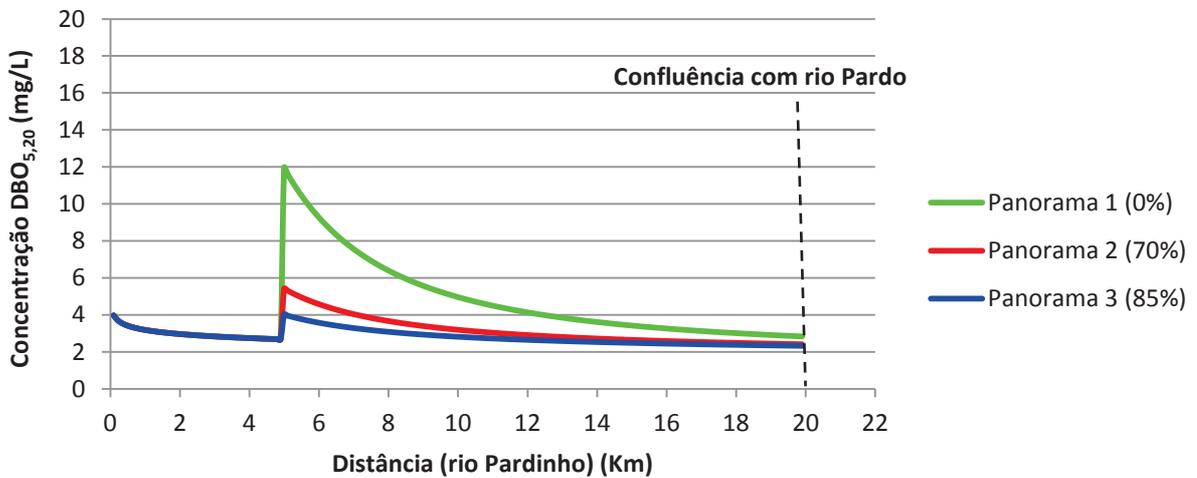


Figura 22 – Perfis de concentração de DBO_{5,20} simulados para o rio Pardo - resultados associados à seção de controle C, ano 2014.

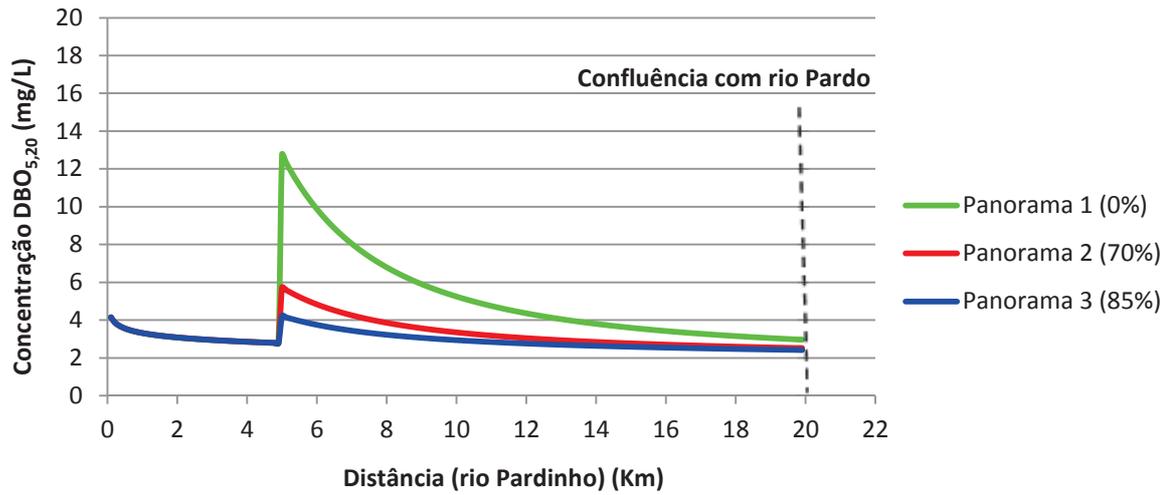


Figura 23 – Perfis de concentração de DBO_{5,20} simulados para o rio Pardinho - resultados associados à seção de controle C, ano 2020.

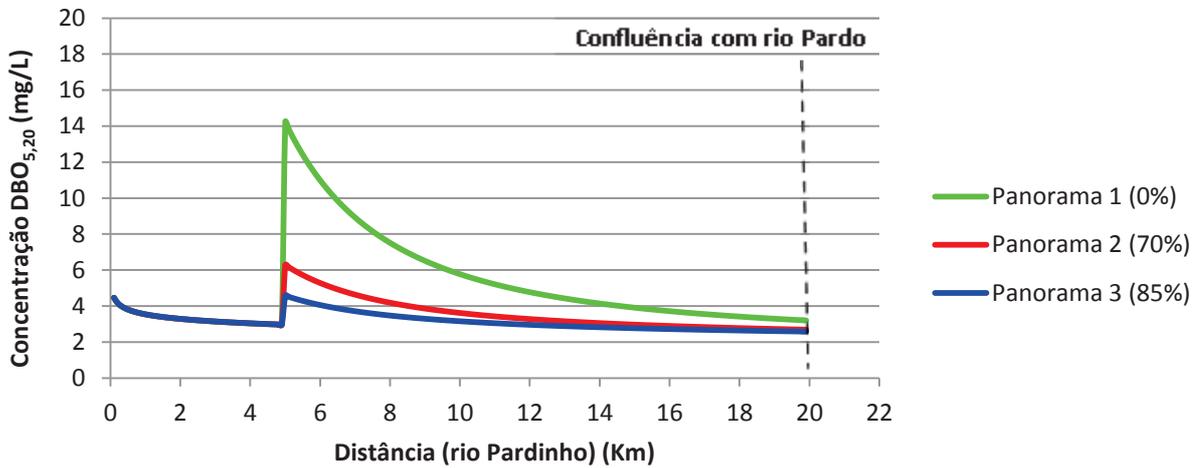


Figura 24 – Perfis de concentração de DBO_{5,20} simulados para o rio Pardinho - resultados associados à seção de controle C, ano 2030.

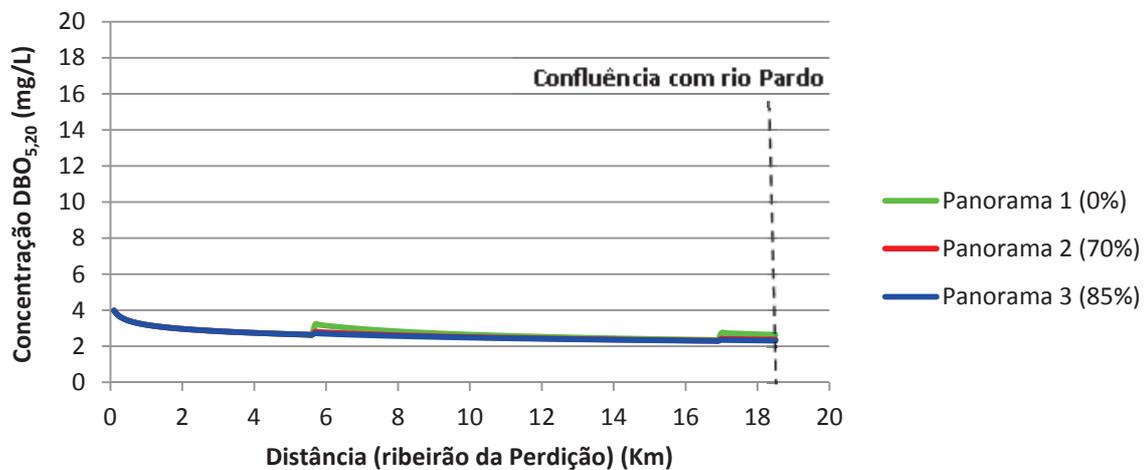


Figura 25 – Perfis de concentração de DBO_{5,20} simulados para o ribeirão da Perdição - resultados associados à seção de controle C, ano 2014.

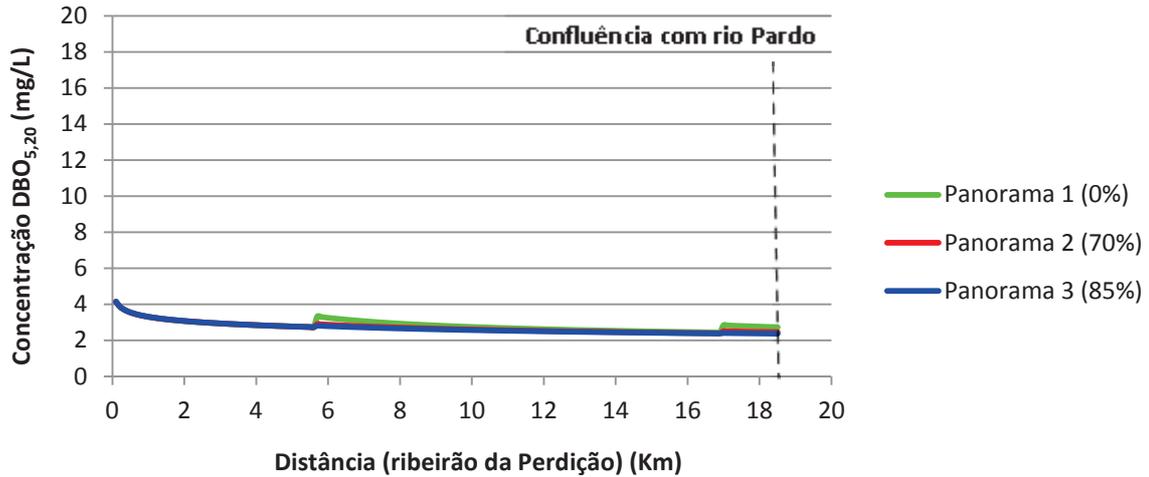


Figura 26 – Perfis de concentração de DBO_{5,20} simulados para o ribeirão da Perdição - resultados associados à seção de controle C, ano 2020.

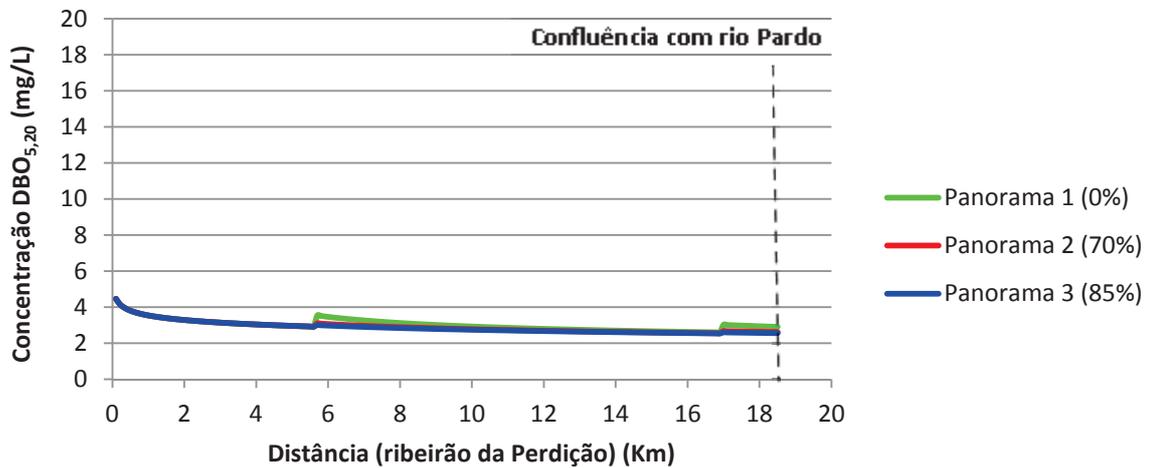


Figura 27 – Perfis de concentração de DBO_{5,20} simulados para o ribeirão da Perdição - resultados associados à seção de controle C, ano 2030.

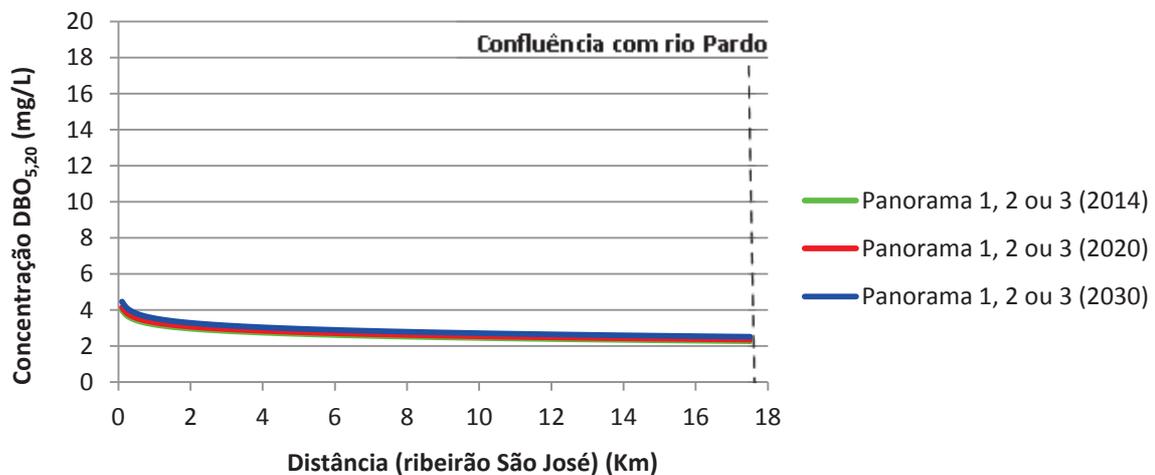


Figura 28 – Perfis de concentração de DBO_{5,20} simulados para o ribeirão São José - resultados associados à seção de controle C, anos 2014, 2020 e 2030.

A partir da inspeção da Tabela 21 e das figuras 19 a 28 (e suas similares associadas as demais seções de controle), apresentam-se como relevantes as seguintes considerações:

- A concentração crítica de $DBO_{5,20}$ em todas as simulações da qualidade da água do rio Pardo apresentou-se associada ao lançamento do esgoto urbano do distrito mais populoso da bacia do rio Pardo (Ibatiba, 16,3 Km à jusante da nascente do rio Pardo). A maior concentração estimada com auxílio do modelo de qualidade da água para as diferentes seções de controle foi de 19,1 mg/L, panorama 3 e ano de 2030. A partir do distrito de Ibatiba, até a entrada do tributário ribeirão São José, observou-se decaimento na concentração de $DBO_{5,20}$ (46,4%, 36,0% e 27,5%, associados aos panoramas 1, 2 e 3, respectivamente).
- O ribeirão São José apresentou-se como importante tributário do rio Pardo, induzindo diluição do esgoto doméstico produzido, principalmente, pela população urbana de Ibatiba. Este efeito de diluição foi particularmente mais relevante quando se considerou o panorama 1 (disposição de esgoto bruto), situação na qual observou-se redução da concentração de $DBO_{5,20}$ de aproximadamente 31% no rio Pardo. A concentração de $DBO_{5,20}$ na foz do ribeirão São José, função das condições iniciais assumidas, não ultrapassou a concentração de 2,5 mg/L em nenhum dos cenários simulados.
- Apesar do distrito de Irupi estar entre os três distritos que mais contribuem para a geração de carga de $DBO_{5,20}$ na bacia do rio Pardo, o esgoto produzido pela população desse distrito não produziu aumento da concentração de $DBO_{5,20}$ no rio Pardo em nenhum dos panoramas ou horizontes de tempo avaliados. É relevante observar que a concentração de $DBO_{5,20}$ no esgoto do distrito de Irupi é reduzida ao longo do tributário rio Pardinho, por meio de autodepuração, até a sua confluência com o rio Pardo, seção na qual os valores de $DBO_{5,20}$ não se apresentaram superiores a 3,2 mg/L nas simulações realizadas.
- No rio Pardo, decaimentos menos expressivos da concentração de $DBO_{5,20}$ (abatimentos de 22,2%, 14,6% e 10,9% para os panoramas 1, 2 e 3, respectivamente) ocorreram no trecho entre a seção de afluição do rio Pardinho e o ponto de lançamento de esgoto urbano do distrito de Lúna

(lançamento localizado no quilômetro 35,9 do rio Pardo). Na seção de lançamento do esgoto urbano do distrito de Lúna estimou-se aumento na concentração de $DBO_{5,20}$ no rio Pardo que, quando da disposição de efluentes brutos (panorama 1), assumiu valor médio de 6,7 mg/L para os horizontes de tempo analisados. Para os panoramas de tratamento 2 e 3, a concentração de $DBO_{5,20}$ não apresentou valores estimados superiores a 3,7 mg/L.

- Os lançamentos de esgotos produzidos pelas populações urbanas dos distritos de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade, distritos que menos contribuem para geração de carga de $DBO_{5,20}$ urbana na bacia do rio Pardo, acarretaram pequeno incremento no valor da concentração de $DBO_{5,20}$ no tributário ribeirão da Perdição, produzindo valores não superiores a 3,5 mg/L. A confluência com o ribeirão da Perdição contribuiu para pequena diminuição da concentração de $DBO_{5,20}$ no rio Pardo. Nesta seção, o rio Pardo apresentou, para os horizontes de análise, valores estimados médios de $DBO_{5,20}$ de 5,8 mg/L, 3,3 mg/L e 2,7 mg/L, quando considerados os panoramas de tratamento 1, 2 e 3, respectivamente.

Os valores das cargas totais de $DBO_{5,20}$ estimados para a bacia hidrográfica do rio Pardo (referentes à condição 1, na qual não se considera o processo de autodepuração), das cargas remanescentes de $DBO_{5,20}$ obtidas a partir dos perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ (referentes à condição 2, com a incorporação do processo de autodepuração) e das cargas assimiladas de $DBO_{5,20}$, devido ao processo de autodepuração, são apresentados, por panorama de tratamento e horizontes de análise, para as diferentes seções de controle, na Tabela 22. As figuras 29, 30 e 31 ilustram a relação existente entre as referidas cargas de $DBO_{5,20}$ (totais, remanescentes e assimiladas) para as diferentes seções de controle estudadas, considerando-se os cenários de simulação propostos neste trabalho.

Tabela 22 - Valores das cargas de $DBO_{5,20}$ (totais, remanescentes e assimiladas) para as seções de controle A, B e C, considerando os cenários de simulação propostos.

Panorama	Tipo de carga $DBO_{5,20}$	Carga $DBO_{5,20}$ (t DBO/d)								
		SEÇÃO A			SEÇÃO B			SEÇÃO C		
		2014	2020	2030	2014	2020	2030	2014	2020	2030
Panorama 1 (0%)	Cargas totais (Condição 1)	0,810	0,886	1,028	2,343	2,494	2,775	2,379	2,531	2,812
	Cargas remanescentes (Condição 2)	0,581	0,631	0,725	1,535	1,605	1,734	1,338	1,398	1,507
	Cargas assimiladas	0,229	0,255	0,304	0,808	0,889	1,041	1,041	1,134	1,305
Panorama 2 (70%)	Cargas totais (Condição 1)	0,348	0,380	0,440	1,308	1,395	1,555	1,345	1,432	1,592
	Cargas remanescentes (Condição 2)	0,226	0,242	0,271	0,872	0,908	0,976	0,862	0,898	0,962
	Cargas assimiladas	0,122	0,138	0,168	0,437	0,487	0,579	0,482	0,534	0,630
Panorama 3 (85%)	Cargas totais (Condição 1)	0,249	0,271	0,313	1,087	1,159	1,293	1,123	1,196	1,331
	Cargas remanescentes (Condição 2)	0,150	0,158	0,174	0,729	0,759	0,813	0,760	0,789	0,846
	Cargas assimiladas	0,099	0,113	0,139	0,357	0,400	0,480	0,363	0,407	0,485

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

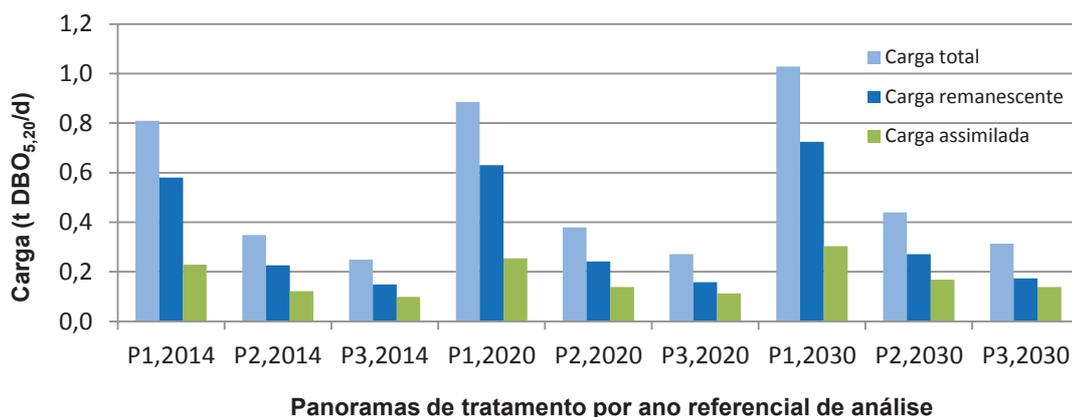


Figura 29 - Relação entre as cargas de $DBO_{5,20}$ (totais, remanescentes e assimiladas) na seção de controle A.

Notas: P1 – panorama 1; P2 – panorama 2; P3 – panorama 3.

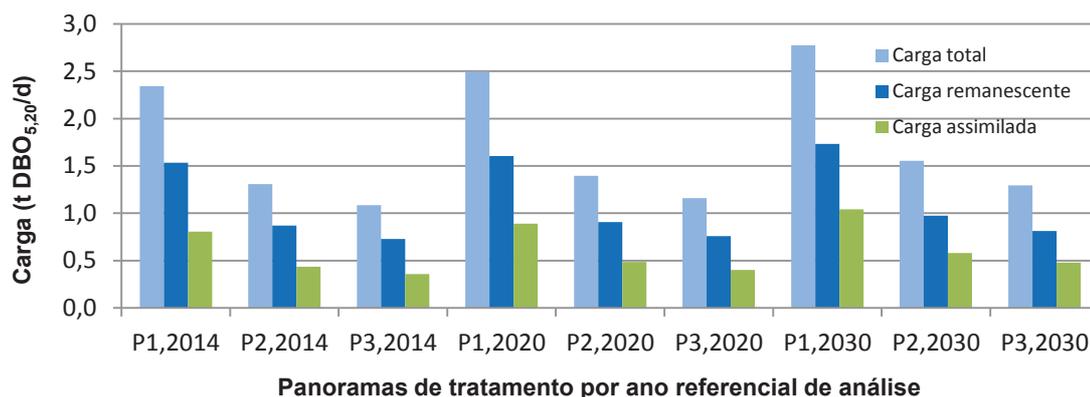


Figura 30 - Relação entre as cargas de DBO_{5,20} (totais, remanescentes e assimiladas) na seção de controle B.

Notas: P1 – panorama 1; P2 – panorama 2; P3 – panorama 3.

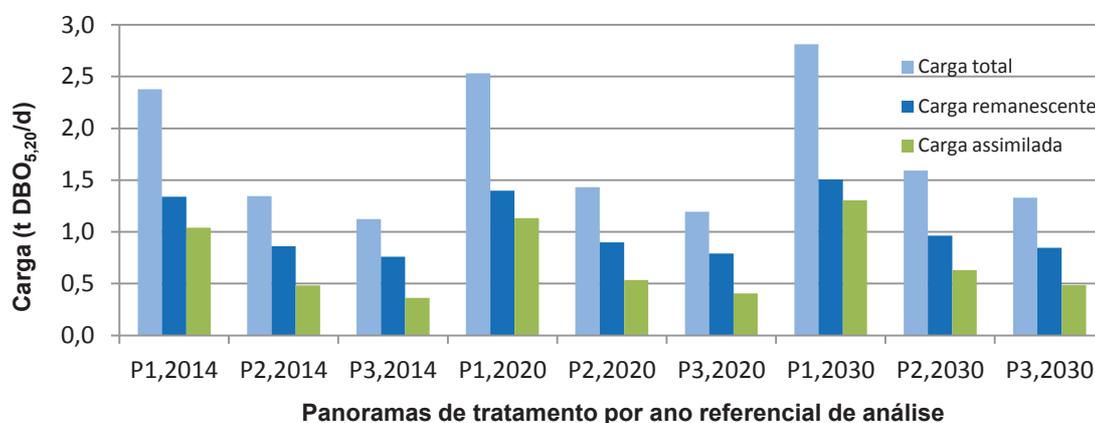


Figura 31 - Relação entre as cargas de DBO_{5,20} (totais, remanescentes e assimiladas) na seção de controle C.

Notas: P1 – panorama 1; P2 – panorama 2; P3 – panorama 3.

Na Tabela 23 são apresentadas, em termos percentuais, as reduções da carga total de DBO_{5,20} em decorrência do processo de autodepuração, considerando-se as diferentes seções de controle, panoramas e horizontes de análise.

Tabela 23 - Percentuais de redução da carga total de DBO_{5,20} nas seções de controle A, B e C, para os diferentes panoramas e horizontes de análise.

Panorama	Percentual de redução da carga total de DBO _{5,20} obtido por meio incorporação da autodepuração								
	SEÇÃO A			SEÇÃO B			SEÇÃO C		
	2014	2020	2030	2014	2020	2030	2014	2020	2030
Panorama1 (0%)	28,3%	28,8%	29,5%	34,5%	35,6%	37,5%	43,8%	44,8%	46,4%
Panorama2 (70%)	35,1%	36,4%	38,3%	33,4%	34,9%	37,3%	35,9%	37,3%	39,6%
Panorama3 (85%)	39,9%	41,7%	44,4%	32,9%	34,5%	37,1%	32,3%	34,0%	36,5%

A partir da simples inspeção das tabelas 22 e 23 e das figuras de 29 a 31, observa-se que, independentemente dos trechos simulados, os valores da carga total de

DBO_{5,20} apresentaram redução média superior a 35% (35,8%, 35,3% e 38,9% para as seções de controle A, B e C, respectivamente), mostrando a relevância do fenômeno de autodepuração em termos de abatimento dos compostos orgânicos eventualmente despejados nos corpos d'água.

6.3. FREQUÊNCIA DE ATENDIMENTO DOS PADRÕES DE QUALIDADE RELATIVOS AO PARÂMETRO DBO_{5,20}

A partir das curvas de permanência regionalizadas para as diferentes seções de controle, foram estabelecidas as curvas de permanência de qualidade para o parâmetro DBO_{5,20} associadas às Classes 1, 2 e 3. Estas curvas permitiram estimar as probabilidades de compatibilidade entre as condições de qualidade nas seções de controle com os padrões de qualidade ambiental associados às diferentes classes de enquadramento.

As figura 32 e 33, associadas respectivamente às condições 1 e 2 de abatimento de cargas orgânicas, apresentam as curvas de permanência de qualidade para a seção de controle C. Para a confecção destas figuras foram considerados os diferentes panoramas de tratamento e as produções atuais de esgoto (2014). Os Apêndices IV, V e VI apresentam as curvas de permanência de qualidade para os demais cenários propostos e seções de controle analisadas.

Dessas curvas foi extraído o percentual do tempo que cada seção de controle permanece dentro de uma determinada classe de enquadramento, segundo os diferentes cenários de análise.

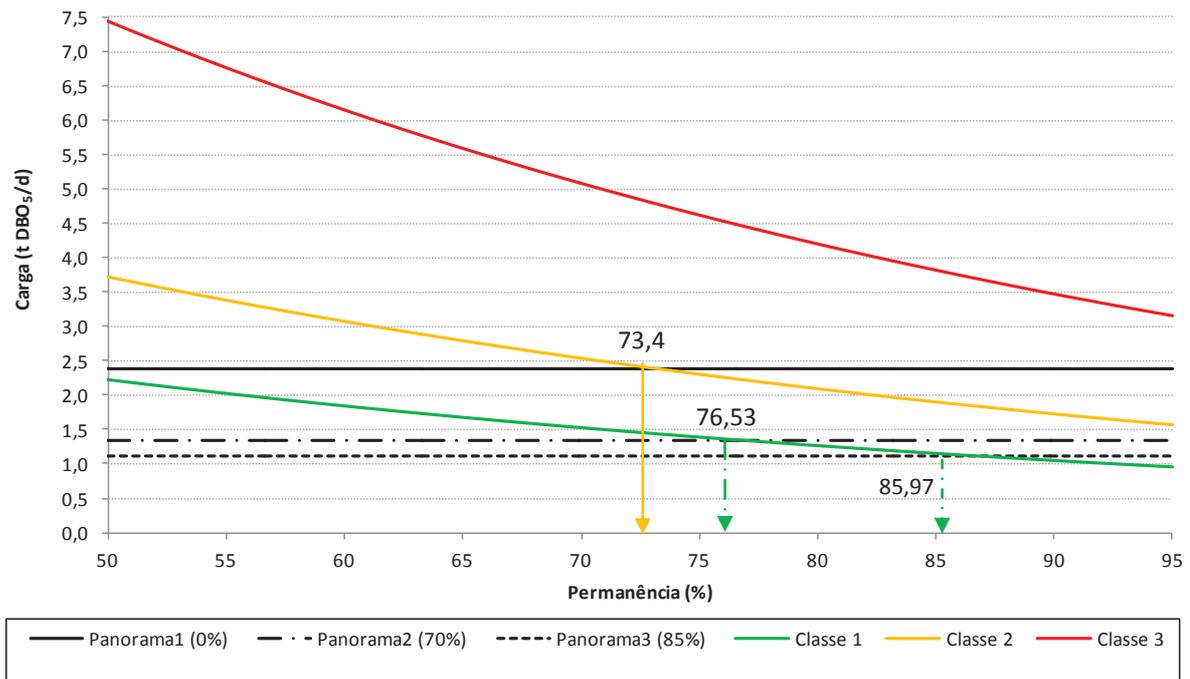


Figura 32 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2014, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).

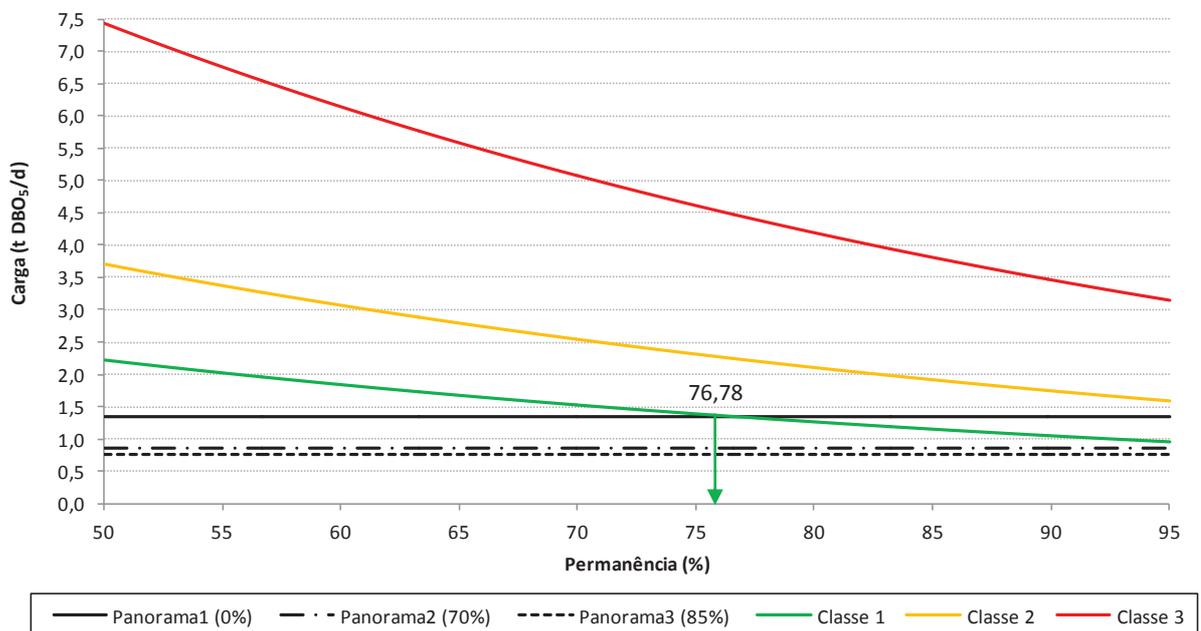


Figura 33 - Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2014, considerando o processo de autodepuração (condição 2).

A Figura 32 apresenta, para a seção de controle C, os percentuais de permanência correspondentes à intercessão das curvas de permanência de qualidade para o parâmetro DBO_{5,20} (Classes 1, 2 e 3) com as retas correspondentes às cargas totais

de $DBO_{5,20}$ (cargas totais obtidas sem os abatimentos decorrentes do processo de autodepuração e associadas aos diferentes panoramas de tratamento de esgotos).

A partir da análise das intercessões da reta de carga de $DBO_{5,20}$ produzida com a disposição de efluentes brutos (panorama 1) com as curvas de qualidade associadas às diferentes classes de uso, observou-se permanência de aproximadamente 73% na Classe 2. Observou-se, adicionalmente, que a referida reta não toca as curvas de qualidade correspondentes às Classes 1 e 3 no intervalo de análise de permanências (permanências variando entre 50% e 95%). Desta forma, foram observadas permanências inferiores a 50% na Classe 1 e superior a 95% na Classe 3.

No caso dos panoramas de tratamento 2 e 3 (remoções de $DBO_{5,20}$ de 70% e 85%, respectivamente), a seção de controle C apresentou permanências de aproximadamente 77% e 86% na Classe 1, respectivamente. Para as Classes 2 e 3, essas permanências foram superiores a 95% para os dois panoramas considerados de tratamento de esgotos.

Realizando-se análise similar das informações reunidas na Figura 33, observa-se que, quando da disposição de efluentes brutos (panorama 1), a seção de controle C apresentou permanência próxima a 77% para condições de qualidade da Classe 1. Para os demais panoramas de tratamento de esgotos, as curvas de permanência de qualidade não foram interceptadas pelas retas correspondentes às cargas remanescentes de $DBO_{5,20}$. Dessa forma, para os diferentes panoramas de tratamento considerados, a incorporação dos efeitos do processo de autodepuração produziu permanências superiores a 95% nas Classes 1, 2 e 3.

Aplicando-se o mesmo princípio de análise para as demais seções de controle e cenários analisados foi elaborada a Tabela 24, na qual estão apresentadas as probabilidades de compatibilidade com os padrões de qualidade relativos ao parâmetro $DBO_{5,20}$ para diferentes classes de enquadramento estabelecidas pela Resolução CONAMA N° 357/2005. Para todos os casos, a Tabela 24 apresenta, com destaque na cor azul, a classe na qual cada seção de controle apresentou maior percentual de permanência. Quando diferentes classes apresentam mesmo percentual de permanência, foi destacada a classe de uso mais nobre. Nas situações em que os percentuais de permanência apresentaram-se fora do intervalo

de análise, a permanência correspondente foi representada por "< 50%" (para permanências inferiores a 50%) ou por "> 95%" (para permanências superiores a 95%).

Tabela 24 - Probabilidade de compatibilidade com as diferentes classes de enquadramento.

Seção de Controle	Ano	Condição de abatimento de carga orgânica	Panorama 1 (0%)			Panorama 2 (70%)			Panorama 3 (85%)		
			Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 1	Classe 2	Classe 3
Seção C	2014	Condição 1	<50	73,4	>95	76,53	>95	>95	85,97	>95	>95
		Condição 2	76,78	>95	>95	>95	>95	>95	>95	>95	>95
	2020	Condição 1	<50	70,15	>95	73,24	>95	>95	82,67	>95	>95
		Condição 2	74,5	>95	>95	>95	>95	>95	>95	>95	>95
	2030	Condição 1	<50	64,63	>95	67,66	94,44	>95	77,07	>95	>95
		Condição 2	70,55	>95	>95	94,06	>95	>95	>95	>95	>95
Seção B	2014	Condição 1	<50	69,6	>95	73,36	>95	>95	83,08	>95	>95
		Condição 2	64,99	91,74	>95	94,64	>95	>95	>95	>95	>95
	2020	Condição 1	<50	66,32	>95	70,01	>95	>95	79,7	>95	>95
		Condição 2	62,65	89,4	>95	92,48	>95	>95	>95	>95	>95
	2030	Condição 1	<50	60,75	>95	64,33	91,08	>95	73,97	>95	>95
		Condição 2	58,61	85,36	>95	88,73	>95	>95	>95	>95	>95
Seção A	2014	Condição 1	<50	61,04	>95	78,22	>95	>95	>95	>95	>95
		Condição 2	51,84	78,16	>95	>95	>95	>95	>95	>95	>95
	2020	Condição 1	<50	56,43	92,14	73,73	>95	>95	91,04	>95	>95
		Condição 2	<50	73,91	>95	>95	>95	>95	>95	>95	>95
	2030	Condição 1	<50	<50	84,44	66,2	92,52	>95	83,63	>95	>95
		Condição 2	<50	66,76	>95	91,06	>95	>95	>95	>95	>95

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

A simples inspeção dos resultados reunidos na Tabela 24 permite verificar que, independentemente da seção de controle, panorama e horizonte analisados, a incorporação dos efeitos do processo de autodepuração dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo produziu abatimentos de parcelas da carga orgânica e, por conseqüência, ampliação (usualmente significativa) da freqüência de atendimento de padrões de qualidade relativos ao parâmetro DBO_{5,20}, afetando, portanto, a perspectiva de enquadramento dos cursos d'água da área de estudo.

Na situação atual e nos demais horizontes de tempo avaliados (2020 e 2030), a disposição de esgotos brutos (panorama 1) e a desconsideração dos efeitos de autodepuração, produziu, para as seções de controle, condições de qualidade compatíveis com a Classe 3 com permanências usualmente superiores a 95%

(exceções foram observadas para a seção A, nos anos de 2020 e 2030). Observou-se, adicionalmente, permanências invariavelmente inferiores a 50% para condições de qualidade compatíveis com a Classe 1.

A incorporação dos efeitos de autodepuração, ainda que conservada a disposição de efluentes brutos, produziu, para a seção de controle C, permanências superiores a 70% nas condições de qualidade associadas à Classe 1, independentemente do horizonte de análise considerado. Na seção de controle B, condições de qualidade compatíveis com a Classe 1, foram observadas com permanências que variaram entre aproximadamente 59% (associadas ao horizonte 2030) e 65% (associadas ao horizonte 2014). Na seção de controle A, função das menores capacidades de diluição/atenuação dos efluentes brutos, a consideração do processo de autodepuração permitiu que a permanência na Classe 1 passasse a ser ligeiramente superior a 50% (51,84%); no entanto, a incorporação da autodepuração permitiu que, nas condições atuais, a permanência na Classe 2 fosse elevada de 61% para 78%.

Quando considerado o tratamento com remoção de 70% da $DBO_{5,20}$ (panorama 2), a inclusão dos efeitos de autodepuração ocasionou, independentemente da seção de controle ou horizonte analisado, permanências na Classe 1 superiores a 88%. Sem a incorporação da autodepuração, as permanências na Classe 1 foram sensivelmente menores, com valores médios de 72,7%, 69,2% e 72,5% para as seções de controle A, B e C, respectivamente.

Para todos os horizontes avaliados, remoções de 85% de $DBO_{5,20}$ (panorama 3), sem considerar os efeitos de autodepuração, já produziram elevadas permanências na Classe 1, com valores médios de 89,9%, 78,9% e 81,9%, nas seções de controle A, B e C, respectivamente. Considerando-se os efeitos de autodepuração, condições de qualidade associadas a Classe 1 apresentaram permanências superiores a 95% para as diferentes seções de controle estudadas.

6.4. CARGAS DE $DBO_{5,20}$ A SEREM TRATADAS PARA O ESTABELECIMENTO DE CLASSES DE ENQUADRAMENTO

Para determinação das cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas considerou-se percentual de 50% da vazão de referência utilizado no processo de outorga no

estado do Espírito Santo (Q_{90}), os valores da carga de $DBO_{5,20}$ estimados para cada seção de controle nos diferentes cenários de simulação e as cargas admissíveis de $DBO_{5,20}$ associadas aos padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 357/2005 para rios Classes 1, 2 e 3. Na tabela 25 são apresentadas as cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas em cada seção de controle para os diferentes cenários de simulação.

Tabela 25 – Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas para o estabelecimento de classes de enquadramento, por cenário de simulação proposto, considerando percentual de 50% da vazão de referência.

		CARGA A SER TRATADA (t $DBO_{5,20}/d$)								
Ano	Seção de controle	PANORAMA 1 (0%)			PANORAMA 2 (70%)			PANORAMA 3 (85%)		
		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 1	Classe 2	Classe 3
2014	Seção C (C1)	1,859	1,512	0,646	0,825	0,478	0,000	0,603	0,256	0,000
	Seção C (C2)	0,818	0,472	0,000	0,342	0,000	0,000	0,240	0,000	0,000
	Seção B (C1)	1,867	1,549	0,756	0,832	0,515	0,000	0,611	0,293	0,000
	Seção B (C2)	1,059	0,742	0,000	0,395	0,078	0,000	0,253	0,000	0,000
	Seção A (C1)	0,671	0,579	0,348	0,210	0,117	0,000	0,111	0,018	0,000
	Seção A (C2)	0,442	0,350	0,119	0,087	0,000	0,000	0,011	0,000	0,000
2020	Seção C (C1)	2,011	1,665	0,798	0,912	0,565	0,000	0,676	0,329	0,000
	Seção C (C2)	0,878	0,531	0,000	0,378	0,031	0,000	0,269	0,000	0,000
	Seção B (C1)	2,018	1,701	0,907	0,919	0,601	0,000	0,683	0,366	0,000
	Seção B (C2)	1,129	0,812	0,018	0,432	0,115	0,000	0,283	0,000	0,000
	Seção A (C1)	0,747	0,655	0,424	0,241	0,149	0,000	0,133	0,041	0,000
	Seção A (C2)	0,492	0,400	0,169	0,103	0,011	0,000	0,020	0,000	0,000
2030	Seção C (C1)	2,292	1,946	1,079	1,072	0,726	0,000	0,811	0,464	0,000
	Seção C (C2)	0,987	0,640	0,000	0,442	0,096	0,000	0,326	0,000	0,000
	Seção B (C1)	2,298	1,981	1,188	1,079	0,761	0,000	0,817	0,500	0,000
	Seção B (C2)	1,258	0,940	0,147	0,499	0,182	0,000	0,337	0,019	0,000
	Seção A (C1)	0,890	0,797	0,567	0,301	0,209	0,000	0,175	0,083	0,000
	Seção A (C2)	0,586	0,494	0,263	0,133	0,041	0,000	0,036	0,000	0,000

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

Nas figuras 34, 35 e 36 são apresentadas as cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas diferentes seções de controle, conforme condições de abatimento de carga orgânica (condições 1 e 2), por panorama de tratamento de esgoto, considerando-se as perspectivas de enquadramento no ano de 2014. Figuras semelhantes, referentes aos demais horizontes de análise (horizontes 2020 e 2030) estão reunidas no Apêndice VII.

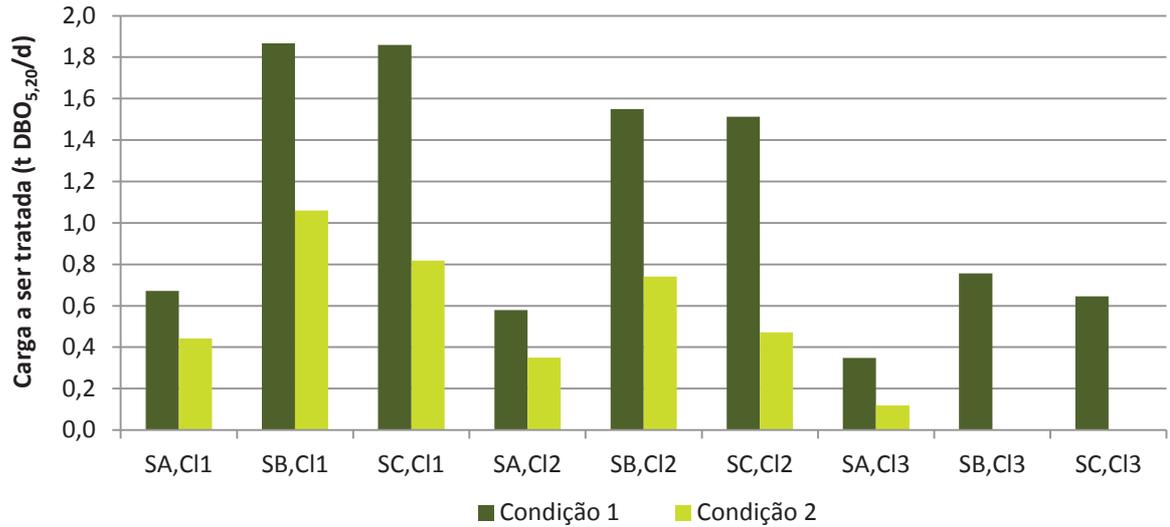


Figura 34 - Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (panorama 1), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2014.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração; SA – seção A; SB – seção B; SC – seção C; CI1 – Classe 1; CI2 – Classe 2; CI3 – Classe 3.

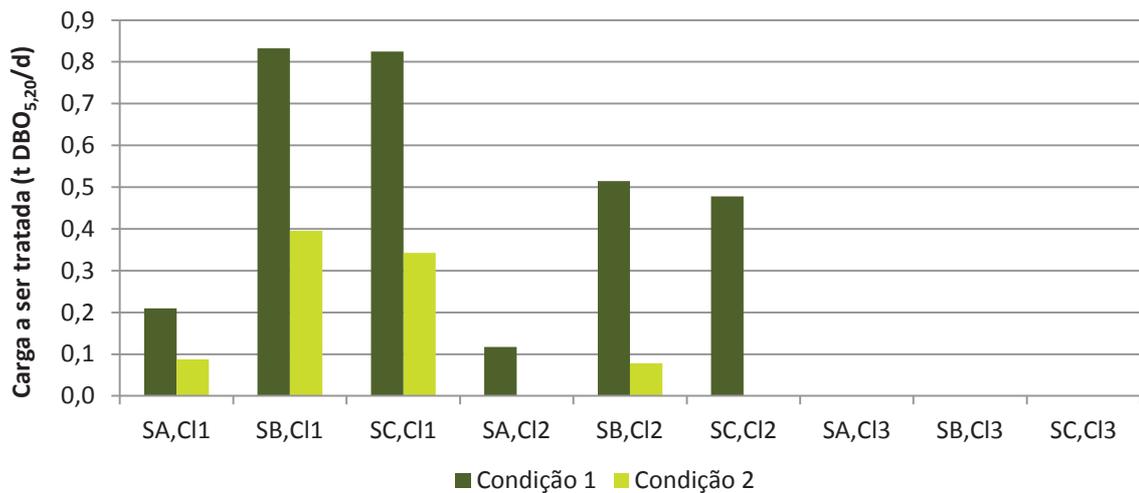


Figura 35 - Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando tratamento com remoção de 70% de DBO_{5,20} (panorama 2), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2014.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração; SA – seção A; SB – seção B; SC – seção C; CI1 – Classe 1; CI2 – Classe 2; CI3 – Classe 3.

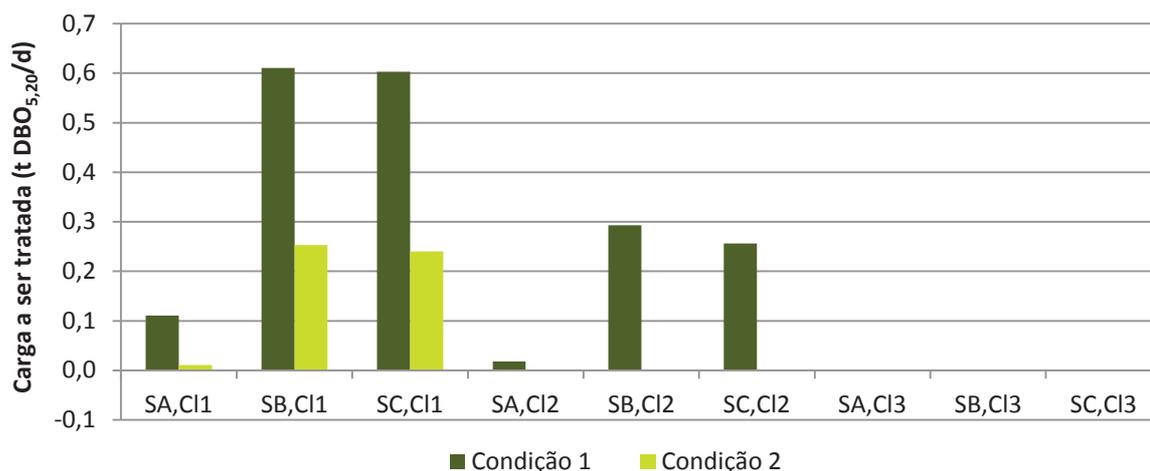


Figura 36 - Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando tratamento com remoção de 85% de DBO_{5,20} (panorama 3), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2014.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração; SA – seção A; SB – seção B; SC – seção C; CI1 – Classe 1; CI2 – Classe 2; CI3 – Classe 3.

A partir da análise da Tabela 25, das figuras 34, 35 e 36 e das figuras similares referentes aos demais horizontes de avaliação (2020 e 2030) é possível verificar que dos 162 cenários estudados, em 31% não se estabeleceu a necessidade de remoção de cargas de DBO_{5,20} para atendimento de padrões de qualidade fixados pelas diferentes classes de enquadramento. Em todos os panoramas de tratamento de esgoto e horizontes avaliados, as seções de controle apresentaram parcelas de cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas para estabelecimento de condições de qualidade compatíveis com a Classe 1. Nos cenários associados com remoções de 70% e 85% de DBO_{5,20} (panorama 2 e 3, respectivamente), os padrões ambientais estabelecidos para DBO_{5,20} na Classe 3 foram atendidos.

As figuras de 37 a 39 apresentam, em termos percentuais, as parcelas de cargas máximas admissíveis de DBO_{5,20} (capacidades de diluição do corpo d'água), as parcelas de cargas de DBO_{5,20} disponíveis para diluição (capacidades de diluição do corpo d'água não utilizadas) e as parcelas de cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas em cada seção de análise, para que essas seções possam apresentar condições de qualidade compatíveis com a Classe 2, no ano de 2014, por condição de abatimento de cargas orgânicas (condições 1 e 2). A Figura 36 considera a disposição de efluentes brutos (panorama 1) e as figuras 37 e 38 consideram a disposição de efluentes nos quais a DBO_{5,20} foi removida com eficiências de 70% (panorama 2) e 85% (panorama 3), respectivamente. A análise dos percentuais associados as

referidas cargas permite avaliar o nível de pressão que a carga lançada exerce sobre os corpos d'água. Dessa forma, as seções de controle que apresentam maiores percentuais de cargas a serem tratadas ou menores capacidades de diluição não utilizadas são consideradas as seções mais pressionadas qualitativamente. Figuras semelhantes para os demais panoramas, classes de uso e horizontes de análise estão reunidos nos Apêndices VIII, IX e X. No Apêndice XI são apresentados os valores das parcelas de cargas máximas admissíveis de $DBO_{5,20}$ e das parcelas de cargas de $DBO_{5,20}$ disponíveis para diluição em cada seção de controle, por condição de abatimento de cargas orgânicas e para os diferentes cenários de simulação avaliados.

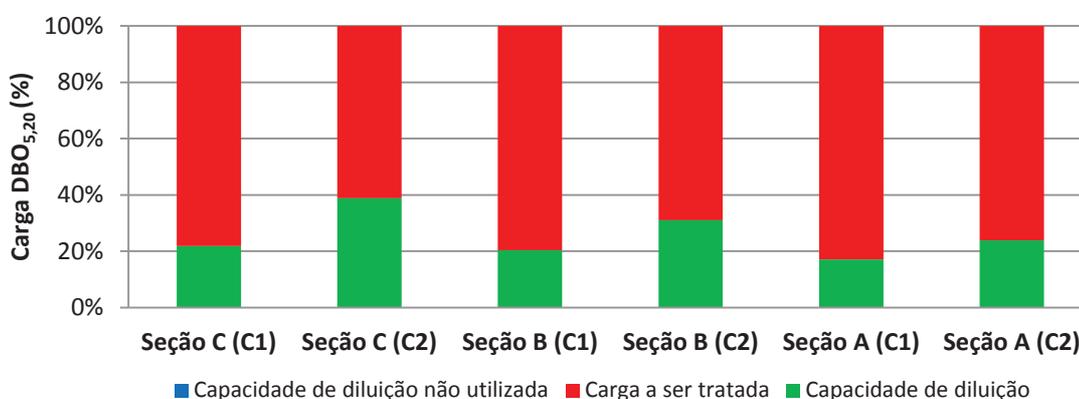


Figura 37 - Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2014.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

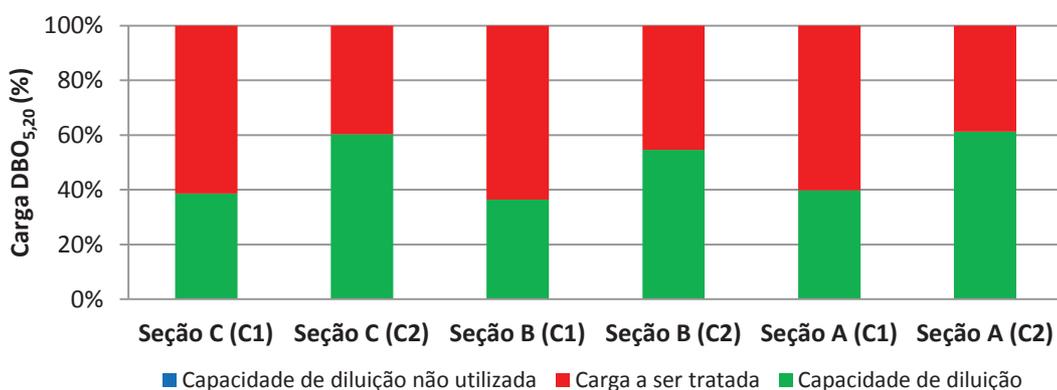


Figura 38 - Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2014.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

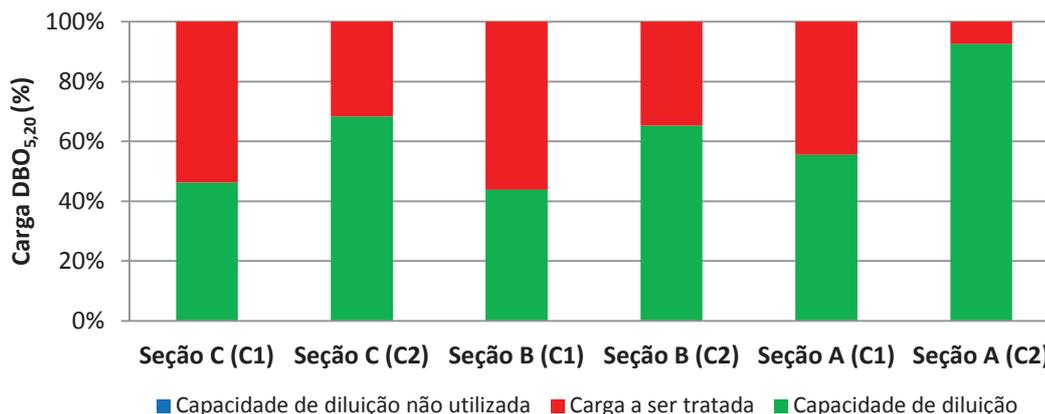


Figura 39 - Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2014.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

Conforme pode ser observado na Tabela 25, a seção de controle B apresenta, usualmente, as maiores cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas quando considerado um mesmo panorama de tratamento de esgoto, condição de abatimento de carga orgânica, classe de enquadramento e horizonte de análise e, a seção A, em geral, as menores. Assim, em termos de valores absolutos, no geral, as cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas na seção B são maiores que na seção A. Adicionalmente, as figuras 38 e 39 e as figuras similares reunidas nos Apêndices VIII, IX e X indicam que, para todos cenários associados aos panoramas 2 e 3, a seção B apresenta-se como a seção mais pressionada em termos de qualidade. No entanto, quando considerado o lançamento de esgoto bruto (panorama 1), a seção A apresenta-se como a mais pressionada, uma vez que sofre o impacto do lançamento do esgoto da população urbana de Ibatiba, cuja sede municipal está localizada a aproximadamente 4 Km dessa seção de controle.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A aplicação da metodologia considerada neste trabalho visando suporte ao processo de enquadramento dos cursos d'água superficiais, fundamentada em análise conjunta de curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$ e no processo de autodepuração, permitiu avaliação, para diferentes cenários, da influência do fenômeno de autodepuração sobre a redução de parcela da carga orgânica disposta nos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo e, conseqüentemente, na perspectiva de enquadramento dos mesmos.

As simulações da qualidade das águas do rio Pardo indicaram que a concentração crítica de $DBO_{5,20}$ está invariavelmente associada ao lançamento do esgoto urbano de Ibatiba, distrito mais populoso da bacia. O ribeirão São José apresentou-se como um importante tributário do rio Pardo, uma vez que contribui, de forma significativa, para diluição do esgoto produzido pela população urbana de Ibatiba. O rio Pardinho também promove, por meio da autodepuração, abatimento da carga orgânica presente no esgoto produzido pela população do distrito de Irupi, não produzindo aumentos na concentração de $DBO_{5,20}$ no rio Pardo.

Por meio do emprego de curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$ foi possível estimativa das freqüências com que as condições de qualidade do rio Pardo, nas seções de controle consideradas, atendem aos padrões associados às diferentes classes de enquadramento estabelecidas pela Resolução CONAMA N° 357/2005. Verificou-se que a incorporação das capacidades de autodepuração dos rios da bacia hidrográfica do rio Pardo produziu significativos abatimentos de parcelas da carga orgânica em níveis que influenciaram a freqüência de atendimento de padrões de qualidade relativos ao parâmetro $DBO_{5,20}$. De maneira geral, a incorporação dos efeitos de autodepuração na avaliação diagnóstica e prognóstica em bacias hidrográficas pode influenciar significativamente as perspectivas de enquadramento de seus cursos d'água.

O rio Pardo, quando considerada a sua condição atual de ausência de serviços de tratamento de esgotos e sem a incorporação dos efeitos de autodepuração, apresentou, com maior freqüência, condições de qualidade compatíveis com a Classe 3 em todas as seções de controle (permanências superiores a 95% na quase totalidade dos cenários analisados). Quando considerados os efeitos de

autodepuração, a seção C apresentou maior compatibilidade com os padrões de qualidade estabelecidos para a Classe 2 (permanências superiores a 95%). As seções A e B, por sua vez, mantiveram condições de qualidade compatíveis com os padrões associados à Classe 3. Na condição de disposição de esgotos tratados com 70% de remoção da $DBO_{5,20}$ (panorama 2), independentemente do horizonte analisado, a incorporação dos efeitos de autodepuração conduziria as permanências na Classe 1 superiores a 90% (valores médios de 94%, 92% e 95% nas seções de controle A, B e C, respectivamente). Quando a eficiência na remoção de carga de $DBO_{5,20}$ foi elevada para 85% (panorama 3), sem considerar os efeitos da autodepuração, o rio Pardo, nas seções de controle estudadas, para todos os horizontes de análise, excetuando-se a seção A, no ano de 2014, apresentaria condições de qualidade compatíveis com o enquadramento na Classe 2. Considerados os efeitos de autodepuração, o rio Pardo, para todas as seções de controle e horizontes analisados, apresentaria condições de qualidade compatíveis com o enquadramento na Classe 1. Essas perspectivas de enquadramento apresentaram permanências nas referidas classes de uso superiores a 95%.

Dos 162 cenários de simulação estabelecidos a partir da combinação de classes de uso, horizontes de análise, alternativas de tratamento de esgotos e incorporação dos efeitos da autodepuração, em 50 deles não foi observada necessidade de remoção de carga orgânica para atendimento da perspectiva de enquadramento. É relevante observar, no entanto, que esta condição apresentou-se majoritariamente associada a perspectiva de enquadramento na Classe 3. Considerando-se as estimativas das cargas de $DBO_{5,20}$, as cargas a serem tratadas para o estabelecimento de classes de enquadramento e o nível de pressão das diferentes seções de controle, os distritos de Ibatiba e Lúna apresentaram-se como as regiões mais importantes da bacia do rio Pardo para investimentos associados ao tratamento do esgoto sanitário. A oferta de serviço de tratamento de esgoto no distrito de Irupi também apresentou-se como relevante, função do potencial para melhoria da qualidade da água do rio Pardinho.

Adicionalmente, o estudo realizado na bacia do rio Pardo indicou que o emprego de curvas de permanência de qualidade pode constituir importante ferramenta de apoio a processos de enquadramento, uma vez que permitem avaliar não apenas se o padrão de qualidade da classe foi atendido, mas com que permanência o padrão foi respeitado. A visão não determinística oferecida pelas curvas de permanência pode, para qualquer curso d'água, facilitar o processo de tomada de decisão acerca do estabelecimento de metas progressivas para a efetivação do enquadramento, a partir da definição de probabilidades mínimas de permanência desejadas. Além disso, a metodologia permite que os cenários de não conformidade com o padrão ambiental sejam considerados dentro dos horizontes de tempo definidos para cumprimento de metas intermediárias até a efetivação do enquadramento.

Consideram-se como recomendações ao presente estudo:

- Incorporar, na metodologia estabelecida para a condução do presente trabalho, Análise de Incerteza à modelagem de qualidade da água e estimativa de custos associados ao enquadramento nas diferentes classes de uso;
- Aplicar a metodologia proposta neste estudo para outras bacias hidrográficas, com bases consistentes de dados hidrológicos e de monitoramento da qualidade da água, perspectiva que permitiria melhor calibração do modelo de qualidade da água e, eventualmente, aprimoramentos metodológicos;
- Desenvolver estudos que considerem, além das cargas de $DBO_{5,20}$ associadas ao esgoto doméstico, cargas produzidas por outras fontes de poluição e que sejam relevantes para o processo de enquadramento;
- Estabelecer e avaliar o emprego de curvas de permanência considerando outros parâmetros de qualidade da água, além da $DBO_{5,20}$, para análise mais ampla do processo de enquadramento em termos qualitativos;
- Desenvolver metodologia para automatizar a conformação de curvas de permanência de qualidade em qualquer ponto de interesse de uma bacia hidrográfica, permitindo a identificação de cenários críticos de qualidade da água em qualquer seção fluviométrica da bacia sob análise.

8. REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9649**. Projeto de Redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14486**. Sistemas enterrados para condução de esgoto sanitário – Projeto de redes coletoras com tubos de PVC. Rio de Janeiro, 2000.

ALBERTIN, L. L. **Técnica de gerenciamento da qualidade hídrica superficial baseada na otimização multiobjetivo**. 2008. 191 f. Tese (Doutorado em hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

ALBERTIN, L. L.; MAUAD, F. F.; DANIEL, L. A. Uso de Simulação Computacional para Planejamento de um Sistema Hídrico: Estudo de Caso Qualitativo e Quantitativo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 4, n. 11, p. 209-219, Out/Dez 2006.

ANA - Agência Nacional das Águas. **Caderno de Recursos Hídricos 1: Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil**. Brasília: ANA, 2005. 176 p.

_____. **Caderno de Recursos Hídricos 5: Panorama do Enquadramento dos Corpos D'água**. Brasília: ANA. 2007. 124 p.

_____. **Caderno de Recursos Hídricos 6: Implantação do enquadramento em Bacias Hidrográficas**. Brasília: ANA, 2009a. 145 p.

_____. **Portal da Qualidade da Água**. Brasília: ANA, 2009b.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2009**. Brasília: ANA, 2009c. 204 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2010**. Brasília: ANA, 2010. 76 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2011**. Brasília: ANA, 2011. 112 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2012**. Brasília: ANA, 2012. 215 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: ANA, 2013. 432 p.

ANDRADE, L. N. de. **Modelo de otimização multiobjetivo para outorga de diluição de efluentes e enquadramento de corpos d'água**. 2012. 157 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012.

ARAÚJO, S. C. de S. **Modelos de Simulação baseados em Raciocínio Qualitativo para Avaliação da Qualidade da água em Bacias Hidrográficas**. 2005. 218 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

AZEVEDO, L. G. T.; PORTO, R. L. L.; PORTO, M. Sistema de Apoio a Decisão para o Gerenciamento Integrado de Quantidade e Qualidade da Água: metodologia e estudo de caso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 1, p. 21-51, Jan/Mar 1998.

BABAN, S. M. J.; FOSTER, I. D. L. Modelling Water Flow and Water Quality: An Evaluation of the ISIS Model in the River Avon, United Kingdom. **West Indian Journal of Engineering**, v. 24, n. 2, p. 1-15, 2002.

BABBAR-SEBENS, M.; KARTHIKEYAN, R. Consideration of sample size for estimating contaminant load reductions using load duration curves. **Journal of Hydrology**, v. 372, n. 1, p. 118-123, 2009.

BINOTTO, D. **Proposta de enquadramento para a bacia hidrográfica do Arroio Jacutinga, município de Ivorá-RS**. 2012. 133 f. Dissertação (Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

BITTENCOURT, A. G.; PEREIRA, C. A. A. de O.; TAKIISHI, M.; JESUS, J. A. de O.; OLIVEIRA, L. H. W. de; LORAMIE, R.; MERCER, G.; ROBERTS, M. Desenvolvimento de Modelo Matemático de Qualidade da Água para a Implantação da Agência de Bacia do Rio das Velhas. IN: XIX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais eletrônicos**.

BONTA, J. V.; CLELAND, B. Incorporating natural variability, uncertainty, and risk into water quality evaluations using duration curves. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 39, n. 6, p. 1481-1496, 2003.

BONTA, J. V.; DICK, W. A. Impact of coal surface mining and reclamation on surface water chemical concentrations and load rates in three Ohio watersheds. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 39, n. 4, p. 793-815, 2003.

BOSKO, K. **An Explanation of the Difference Between the Rate of BOD Progression Under Laboratory and Stream Conditions**. In: Advances in Water Pollution Research, Proceedings of the Third International Conference, Munich, Deutschland, 1966.

BRAGA, Benedito; HESPANHOL, Ivanildo; CONEJO, João G. Lotufo; BARROS, Mário Thadeu L. de; SPENCER, Milton; PORTO, Mônica; NUCCI, Nelson; JULIANO, Neusa; EIGER, Sérgio. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice, 2005.

BRASIL. Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei Nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei Nº 7.990, de 28 de

dezembro de 1989. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 9 jan. 1997.

_____. Lei Nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 8 e 11 jan. 2007.

_____. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 20, de 18 de junho de 1986. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 30 jul. 1986.

_____. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 18 mar. 2005.

_____. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 397, de 03 de abril de 2008. Altera o inciso II do § 4º e a Tabela X do § 5º, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA Nº 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 07 abr. 2008a.

_____. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 396, de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 07 abr. 2008b.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2013**. Brasília: SNSAM/CIDADES, 2014. 164 p.

_____. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente.. Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 16 mai. 2011.

_____. Ministério do Meio Ambiente. CNRH. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução Nº 16, de 8 de maio de 2001. Estabelece critérios gerais para a outorga de direito de uso de recursos hídricos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 14 mai. 2001.

_____. Ministério do Meio Ambiente. CNRH. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução Nº 17, de 29 de maio de 2001. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 10 jul. 2001.

_____. Ministério do Meio Ambiente. CNRH. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução Nº 91, de 5 de novembro de 2008. Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 06 fev. 2009.

_____. Ministério do Meio Ambiente. CNRH. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução Nº 141, de 10 de julho de 2012. Estabelece critérios e diretrizes para implementação dos instrumentos de outorga de direito de uso de recursos hídricos e de enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, em rios intermitentes e efêmeros, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 24 ago. 2012.

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.. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, 2007, São Paulo. **Anais eletrônicos**.

BRITES, A. P. Z; PORTO, M. F. do A.; FERNANDES, C. S. Enquadramento dos corpos d'água: uma nova visão. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18., 2009, Campo Grande-MS. **Anais eletrônicos**.

BRITES, A. P. Z. **Enquadramento dos corpos de água através de metas progressivas: probabilidade de ocorrência e custos de despoluição hídrica**. 2010. 177 f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BOCKELMANN, B. N.; FENRICH, E. K.; LIN, B; FALCONER, R. A. Development of an Ecohydraulics Model for Stream and River Restoration. **Ecological Engineering**. v. 22, p. 227-235, 2004.

BROWN, L. C.; BARNWELL Jr., T. O. **Computer program documentation for the enhanced stream water quality model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS**. Report EPA/600/3-87/007, US Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, USA, 1987.

CALÇAVARA, R. A. Uso de Sistemas de Informação Geográfica e Modelo Digital de Elevação para Obtenção de Variáveis Morfométricas da Bacia Hidrográfica do Córrego São Vicente, Cachoeiro de Itapemirim (ES). **Revista GEONORTE**, Edição Especial, v.2, n. 4, p.1788 – 1800, 2012

CALMON, A. P. S.; SOUZA, J. C.; REIS, J. A. T. dos; MENDONÇA, A. S. F. Subsídios para o enquadramento dos cursos de água da bacia hidrográfica do rio Itapemirim considerando aportes de esgotos sanitários. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 1, 2014.

CAMPOS FILHO, F. F. **Algoritmos Numéricos**. Rio de Janeiro: LTC, 2001.

CARVALHO, N. de O. **Hidrossedimentologia Prática**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. 599 p.

CESAN - Companhia Espírito Santense de Saneamento. **Programa de Monitoramento Ambiental de Obras de Saneamento da CESAN**. Vitória: CESAN, 2012.

CEH - Center for Ecology & Hydrology. **PC-QUASAR Quality Simulation Along Rivers**. Wallingford/CT: CEH. Disponível em: < <http://www.ceh.ac.uk/sites/default/files/pc-quasarleaflet.pdf>>. Acesso em ago de 2015.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. Waveland Press, 2008, 844 p.

_____; PELLETIER, G.; TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11**: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, 2008. 109 p.

CH2MHILL. **ISIS User Manual**. Disponível em: < http://help.floodmodeller.com/isis/ISIS.htm#Introduction/ISIS_Suite_of_programs/ISIS_Quality.htm>. Acesso em set de 2015.

CLELAND, B. R. TMDL Development from the “Bottom Up” Part III: Duration Curves and Wet-Weather Assessments. In: NATIONAL TMDL SCIENCE AND POLICY CONFERENCE, 2003, Chicago. **Anais...** Chicago: Water Environment Federation, 2003.

CLOUGH, J. S. **AQUATOX (Release 3) Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems – Volume 1: User’s Manual**. Washington/DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2009.

COPPE - Coordenação de Programas de Pós-Graduação em Engenharia. Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). **SisBaHiA - Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental**. Disponível em: < <http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/Index.htm>>. Acesso em ago de 2015.

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. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 2, p. 232-245, 2011.

COX, B. A. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. **The Science of the Total Environment**, v. 314-316, p. 335–377, 2003.

DITORO, D. M.; FITZPATRICK, J. J. THOMANN, R. V. **Documentation for Water Quality Program (WASP) and Model Verification Program (MVP)**. Duluth, MN:USEPA , 1983

CUNHA, C. L. da N.; FERREIRA, A. P.; ROSMAN, P. C. C. Contribuições para o Desenvolvimento da Capacidade de Previsão de um Modelo de Qualidade de Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 2, p. 71-83, abr/jun 2006.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Análise probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal de sistemas aquáticos – estudo de caso do rio Pariquera-Açu (SP). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.4, p. 337-346, 2010.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C; MEDIONDO, E. M. Integração entre curvas de permanência de quantidade e qualidade da água como uma ferramenta para a

gestão eficiente dos recursos hídricos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n.4, p. 369-376, 2012.

D'ÁVILA, R. F. **Ensaio Metodológico de Avaliação de Impacto Antrópico na Bacia Hidrográfica da Universidade Federal de Santa Maria – RS**. 2009. 136 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

DELTAIRES. **SOBEK Hydrodynamics, Rainfall Runoff and Real Time Control. User Manual**. Delft, The Netherlands: DELTAIRES, 2015a.

DELTAIRES. **SOBEK-RE**. Delft, The Netherlands. Disponível em: < <http://sobek-re.deltaires.nl/>>. Acesso em ago de 2015b.

DHI – Danish Hydraulic Institute. **MIKE 11 - A Modelling System for Rivers and Channels**. Short Introduction Tutorial, Version 2009. DHI, 2009.

DINIZ, L. T.; YAZAKI, L. F. O.; MORAES JR., J. M.; PORTO, M. F. do A. O Enquadramento de Cursos D'água na Legislação Brasileira. In: I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste, 2006a, Curitiba. **Anais eletrônicos...**

DINIZ, L. T.; BRITES, A. P. Z.; MASINI, L. S.; YAZAKI, L. F. O.; PORTO, M. F. do A.; Integração da Gestão de Água e o Enquadramento. In: Workshop Sobre Gestão Estratégica de Recursos Hídricos, 2006b, Brasília. **Anais eletrônicos...**

ECKENFELDER JR., W. W. **Water Quality Engineering for Practicing Engineers**. New York: Barnes & Noble, 1970, 328 p.

EIGER, S. Autodepuração dos cursos d'água. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H.F.dos (Ed.). **Reúso de Água**. Barueri, SP: Manole, 2003a. p. 233-259.

_____. Transporte de poluentes em meios aquáticos: aspectos conceituais e de modelagem matemática. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H.F.dos (Ed.). **Reúso de Água**. Barueri, SP: Manole, 2003b. p. 175-231.

ELESBON, A. A. A.; GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D. da; OLIVEIRA, I. de C. Uso de dados SRTM e plataforma SIG na caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Braço Norte do Rio São Mateus – Brasil. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 64, n. 3, p. 281-288, jul/set 2011.

ELESBON, A. A. A.; FERREIRA, R. G.; SILVA, D. D. da; GUEDES, H. A. S. Comparação Morfométrica Utilizando Plataforma SIG a partir de Base de Dados SRTM e IBGE para a Bacia Hidrográfica do Rio Pancas, ES. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20, 2013. Bento Gonçalves, Rio Grande do Sul. **Anais eletrônicos**.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling**. Athens: EPA, 1985.

_____. **An Approach for Using Load Duration Curves in the Development of TMDLs**. Washington, DC: EPA, 2007a.

_____. **Fecal Coliform TMDL for Horseshoe Creek (WBID 1436)**. Atlanta, GA: EPA, 2007b.

_____. **Development of Duration-Curve Based Methods for Quantifying Variability and Change in Watershed Hydrology and Water Quality**. Cincinnati, OH: EPA, 2008.

_____. **Exposure Assessment Models**. Surface Water Models. Disponível em: <<http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/surface-water-models>>. Acesso em set de 2015a.

_____. **Water Quality Model**. Disponível em: http://www.epa.gov/athens/wwqtsc/html/water_quality_models.html>. Acesso em set de 2015b.

ESRI - Environmental Systems Research Institute. **Help on line**. Disponível em: <<http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.1>>. Acesso em fev de 2015.

ESPÍRITO SANTO (ESTADO). Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEAMA). Instrução Normativa IEMA Nº 007, de 21 de junho de 2006. Estabelece critérios técnicos referentes à outorga para diluição de efluentes em corpos de água superficiais do domínio do Estado do Espírito Santo. **Departamento de Imprensa Oficial do Espírito Santo**, Vitória, 27 jun. 2006.

_____. Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEAMA). Instrução Normativa IEMA Nº 007, de 23 de junho de 2008. Altera a redação dos arts. 3º, 4º e 5º da Instrução Normativa IEMA Nº 007, de 21 de junho de 2006. **Departamento de Imprensa Oficial do Espírito Santo**, Vitória, 24 jun. 2008.

_____. Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEAMA). Instrução Normativa IEMA Nº 013, de 09 de dezembro de 2009. Altera a redação dos artigos 8º, 9º e 15, da Instrução Normativa 19, de 04 de outubro de 2005. **Departamento de Imprensa Oficial do Espírito Santo**, Vitória, 24 dez. 2009.

FENNESSEY, N. M.; VOGEL, R. M. 1990. Regional flow-duration curves for ungauged sites in Massachusetts. **Journal of Water Resources Planning and Management**, 116, p. 530-549, 1990.

FERREIRA, G. M.; ALMEIDA, M. M.; SILVA, P. A. B. da; MENDONÇA, A. S. F. Utilização de Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente na Obtenção de Características Morfológicas de Bacias Hidrográficas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19, 2011. Maceió, Alagoas. **Anais eletrônicos**.

FISCHER, H. B.; LIST, E. J.; KOH, R. C. Y.; IMBERGER, J.; BROOKS, N. H. **Mixing in Inland and Coastal Waters**. New York: Academic Press, 1979. 483p.

FORMIGONI, Y.; BRITES, A.P.Z.; FERNANDES, C. S.; PORTO, M. F. do A. . Análise Crítica da curva de Permanência de Qualidade da Água com Base em Dados Históricos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19., 2011a, Maceió. **Anais eletrônicos**.

FORMIGONI, Y.; MELLO JUNIOR, A.; PORTO, Monica Ferreira Do Amaral; BRITES, A.P.Z. . Enquadramento de Corpos Hídricos Intermitentes: a necessidade de uma abordagem específica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19., 2011b, Maceió. **Anais eletrônicos**.

FRANCO, N. M.B. **Cálculo Numérico**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2007.

GARCIA, J. I. B. **Sistemas de suporte a decisão para o lançamento de afluentes**. 2011. 162 f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

GARCIA, S. G.; LOPARDO, N.; ANDREALI, C. V.; GONÇALVES; R. C. Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos no Saneamento Básico. In: PHILIPPI JR., Arlindo (Ed.). **Gestão do Saneamento Básico** - Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário. Barueri,SP: Manole, 2012.

GASTALDINI, M. C. C.; OPPA, L. F. 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, 2011.

GEOBASES - Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo. **Navegador Geográfico**. Disponível em: http://www.geobases.es.gov.br/publico/AcessoNavegador.aspx?id=142&nome=NAVEGADOR_GEOBASES. Acesso em 22 nov. 2014.

GONÇALVES, M.A. PAIM, P.R., MARINATO, C.F., TEIXEIRA, E.C., Souza, W.F. Definição de Roteiro Metodológico para implantação conjunta e participativa do Enquadramento e Plano de Recursos Hídricos nas bacias hidrográficas dos rios Santa Maria da Vitória e Jucu-ES. In: II Simpósio PCJ “Experiências em Gestão de Recursos Hídricos por Bacia Hidrográfica”, 2010, Atibaia-SP. **Anais...** Atibaia-SP: Consórcio PCJ, 2010.

GONÇALVES, M.A. PAIM, P.R., MARINATO, C.F. Participação dos Comitês de Bacias Hidrográficas na Implantação Conjunta do Enquadramento e Plano de Recursos Hídricos nas Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu/ES. IN: Congresso Luso Afro Brasileiro de Ciências Sociais, 11, 2011, Salvador/BA. **Anais eletrônicos**.

GRACIOSA, M. C. P. **Modelo de seguro para riscos hidrológicos com base em simulação hidráulico-hidrológica como ferramenta de gestão do risco de inundações**. 2010. 136 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

GUERRA, A. E. Qualidade e eficiência dos serviços de saneamento. In: (IBGE) INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas de Saneamento 2011**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

GUIMARAES, B. O. **Análise Probabilística de Incompatibilidade entre a Qualidade da Água de Rios do Estado do Espírito Santo e os Padrões de Enquadramento Legal**. 2013. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Saúde Pública e Desenvolvimento Sustentável) – Programa de Pós-Graduação em

Engenharia de Saúde Pública e Desenvolvimento Sustentável, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

HAWKINS, S. J.; BURCHARTH, H. F.; ZANUTTIGH, B.; LAMBERTI, A. **Environmental Design Guidelines for Low Crested Coastal Structures**. Amsterdam: Elsevier, 2010, 448 p.

HEC - Hydrological Engineering Center. Institute for Water Resources. US Army Corps of Engineers. **HEC-RAS River Analysis System, 2D Modeling, User's Manual, Version 5.0**. Davis, CA, 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

_____. **Sinopse do Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011a.

_____. **Base de informações do Censo Demográfico 2010: resultados da Sinopse por setor censitário**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011b.

_____. **Bases e referências – bases cartográficas – malhas digitais**. Disponível em: <<http://http://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/malhas-digitais>>. Acesso em mai de 2014.

IJSN - Instituto Jones dos Santos Neves. **Perfil Municipal – Caparaó – Iúna**. Vitória, ES, 2009a. 60 p.

_____. **Perfil Municipal – Caparaó – Irupi**. Vitória, ES, 2009b. 60 p.

_____. **Demografia e Urbanização: O Espírito Santo no Censo 2010**. Vitória-ES, 2011.

INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural. **Programa de Assistência Técnica e Extensão Rural - PROATER 2011 – 2013**. Planejamento e programação de ações. Vitória: Incaper, 2011.

JACOBS. **Appendix 24.5 – SIMCAT Modelling Assessment of the Operational Phase of the AWPR affecting the River Dee and its Tributaries**. Glasgow/UK: Jacobs UK Limited, 2007.

JOHNSON, S. L.; WHITEAKER, T.; MAIDMENT, D. R. A Tool for Automated Load Duration Curve Creation. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 45, n. 3, p. 654-663, 2009.

JORGENSEN, S. E.; BENDORICCHIO, G. **Fundamentals of Ecological Modelling**. New York: Elsevier, 2001. 530 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

KALBURGI, P.B; SHIVAYOGIMATH, C.B.; PURANDARA, B.K. Application of QUAL2K for Water Quality Modeling of River Ghataprabha (India). **Journal of Environmental Science and Engineering**, v. 4, n. 12, Dec 2010.

KIM, J.; ENGEL, B. A.; PARK, Y. S.; THELLER, L.; CHAUBEY, I.; KONG, D. S.; LIM, K. J. Development of Web-based Load Duration Curve system for analysis of total maximum daily load and water quality characteristics in a waterbody. **Journal of Environmental Management**, v. 97, p. 46-55, 2012.

KNAPIK, H. G.; FERNANDES, S., C. V.; BASSANESI, K.; PORTO, M. F. do A. (2003). 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, Abr/Jun 2011.

LABGIS - Núcleo de Geotecnologias da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. **Análise Espacial de Bacias Hidrográficas**, Rio de Janeiro: LABGIS, 2013.

LARENTIS, D. G., COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Simulação da Qualidade de Água em Grandes Bacias: Rio Taquari-Antas, RS. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 05-22, jul/set 2008.

LE - Environmental Laboratory. **CE-QUAL-R1V1 - A Dynamic, One-Dimensional (Longitudinal.) Water Quality Model for Streams**: User's Manual. Instruction Report E-90-1, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, M4S, 1990.

LIMA, A. P. Z. **Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 184 f. Tese (Doutorado) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

LUGON JR., J.; PINHEIRO, M. R. de C.; RODRIGUES, P. P. G. W. Gerenciamento de recursos hídricos e enquadramento de corpos d'água. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v.2, n.2, jul./dez. 2008.

LUME Estratégia Ambiental Ltda. **Enquadramento dos Corpos de Água e Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente - RT3 - Classificação das águas segundo os usos preponderantes, avaliação da condição de qualidade e cenário tendencial com as intervenções previstas**, 2013.

MACHADO, F. W.; SCHMIDT, F. A.; FERREIRA, T. DO N.; FERNANDES, C. V. S.; PORTO, M. F. do A. Método Simplificado para Relacionar Concentração de DBO, Vazão e os Conceitos de Permanência e Risco. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2007, São Paulo-SP. **Anais eletrônicos**.

MACHADO, K. J.; CALIJURI, M. L.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SANTOS, R. S. dos; FRANCO, G. B. Determinação automática da capacidade de armazenamento de um reservatório. **Revista Brasileira de Cartografia**, Edição Especial 1, n. 62, jul 2010.

MARCON, Giuliano. **Avaliação da Política Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo nas Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí**. 2005. 256 f. Tese (Doutorado) – Departamento de Saúde Ambiental, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

MARIN, M. C. F. C.; SCUISSATO, C.; FERNANDES, C. V. S. PORTO, M. F. do A.; Proposta Preliminar de Reenquadramento dos Corpos D'água em Classes e Avaliação do seu Risco de não Atendimento: estudo de caso da bacia do Alto

Iguaçu. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, São Paulo, 2007. **Anais eletrônicos.**

MARQUES, F. de A; SILVA, D. D. da; RAMOS, M. M.; PRUSKI, F. F. AQUORA - Sistema Multi-Usuário para Gestão de Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n. 4, p. 51-69, out/dez 2009.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, integração e aplicação.** Porto Alegre: ABRH, 2013.

MILLER, C. R. **Analysis of flow-duration, sediment-rating curve method of computing sediment yield.** United States Department of Interior, Bureau of Reclamation, Denver, CO, 1951.

MIRANDA, E. E. de; (Coord.). **Brasil em Relevo.** Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em abr. 2014.

MIRSHAWKA, Victor. **Calculo numérico.** São Paulo: Nobel, 1981.

MOLENAAR, D. **The Spokane Aquifer, Washington: Its Geologic Origin and Water-Bearing and Water-Quality Characteristics.** Denver: U.S. Government Printing Office, 1988.

MOURÃO JR., P. R. **Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFMG [manuscrito]: estudo de caso sub-bacia do rio Piracicaba.** 2010. 144 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade Socioeconômica e Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2010.

NAHON, I. M.; KISHI, R. T.; FERNANDES, C. V. S. Desenvolvimento de um Sistema de Apoio à Análise de Outorga de Lançamento de Efluente – Estudo de Caso: Bacia do Alto Iguaçu. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n. 2, p. 47-58, Abr/Jun 2009.

NDEP. Nevada Division of Environmental Protection. **Load Duration Curve Methodology for Assessment and TMDL Development.** Carson City, NV: NDEP, 2003.

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R. WILLIAMS, J. R. **Soil and Water Assessment Tool:**Theoretical Documentation - Version 2009. Temple, Texas: Texas Water Resources Institute, 2011

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. & KING, K.W. Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation - Version 2009. Texas Water Resources Institute, College Station, Texas, EUA, 2009. TWRI Report TR-191. 530 f.

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

PALMER, M. D. **Water Quality Modeling: A Guide to Effective Practice.** Washington, DC: The World Bank, 2001.

PALMIERI, V. **Calibração do modelo Qual2E para o rio Corumbataí (SP)**. 2003. 91 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Metalúrgica, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

PEREIRA, T. V.; MENDONÇA, A. S. Aplicação de Modelagem Computacional na Simulação de Parâmetros de Qualidade de Água Relacionados com Nitrogênio em Curso D'água. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16, 2005. João Pessoa, Paraíba. **Anais eletrônicos**.

PIZELLA, D. G.; SOUZA, M. P. de. Análise da Sustentabilidade Ambiental do Sistema de Classificação das Águas Doces Superficiais Brasileiras. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n.2, p. 139-148, abr/jun 2007.

POPEL, H.J. **Aeration and gas transfer**. Delft: Delft University of Technology, 1979.

PORTO, M. F. do A.. **Sistemas de gestão da qualidade das águas: uma proposta para o caso brasileiro**. 2002. 131 f. Tese (Livre Docência em Engenharia) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

PORTO, M. F. do A; TUCCI, C. E. M. Plano de recursos hídricos e as avaliações ambientais. **REGA**, v. 6, n. 2, p. 19-32, jul/dez 2009.

REICHERT, P. **AQUASIM 2.0 – User Manual - Computer Program for the Identification and Simulation of Aquatic Systems**. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG). 1998.

RIBEIRO, José Cláudio Junqueira. **Indicadores ambientais: avaliando a política de meio ambiente no Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Semad, 2006. 304 p.

RIBEIRO, C. B. de M. **Sistema de Alerta Ambiental Fundamentado em Estudo Teórico Experimental de Transporte e Dispersão de Poluentes Solúveis em Curso D'água**. 2007. 144 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

ROESNER, L. A.; GIGUERE, P. R.; EVENSON, D.E. **Computer Program documentation for the Stream Quality Model**, QUAL-II. Athens, GA: Environmental Protection Agency, 1981.

ROSMAN, P. C. C. **Referência Técnica do SisBaHiA**. Rio de Janeiro, RJ: COPPE/UFRJ, 2015.

RUTHERFORD, J. C. **River Mixing**. New York: John Wiley and Sons, 1994. 347 p.

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; PAULA, L. M. de; PINHEIRO, A. M. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105-114, abr/jun 2013.

SEARCY, J., K. **Flow-Duration Curves - Manual of Hydrology: Part 2. Low-Flow Techniques**. Washington, DC: United States Government Printing Office, 1959.

SILVEIRA, G. L. da; SILVA, C. E. da; IRION, C. A. O.; CRUZ, J. C.; RETZ, E. F. Balanço de Cargas Poluidoras pelo Monitoramento Quali-quantitativo dos Recursos Hídricos em Pequena Bacia Hidrográfica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 5-11, 2003.

STREETER, H. W., PHELPS, E. B. **A study of the natural purification of the Ohio River**. Public Health Bulletin 146, U.S. Washington: Public Health Service, 1925.

TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, A. O.; SILVA, J.B. da. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275-288, jul/set 2013.

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

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. 2 ed. Porto Alegre: Editora da FRGS, 2005.

UFPR - Universidade Federal do Paraná / USP / FINEP / CT-HIDRO. **Bacias críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão**. Relatório Parcial nº 10. Curitiba: UFPR, 2006.

UNESCO-IHE - Institute for Water Education. **SOBEK-RE exercises Handout**. Delft, The Netherlands, 2007.

UNESCO-IHE - Institute for Water Education; RIJKSWATERSTAAT; DELFT UNIVERSITY OF TECHNOLOGY; AGRICULTURAL UNIVERSITY OF WAGENINGEN; STOWA – Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. **DUFLOW – Manual**. Leidschendam, The Netherlands: EDS, 1995.

USGS - United States Geological Survey. **Hydrological Simulation Program – Fortran**. Summary of HSPF. Disponível em: <<http://water.usgs.gov/software/HSPF/>>. Acesso em ago de 2015.

VOGEL, R. M.; FENNESSEY, N. M.; Flow duration curves II: a review of application in water resources planning. **Water Resources Bulletin**, v. 31, n. 6, p. 1029-1039, 1995.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. de L. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. **Urban Water**. Belo Horizonte – BH, v. 4, n. 1, p. 105-114, 2002.

VON SPERLING, M.. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2005.

_____. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2007, 588 p.

_____. **Modelagem da qualidade das águas da bacia do rio Una após reversão dos efluentes tratados de Iguaba Grande, São Pedro da Aldeia e Cabo Frio**. Fundação Christiano Ottoni. Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

WQRG – Water Quality Research Group. Department of Civil and Environmental Engineering, Portland State University. **CE-QUAL-W2 Hydrodynamics and Water Quality Model**. Disponível em: <<http://www.ce.pdx.edu/w2/>>. Acesso em ago de 2015.

ANEXOS E APÊNDICES

ANEXO A – Dados de monitoramento da temperatura da água de cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo

Tabela A.1 – Dados de monitoramento da temperatura da água de cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo fornecidos pela CESAN.

(continua)

Data	Hora	Sistema	Identificação	Amostra	Temperatura (°C)
31/05/06	13:37	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	24199/06	19
07/11/06	11:20	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	58622/06	21
05/06/07	11:30	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	23138/07	16,5
04/12/07	12:20	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	42613/07	25
02/12/08	11:49	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	44745/08	22
23/06/09	11:04	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	24844/09	16,5
17/11/09	13:30	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	45060/09	21
14/12/10	13:50	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	45183/10	25
02/08/11	10:45	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	31137/11	17
06/12/11	12:15	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	47113/11	22
12/06/12	11:05	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	21778/12	19
20/11/12	11:25	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	47363/12	20,6
18/06/13	13:22	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	20991/13	16,6
11/12/13	10:30	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	50630/13	23,5
27/05/14	10:46	Ibatiba	Córrego dos Rodrigues	21357	22
10/05/06	12:49	Irupi	Rio Pardinho	23270/06	20
17/10/06	11:40	Irupi	Rio Pardinho	56002/06	24
12/06/07	11:45	Irupi	Rio Pardinho	23142/07	17
11/12/07	12:10	Irupi	Rio Pardinho	46376/07	22,9
13/01/09	11:30	Irupi	Rio Pardinho	3717/09	24
17/11/09	09:00	Irupi	Rio Pardinho	45072/09	20,5
12/01/10	11:00	Irupi	Rio Pardinho	3525/10	25
21/12/10	10:45	Irupi	Rio Pardinho	45672/10	23
09/08/11	08:50	Irupi	Rio Pardinho	31150/11	15,9
13/12/11	10:50	Irupi	Rio Pardinho	47126/11	22
19/06/12	10:35	Irupi	Rio Pardinho	21791/12	17
27/11/12	11:21	Irupi	Rio Pardinho	47376/12	17,3
25/06/13	08:43	Irupi	Rio Pardinho	21004/13	18,7
17/12/13	09:05	Irupi	Rio Pardinho	50643/13	24,1
03/06/14	11:50	Irupi	Rio Pardinho	25400	18,4
10/05/06	10:06	luna	Rio Pardo	23272/06	20
17/10/06	09:40	luna	Rio Pardo	56003/06	23
12/06/07	10:00	luna	Rio Pardo	23139/07	16
11/12/07	10:55	luna	Rio Pardo	46374/07	22
13/01/09	08:26	luna	Rio Pardo	3721/09	22
12/01/10	10:00	luna	Rio Pardo	3528/10	28
21/12/10	10:00	luna	Rio Pardo	45675/10	22
09/08/11	11:10	luna	Rio Pardo	31153/11	19
13/12/11	08:55	luna	Rio Pardo	47130/11	21

Tabela A.1 – Dados de monitoramento da temperatura da água de cursos da água da bacia hidrográfica do rio Pardo fornecidos pela CESAN.

(conclusão)					
Data	Hora	Sistema	Identificação	Amostra	Temperatura (°C)
19/06/12	09:30	luna	Rio Pardo	21795/12	16,5
27/11/12	09:28	luna	Rio Pardo	47380/12	17,3
25/06/13	10:36	luna	Rio Pardo	21008/13	20,1
17/12/13	11:00	luna	Rio Pardo	50647/13	24
03/06/14	10:00	luna	Rio Pardo	25404	18,4

ANEXO B – Dados referentes às medições de descarga realizadas na estação fluviométrica Terra Corrida – Montante

Tabela B.1 – Dados referentes às medições de descarga realizadas na estação fluviométrica Terra Corrida – Montante.

Data	Cota (cm)	Vazão (m ³ /s)	Área molhada (m ²)	Largura (m)	Velocidade média (m/s)	(continua)
						Profundidade (m)
21/07/1969	85	4,56	20,8	20,9	0,219	1,16
21/07/1969	85	4,54	20,8	20,9	0,218	1,16
13/08/1971	80	4,08	19,7	20,8	0,206	0,94
13/08/1971	80	4,03	19,3	20,8	0,208	0,92
16/09/1971	86	4,9	20,5	20,8	0,238	0,98
16/09/1971	86	4,92	20,4	20,8	0,241	0,97
15/10/1971	153	20,1	36,4	28	0,551	1,29
15/10/1971	153	19,8	35,8	28	0,552	1,28
03/11/1971	182	29,4	46,8	30	0,628	1,55
03/11/1971	183	29,7	43,9	30	0,674	1,46
09/12/1971	170	25,2	36,5	39	0,691	0,93
09/12/1971	170	26,3	40,4	39	0,651	1,03
27/12/1971	150	18,3	39,6	37,4	0,461	1,05
27/12/1971	149	17,8	36,6	37,4	0,487	0,97
05/01/1972	126	12	30,1	21,5	0,399	1,39
05/01/1972	126	11,6	30,5	21,5	0,38	1,41
19/01/1972	119	9,34	29,3	21,6	0,318	1,35
19/01/1972	119	9,78	28,3	21,6	0,345	1,31
08/02/1972	143	15,7	34,7	27,5	0,453	1,26
08/02/1972	144	16	35,3	27,5	0,453	1,28
21/02/1972	128	11,8	30,6	21,5	0,386	1,42
21/02/1972	129	12	30,7	21,5	0,391	1,42
15/03/1972	126	11,9	31,3	21,6	0,379	1,44
15/03/1972	126	12	30,7	21,6	0,389	1,42
23/03/1972	147	17,1	36,2	28	0,47	1,29
23/03/1972	149	19,4	38,4	28	0,504	1,37
11/04/1972	106	6,86	24,3	20,6	0,282	1,17
11/04/1972	106	7,33	24,7	20,6	0,296	1,19
15/05/1972	102	6,78	25,3	21	0,267	1,2
15/05/1972	102	6,56	24,4	21	0,269	1,16
14/06/1972	96	5,95	24,2	21	0,245	1,15
14/06/1972	96	6,03	24,7	21	0,243	1,17
15/07/1972	118	10,3	29	21,7	0,355	1,33
15/07/1972	118	10,7	29,8	21,7	0,358	1,37
25/08/1972	89	4,44	23,3	21,1	0,191	1,1
25/08/1972	89	4,73	23,4	21,1	0,202	1,1
27/09/1972	84	4,14	21,8	21,5	0,189	1,01
27/09/1972	84	4,08	21,9	21,5	0,186	1,01
23/11/1972	147	17,2	35,3	22,3	0,486	1,58

Tabela B.1 – Dados referentes às medições de descarga realizadas na estação fluviométrica Terra Corrida – Montante.

(continuação)						
Data	Cota (cm)	Vazão (m ³ /s)	Área molhada (m ²)	Largura (m)	Velocidade média (m/s)	Profundidade (m)
23/11/1972	146	17,2	35,4	22,3	0,485	1,58
19/01/1973	137	14,2	35,6	21,5	0,4	1,65
19/01/1973	136	13,8	35,1	21,5	0,394	1,63
14/02/1973	107	7,94	29,2	21	0,271	1,39
14/02/1973	107	7,83	29,6	21	0,265	1,4
15/04/1973	137	14,8	33,4	21,5	0,445	1,55
15/04/1973	137	14,9	33,5	21,5	0,446	1,55
13/06/1973	109	7,66	27,3	21,3	0,281	1,28
13/06/1973	109	7,81	27	21,3	0,289	1,26
15/08/1973	98	5,93	25,1	21,5	0,236	1,16
15/08/1973	98	5,97	25,2	21,5	0,237	1,16
12/01/1974	110	8,15	28,8	21	0,283	1,36
12/01/1974	110	8,34	28,5	21	0,293	1,35
23/03/1974	125	12	32,4	21,5	0,371	1,5
23/03/1974	125	11,9	32,6	21,5	0,366	1,51
29/04/1974	108	8,2	29	21,5	0,282	1,34
11/06/1974	97	6,21	26,1	21,5	0,237	1,21
11/06/1974	97	6,49	26,4	21,5	0,246	1,22
11/09/1974	87	4,76	23,8	21,5	0,199	1,1
18/10/1974	87	5,02	24,5	21,5	0,204	1,14
07/12/1974	100	6,74	25,7	22	0,262	1,16
11/01/1975	120	10,9	30,8	22	0,352	1,4
23/02/1975	118	9,66	27,5	20,3	0,351	1,35
08/03/1975	112	8,89	28,6	22,5	0,31	1,27
29/03/1975	117	9,66	29,7	22,5	0,324	1,32
23/05/1975	95	5,94	25	22	0,238	1,13
04/06/1975	94	5,54	24,2	22	0,228	1,1
09/08/1975	85	4,51	22,5	21,5	0,201	1,04
25/11/1975	98	6,11	25,1	22,5	0,243	1,11
08/12/1975	109	8,1	28,9	22,5	0,28	1,28
21/12/1975	106	7,41	28,3	22,5	0,261	1,25
21/01/1976	76	4,06	21,6	21,6	0,188	1
12/02/1976	91	6,06	25,1	22	0,241	1,14
26/03/1976	83	4,59	22,7	21,5	0,202	1,05
20/04/1976	79	4,36	25,4	21,8	0,171	1,16
14/06/1976	76	3,56	21,8	21,75	0,164	1
17/08/1976	79	3,76	20,9	21,8	0,179	0,95
13/10/1976	94	5,88	25,6	22	0,229	1,16
15/12/1976	113	8,19	25,9	23	0,316	1,12
09/02/1977	122	10,9	31,1	23,5	0,352	1,32
20/04/1977	108	8,11	29,6	24	0,274	1,23
13/06/1977	95	5,54	25,4	22,75	0,218	1,11

Tabela B.1 – Dados referentes às medições de descarga realizadas na estação fluviométrica Terra Corrida – Montante.

(continuação)						
Data	Cota (cm)	Vazão (m ³ /s)	Área molhada (m ²)	Largura (m)	Velocidade média (m/s)	Profundidade (m)
23/08/1977	79	4,09	22	22	0,185	1
11/10/1977	110	9,03	28,7	23,3	0,314	1,23
01/12/1977	112	8,79	29,9	23	0,293	1,3
21/02/1978	123	11,1	32,4	23,7	0,344	1,36
14/04/1978	106	7,81	28,5	22,8	0,274	1,24
09/06/1978	99	6,26	26,8	22,5	0,234	1,18
13/08/1978	90	4,93	24,5	22,5	0,201	1,08
11/10/1978	98	6,53	27	22,8	0,241	1,18
17/12/1978	160	21,5	45,1	29,8	0,477	1,51
11/02/1979	174	25,7	42,4	30,3	0,604	1,4
10/04/1979	140	16,4	39,9	27	0,411	1,47
10/06/1979	117	9,75	32,2	22,3	0,302	1,44
15/08/1979	103	7,09	29,6	22,8	0,239	1,29
10/10/1979	116	9,89	32,7	23,3	0,302	1,4
18/12/1979	102	6,92	30,7	23,5	0,225	1,3
15/02/1980	163	23,1	45,9	30,7	0,503	1,49
21/04/1981	108	7,85	30,3	23,5	0,259	1,29
07/06/1981	101	6,07	29,7	23,5	0,205	1,26
12/08/1981	88	5,25	26,1	23	0,201	1,14
08/10/1981	89	4,39	25,3	24	0,173	1,06
05/12/1981	156	21,1	45,1	25,3	0,466	1,78
14/02/1982	118	9,68	36,9	24,3	0,262	1,52
13/04/1982	136	14,1	40,2	25,4	0,35	1,58
08/06/1982	116	8,27	35,2	23,7	0,235	1,49
11/08/1982	101	6,24	32,7	24,6	0,191	1,33
15/10/1982	107	6,59	33	24,5	0,199	1,35
03/12/1982	108	8,48	33,2	24,6	0,256	1,35
06/02/1983	153	16,4	45,8	26,7	0,358	1,72
16/04/1983	121	9,5	36	24	0,264	1,5
16/06/1983	110	8,28	35,1	24,3	0,236	1,45
18/08/1983	97	5,7	29,4	22,5	0,194	1,31
26/10/1983	182	32,9	54,9	30,1	0,599	1,82
17/02/1984	126	12,6	34,3	24,2	0,367	1,42
11/04/1984	119	10,6	34	25	0,311	1,36
26/06/1984	96	6,02	28	23,8	0,215	1,18
10/08/1984	90	5,21	27	23,7	0,193	1,14
12/10/1984	89	5,23	26,5	23,7	0,198	1,12
11/02/1985	170	26,5	48,1	25,4	0,552	1,89
12/04/1985	142	17,2	41,6	25	0,412	1,67
13/06/1985	120	10,8	35,2	24,6	0,308	1,43
15/08/1985	106	7,34	30,9	24	0,238	1,29
10/10/1985	105	8,47	32,6	23,85	0,26	1,37

Tabela B.1 – Dados referentes às medições de descarga realizadas na estação fluviométrica Terra Corrida – Montante.

(continuação)

Data	Cota (cm)	Vazão (m ³ /s)	Área molhada (m ²)	Largura (m)	Velocidade média (m/s)	Profundidade (m)
15/02/1986	129	14,6	35,5	24,3	0,411	1,45
11/04/1986	98	6,79	28,9	23,5	0,235	1,23
20/06/1986	91	5,65	27,3	23,3	0,207	1,17
14/08/1986	84	4,5	26	23,2	0,173	1,12
22/10/1986	78	3,55	24,2	22,8	0,146	1,06
13/02/1987	103	7,31	28,6	23	0,256	1,24
18/04/1987	112	9,01	30,1	23,5	0,3	1,28
17/06/1987	94	5,94	26,5	22,7	0,225	1,17
13/08/1987	83	4,45	24,3	22,3	0,183	1,09
21/10/1987	84	4,72	24,4	22,7	0,193	1,08
16/01/1988	131	14	32,4	23,8	0,43	1,36
26/01/1988	131	14	32,4	23,8	0,43	1,36
11/03/1988	110	8,21	29	23,2	0,283	1,25
13/07/1988	88	4,79	25	22,1	0,192	1,1
09/09/1988	78	3,36	22,1	22,5	0,152	0,98
14/12/1988	79	3,48	22	22,5	0,158	0,97
21/02/1989	85	4,33	27,2	22,6	0,16	1,2
22/02/1989	85	4,28	27,1	22,6	0,158	1,2
12/04/1989	90	4,84	22,9	21,8	0,211	1,05
15/06/1989	90	5,32	20,9	22,6	0,255	0,92
24/08/1989	76	3,81	18,9	21,5	0,202	0,88
27/08/1989	76	3,81	18,9	21,5	0,202	0,88
27/08/1989	76	3,81	19	21,5	0,201	0,88
22/08/1992	96	6,28	27,9	22,2	0,225	1,3
25/11/1992	130	13,2	37,1	24,5	0,355	1,5
07/06/1993	109	9,57	26,1	22	0,366	1,2
10/07/1993	92	6,14	21,8	21	0,282	1,04
11/08/1993	83	4,84	19,5	21,7	0,248	0,9
24/08/1994	84	4,51	24,8	20,5	0,182	1,21
28/03/1995	87	4,79	25,2	21,4	0,19	1,18
13/07/1995	76	3,67	21,6	19	0,17	1,14
28/09/1995	71	3,63	22	20,3	0,165	1,09
16/03/1996	106	8,29	24,5	20	0,338	1,23
27/06/1996	60	5,28	10,9	11,2	0,486	0,97
26/09/1996	55	3,88	10,4	11,5	0,372	0,91
22/03/1997	108	17,9	17,4	13,5	1,031	1,29
24/06/1997	79	9	14,1	13	0,637	1,09
27/09/1997	75	8,86	13,8	12,9	0,642	1,07
25/11/1997	90	12,2	15,4	12,8	0,789	1,21
27/03/1998	108	16,3	17,2	13,3	0,951	1,29
02/07/1998	68	7,8	12,7	12,8	0,615	0,99
16/10/1998	67	6,18	12,6	12,5	0,491	1,01

Tabela B.1 – Dados referentes às medições de descarga realizadas na estação fluviométrica Terra Corrida – Montante.

(conclusão)						
Data	Cota (cm)	Vazão (m ³ /s)	Área molhada (m ²)	Largura (m)	Velocidade média (m/s)	Profundidade (m)
14/12/1998	150	30,8	25	16,5	1,233	1,51
25/03/1999	74	7,69	13,1	13	0,587	1,01
19/06/1999	63	5,36	12,6	12,8	0,425	0,98
25/09/1999	63	5,16	12,3	13	0,421	0,94
07/12/1999	208	60,1	35	21,3	1,716	1,64
10/04/2000	97	13,3	17,1	14	0,775	1,22
11/07/2000	67	6,19	13	12,6	0,475	1,03
13/09/2000	63	4,9	12,6	12,7	0,39	0,99
20/06/2001	67	5,7	12,7	13,5	0,449	0,94
17/09/2001	70	5,74	13,1	13,5	0,44	0,97
03/12/2001	90	11,2	15,6	14	0,716	1,12
14/05/2002	77	8,39	14,7	14,2	0,571	1,03
30/07/2002	65	5,04	12,5	13,7	0,403	0,91
02/10/2002	56	3,87	12	13,3	0,322	0,9
22/10/2002	56	3,87	12	13,3	0,322	0,9
31/01/2003	118	19,1	21,2	16	0,902	1,32
25/04/2003	78	7,92	14,4	15,2	0,549	0,95
04/08/2003	66	5,21	13,3	15	0,39	0,89
27/11/2003	55	3,64	11,1	13,9	0,33	0,8
24/08/2004	67	6,03	14	14	0,432	1
07/11/2004	55	4,23	12,3	14	0,343	0,88
16/07/2005	77	8,51	15,7	14,5	0,542	1,08
24/10/2005	62	5,77	13,4	14,1	0,43	0,95
02/10/2006	61	4,8	13,6	14,6	0,353	0,93
19/05/2007	83	10,4	17,5	15,8	0,595	1,11
25/09/2007	62	5,12	13,2	15	0,387	0,88
22/03/2008	75	8,08	15,3	15,2	0,527	1,01
17/08/2008	58	4,1	12,6	14,9	0,325	0,85
20/11/2008	99	14,5	19,4	16,2	0,747	1,2
29/06/2009	80	9,04	16,2	16,1	0,557	1,01
07/11/2009	71	7,35	15	15,4	0,49	0,97
28/04/2010	74	7,84	15,3	15,6	0,511	0,98
30/08/2010	59	4,01	12,1	15,5	0,332	0,78
22/07/2011	76	7,81	15,3	15,5	0,511	0,99
21/11/2011	87	10,7	18,2	17,16	0,589	1,06
17/03/2012	95	14,4	21,5	16,88	0,671	1,27
21/06/2012	72	6,56	14,6	15,63	0,448	0,93
15/09/2012	74	7,84	15,7	15,7	0,5	1
08/12/2012	67	6,15	14,8	15,79	0,415	0,94
14/05/2013	75	8,33	15,9	15,73	0,524	1,01
30/08/2013	63	4,82	12,8	14,23	0,376	0,9

APÊNDICE I - Populações rural e urbana por distrito e seção de controle, para os horizontes de tempo considerados (2014, 2020 e 2030)

Tabela I.1 População por distrito relativa à área de contrição da seção de controle A, considerando os horizontes de tempo avaliados.

Distrito	Município	População (hab)					
		2014		2020		2030	
		Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana
Ibatiba	Ibatiba	3.650	14.216	3.998	15.572	4.654	18.125
Lajinha	Lajinha	431	0	432	0	434	0
TOTAL		4.081	14.216	4.430	15.572	5.088	18.125

Tabela I.2 – População por distrito relativa à área de contrição da seção de controle B, considerando os horizontes de tempo avaliados.

Distrito	Município	População (hab)					
		2014		2020		2030	
		Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana
Ibatiba	Ibatiba	8.272	14.216	9.062	15.572	10.547	18.125
Irupi	Irupi	5.681	4.031	6.121	4.343	6.931	4.918
Íluna	Íluna	3.494	13.772	3.591	14.156	3.760	14.821
N. S ^a das Graças	Íluna	1.312	557	1.348	573	1.412	600
Santíssima Trindade	Íluna	2.300	280	2.364	288	2.475	301
Lajinha	Lajinha	628	0	629	0	632	0
TOTAL		21.687	32.856	23.115	34.932	25.757	38.765

Tabela I.3 – População por distrito relativa à área de contrição da seção de controle C, considerando os horizontes de tempo avaliados.

Distrito	Município	População (hab)					
		2014		2020		2030	
		Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana
Ibatiba	Ibatiba	8.272	14.216	9.062	15.572	10.547	18.125
Irupi	Irupi	5.681	4.031	6.121	4.343	6.931	4.918
Íluna	Íluna	3.880	13.772	3.988	14.156	4.175	14.821
N. S ^a das Graças	Íluna	1.719	557	1.767	573	1.850	600
Santíssima Trindade	Íluna	2.300	280	2.364	288	2.475	301
São Pedro	M. Freire	128	0	123	0	115	0
Itaici	M. Freire	64	0	62	0	58	0
Lajinha	Lajinha	628	0	629	0	632	0
TOTAL		22.672	32.856	24.116	34.932	26.783	38.765

APÊNDICE II – Vazões médias de esgotos domésticos relativas às populações rural e urbana, considerando os panoramas 2 e 3 e seções de controle A, B e C

Tabela II.1 - Valores de vazões médias de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o Panorama 2 e seção de controle A.

Distrito	VAZÃO DOMÉSTICA MÉDIA DE ESGOTO (m ³ /s)					
	2014		2020		2030	
	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana
Ibatiba	0,00389	0,01909	0,00426	0,02091	0,00496	0,02433
Lajinha	0,00046	0,00000	0,00046	0,00000	0,00046	0,00000

Tabela II.2 - Valores de vazões médias de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o Panorama 2 e seção de controle B.

Distrito	VAZÃO DOMÉSTICA MÉDIA DE ESGOTO (m ³ /s)					
	2014		2020		2030	
	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana
Ibatiba	0,00996	0,01909	0,01091	0,02091	0,01270	0,02433
Irupi	0,00684	0,00429	0,00737	0,00462	0,00834	0,00524
lúna	0,00372	0,01849	0,00382	0,01901	0,00400	0,01990
N. Sa das Graças	0,00140	0,00059	0,00144	0,00061	0,00150	0,00064
Santíssima Trindade	0,00245	0,00030	0,00252	0,00031	0,00264	0,00032
São Pedro	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000
Itaici	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000
Lajinha	0,00067	0,00000	0,00067	0,00000	0,00067	0,00000

Tabela II.3 - Valores de vazões médias de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o Panorama 2 e seção de controle C.

Distrito	VAZÃO DOMÉSTICA MÉDIA DE ESGOTO (m ³ /s)					
	2014		2020		2030	
	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana
Ibatiba	0,00996	0,01909	0,01091	0,02091	0,01270	0,02433
Irupi	0,00684	0,00429	0,00737	0,00462	0,00834	0,00524
lúna	0,00413	0,01849	0,00425	0,01901	0,00445	0,01990
N. Sa das Graças	0,00183	0,00059	0,00188	0,00061	0,00197	0,00064
Santíssima Trindade	0,00245	0,00030	0,00252	0,00031	0,00264	0,00032
São Pedro	0,00014	0,00000	0,00013	0,00000	0,00012	0,00000
Itaici	0,00007	0,00000	0,00007	0,00000	0,00006	0,00000
Lajinha	0,00067	0,00000	0,00067	0,00000	0,00067	0,00000

Tabela II.4 - Valores de vazões médias de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o Panorama 3 e seção de controle A.

Distrito	VAZÃO DOMÉSTICA MÉDIA DE ESGOTO (m ³ /s)					
	2014		2020		2030	
	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana
Ibatiba	0,00389	0,01909	0,00426	0,02091	0,00496	0,02433
Lajinha	0,00046	0,00000	0,00046	0,00000	0,00046	0,00000

Tabela II.5 - Valores de vazões médias de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o Panorama 3 e seção de controle B.

Distrito	VAZÃO DOMÉSTICA MÉDIA DE ESGOTO (m ³ /s)					
	2014		2020		2030	
	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana
Ibatiba	0,00996	0,01909	0,01091	0,02091	0,01270	0,02433
Irupi	0,00684	0,00429	0,00737	0,00462	0,00834	0,00524
Iúna	0,00372	0,01849	0,00382	0,01901	0,00400	0,01990
N. Sa das Graças	0,00140	0,00059	0,00144	0,00061	0,00150	0,00064
Santíssima Trindade	0,00245	0,00030	0,00252	0,00031	0,00264	0,00032
Lajinha	0,00067	0,00000	0,00067	0,00000	0,00067	0,00000

Tabela II.6 - Valores de vazões médias de esgotos domésticos relativos às populações rural e urbana, considerando o Panorama 3 e seção de controle C.

Distrito	VAZÃO DOMÉSTICA MÉDIA DE ESGOTO (m ³ /s)					
	2014		2020		2030	
	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana
Ibatiba	0,00996	0,01909	0,01091	0,02091	0,01270	0,02433
Irupi	0,00684	0,00429	0,00737	0,00462	0,00834	0,00524
Iúna	0,00413	0,01849	0,00425	0,01901	0,00445	0,01990
N. Sa das Graças	0,00183	0,00059	0,00188	0,00061	0,00197	0,00064
Santíssima Trindade	0,00245	0,00030	0,00252	0,00031	0,00264	0,00032
São Pedro	0,00014	0,00000	0,00013	0,00000	0,00012	0,00000
Itaici	0,00007	0,00000	0,00007	0,00000	0,00006	0,00000
Lajinha	0,00067	0,00000	0,00067	0,00000	0,00067	0,00000

APÊNDICE III – Cargas totais de DBO_{5,20} doméstica produzidas por distrito, relativas às áreas de contribuição associadas às seções de controle A e B

Tabela III.1 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contribuição da seção de controle A, considerando o panorama 1 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	Cargas produzidas (t DBO _{5,20} /d)								
		2014			2020			2030		
		CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total
Ibatiba	Ibatiba	0,134	0,660	0,794	0,147	0,723	0,870	0,171	0,841	1,012
Lajinha	Lajinha	0,016	0,000	0,016	0,016	0,000	0,016	0,016	0,000	0,016
TOTAL		0,15	0,66	0,81	0,16	0,72	0,89	0,19	0,84	1,03

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

Tabela III.2 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contribuição da seção de controle A, considerando o panorama 2 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	Cargas produzidas (t DBO _{5,20} /d)								
		2014			2020			2030		
		CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total
Ibatiba	Ibatiba	0,134	0,198	0,332	0,147	0,217	0,364	0,171	0,252	0,424
Lajinha	Lajinha	0,016	0,000	0,016	0,016	0,000	0,016	0,016	0,000	0,016
TOTAL		0,15	0,20	0,35	0,16	0,22	0,38	0,19	0,25	0,44

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

Tabela III.3 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contribuição da seção de controle A, considerando o panorama 3 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	Cargas produzidas (t DBO _{5,20} /d)								
		2014			2020			2030		
		CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total
Ibatiba	Ibatiba	0,134	0,099	0,233	0,147	0,108	0,256	0,171	0,126	0,297
Lajinha	Lajinha	0,016	0,000	0,016	0,016	0,000	0,016	0,016	0,000	0,016
TOTAL		0,15	0,10	0,25	0,16	0,11	0,27	0,19	0,13	0,31

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

Tabela III.4 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contração da seção de controle B, considerando o panorama 1 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	Cargas produzidas (t DBO _{5,20} /d)								
		2014			2020			2030		
		CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total
Ibatiba	Ibatiba	0,344	0,660	1,004	0,377	0,723	1,100	0,439	0,841	1,280
Irupi	Irupi	0,236	0,148	0,385	0,255	0,160	0,414	0,288	0,181	0,469
Lúna	Lúna	0,129	0,639	0,768	0,132	0,657	0,789	0,138	0,688	0,826
N. S ^a das Graças	Lúna	0,048	0,020	0,069	0,050	0,021	0,071	0,052	0,022	0,074
Santíssima Trindade	Lúna	0,085	0,010	0,095	0,087	0,011	0,098	0,091	0,011	0,102
Lajinha	Lajinha	0,023	0,000	0,023	0,023	0,000	0,023	0,023	0,000	0,023
TOTAL		0,87	0,44	1,31	0,92	0,47	1,39	1,03	0,26	1,29

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

Tabela III.5 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contração da seção de controle B, considerando o panorama 2 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	Cargas produzidas (t DBO _{5,20} /d)								
		2014			2020			2030		
		CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total
Ibatiba	Ibatiba	0,344	0,198	0,542	0,377	0,217	0,594	0,439	0,126	0,565
Irupi	Irupi	0,236	0,045	0,281	0,255	0,048	0,303	0,288	0,027	0,315
Lúna	Lúna	0,129	0,192	0,320	0,132	0,197	0,329	0,138	0,103	0,242
N. S ^a das Graças	Lúna	0,048	0,006	0,054	0,050	0,006	0,056	0,052	0,003	0,055
Santíssima Trindade	Lúna	0,085	0,003	0,088	0,087	0,003	0,090	0,091	0,002	0,093
Lajinha	Lajinha	0,023	0,000	0,023	0,023	0,000	0,023	0,023	0,000	0,023
TOTAL		0,87	0,44	1,31	0,92	0,47	1,39	1,03	0,26	1,29

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

Tabela III.6 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas por distrito, relativas à área de contração da seção de controle B, considerando o panorama 3 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	Cargas produzidas (t DBO _{5,20} /d)								
		2014			2020			2030		
		CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total	CDr	CTu	Total
Ibatiba	Ibatiba	0,344	0,099	0,443	0,377	0,108	0,485	0,439	0,126	0,565
Irupi	Irupi	0,236	0,022	0,259	0,255	0,024	0,279	0,288	0,027	0,315
Lúna	Lúna	0,129	0,096	0,224	0,132	0,099	0,231	0,138	0,103	0,242
N. S ^a das Graças	Lúna	0,048	0,003	0,051	0,050	0,003	0,053	0,052	0,003	0,055
Santíssima Trindade	Lúna	0,085	0,002	0,086	0,087	0,002	0,089	0,091	0,002	0,093
Lajinha	Lajinha	0,023	0,000	0,023	0,023	0,000	0,023	0,023	0,000	0,023
TOTAL		0,87	0,22	1,09	0,92	0,24	1,16	1,03	0,26	1,29

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

APÊNDICE IV – Permanência nas classes de enquadramento das seções de controle A, B e C, para o ano de 2014

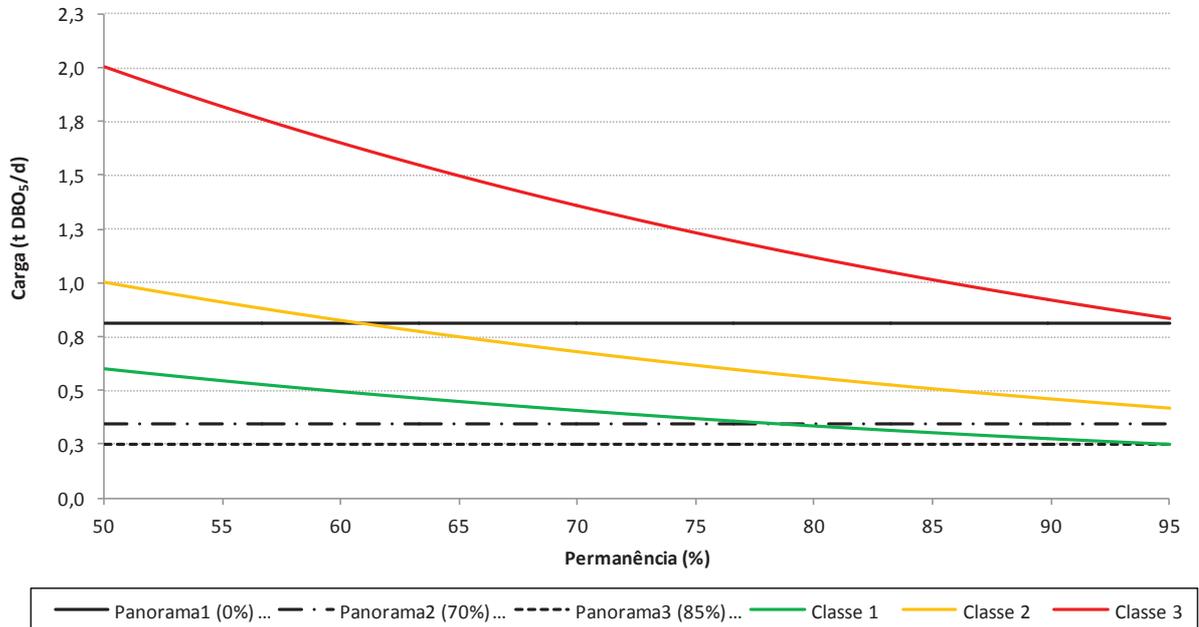


Figura IV.1 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2014, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).

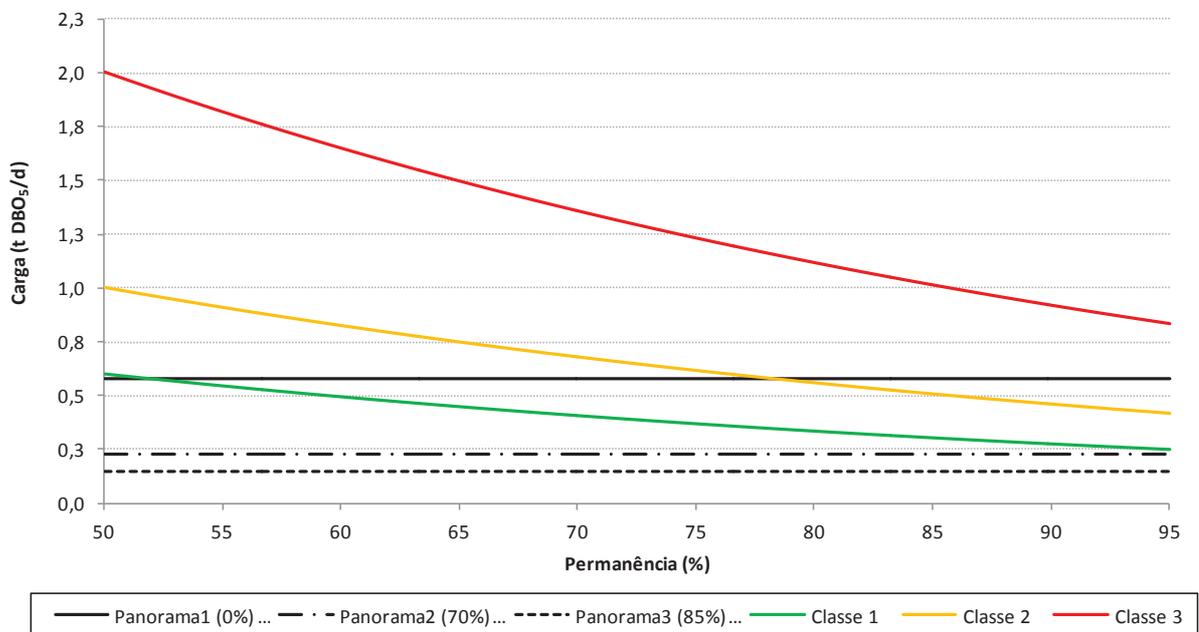


Figura IV.2 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2014, considerando o processo de autodepuração (condição 2).

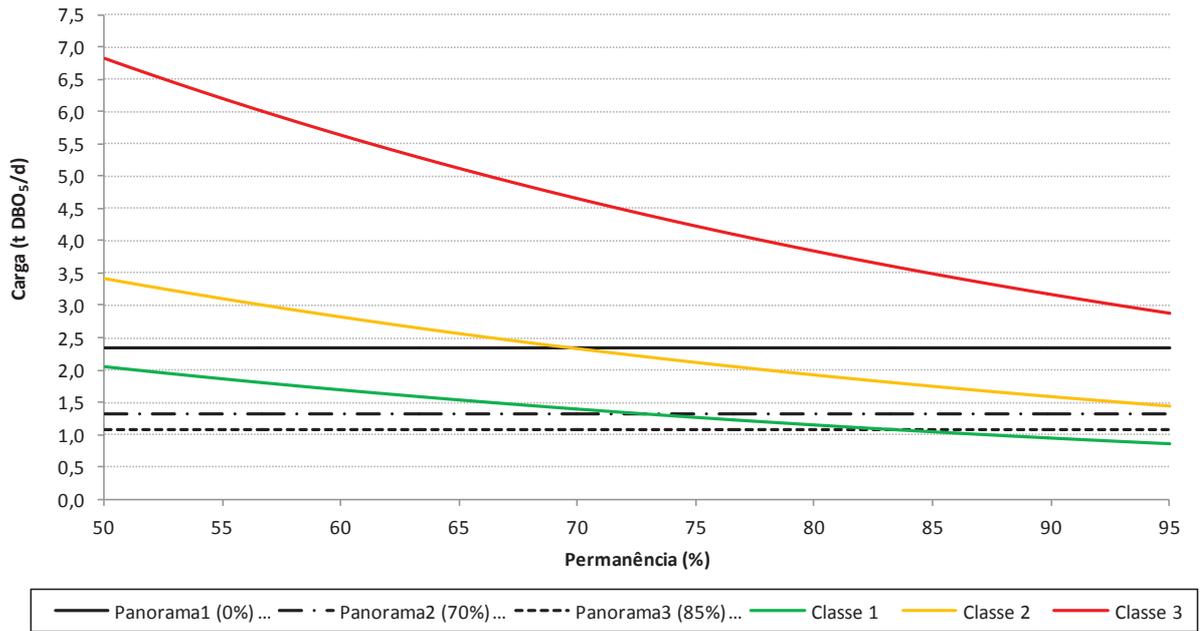


Figura IV.3 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2014, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).

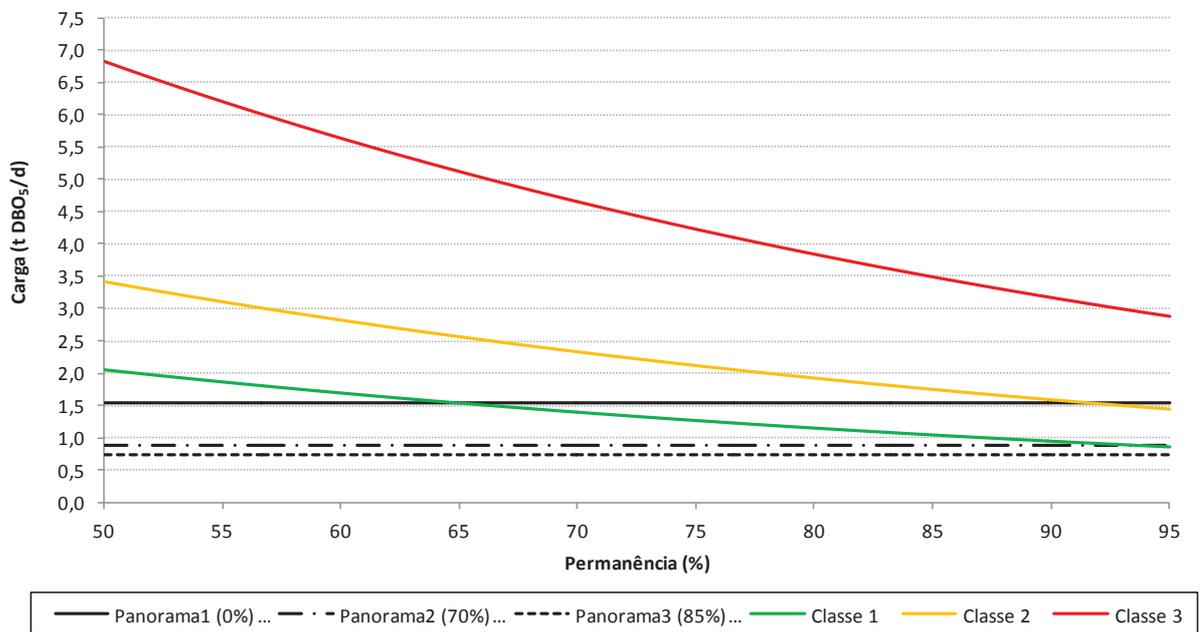


Figura IV.4 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2014, considerando o processo de autodepuração (condição 2).

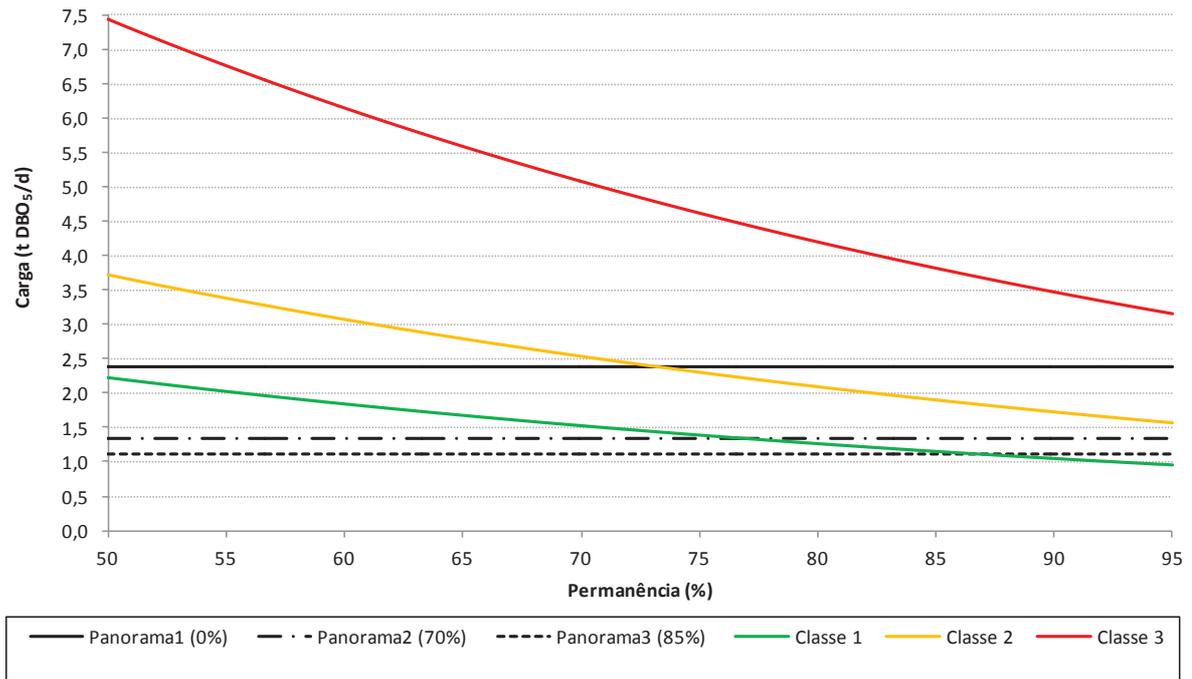


Figura IV.5 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2014, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).

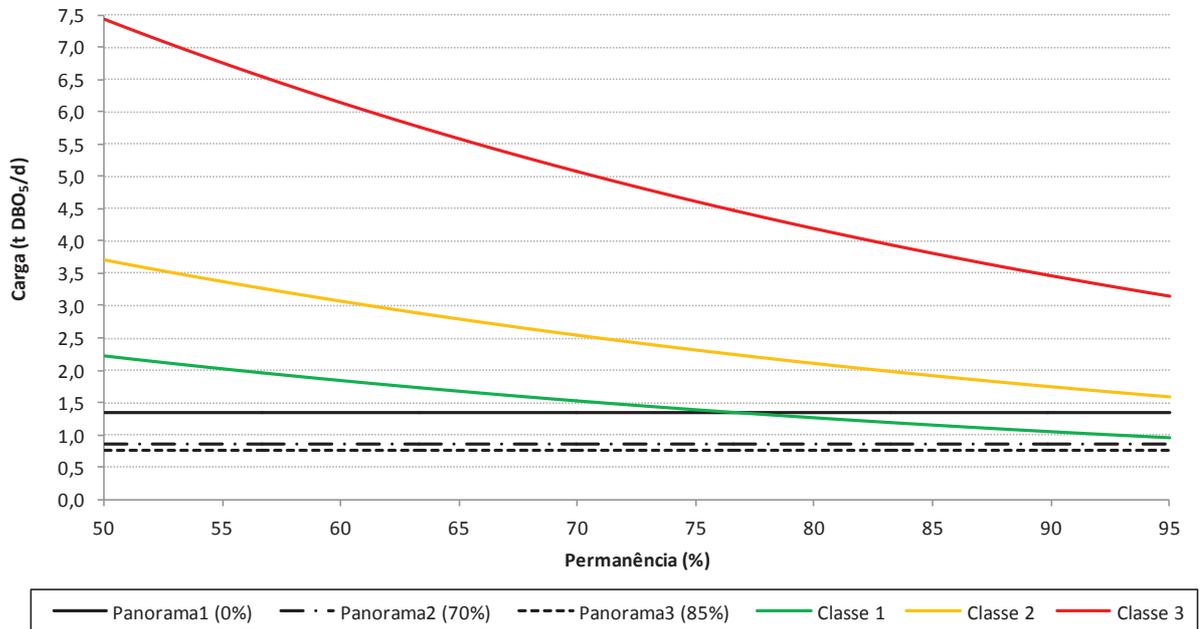


Figura IV.6 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2014, considerando o processo de autodepuração (condição 2).

APÊNDICE V – Permanência nas classes de enquadramento das seções de controle A, B e C, para o ano de 2020

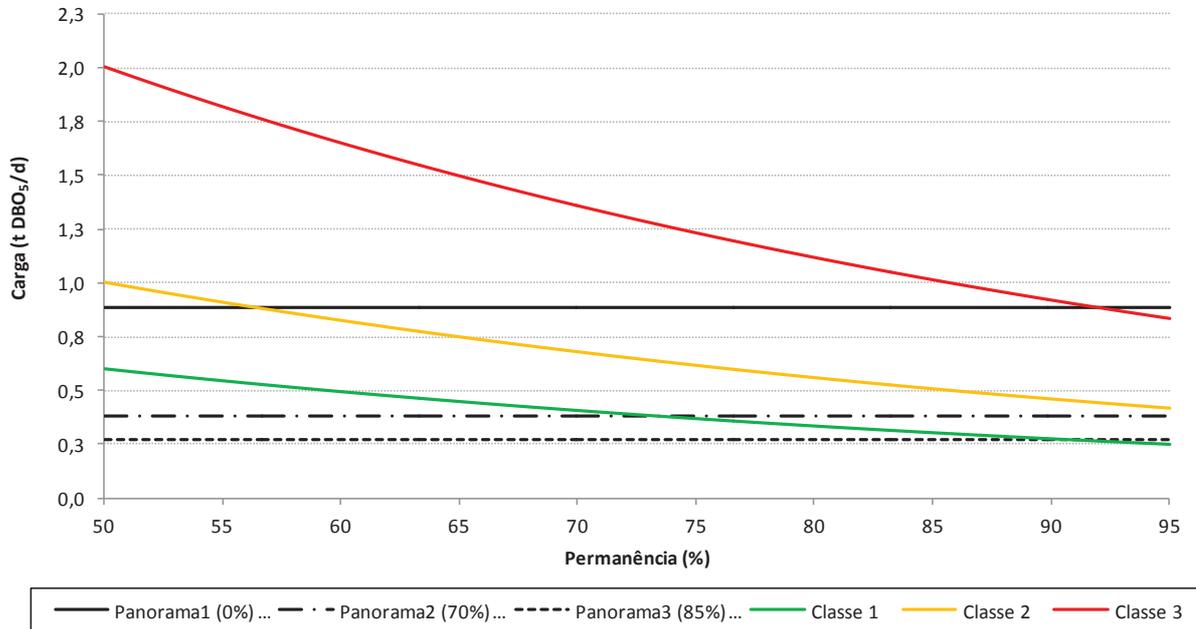


Figura V.1 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2020, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).

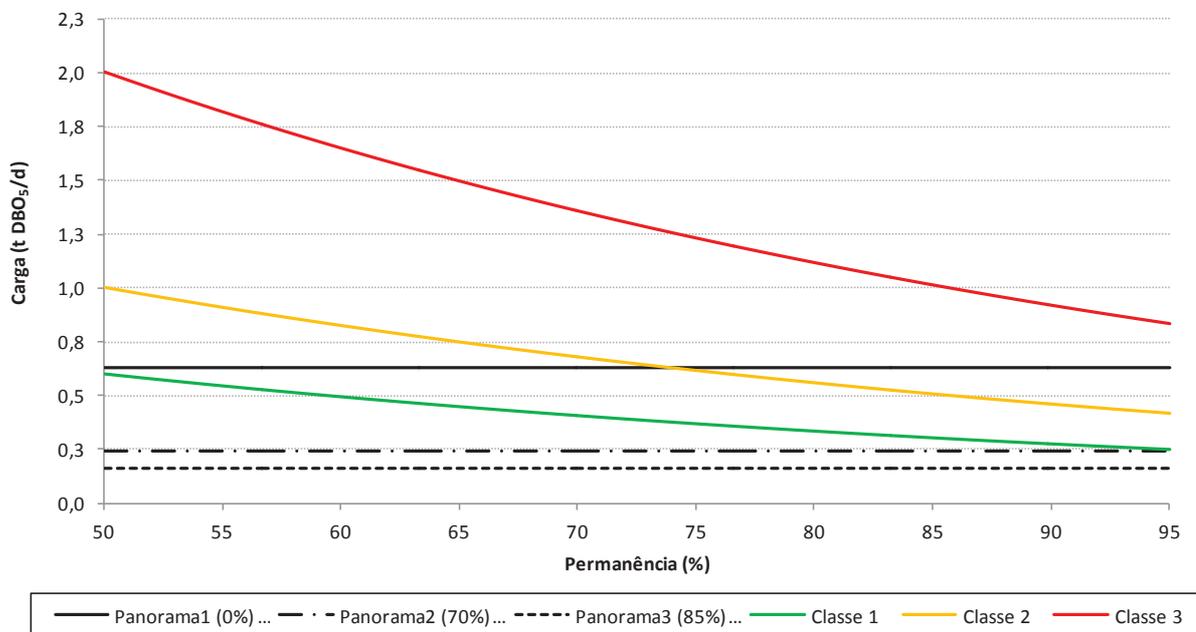


Figura V.2 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2020, considerando o processo de autodepuração (condição 2).

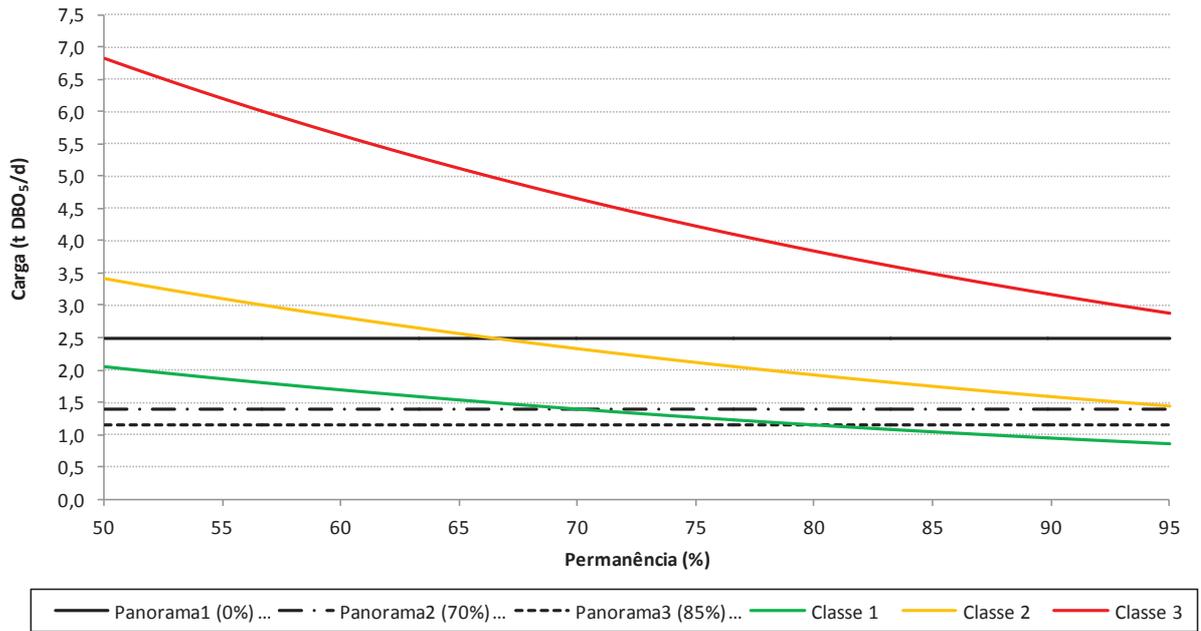


Figura V.3 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2020, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).

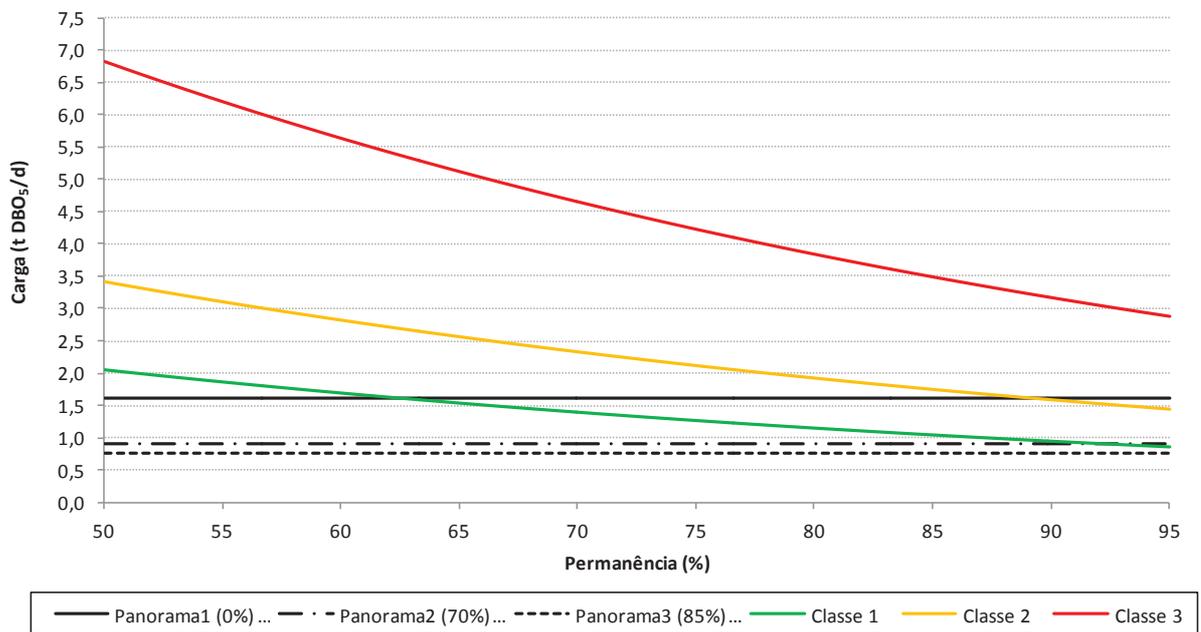


Figura V.4 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2020, considerando o processo de autodepuração (condição 2).

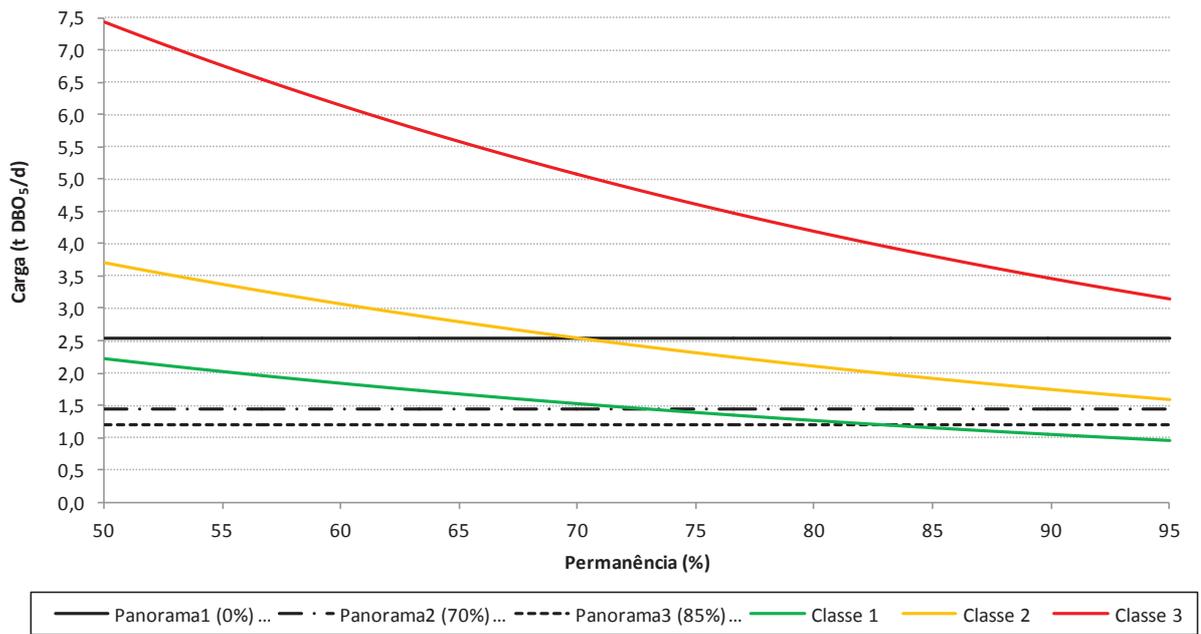


Figura V.5 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2020, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).

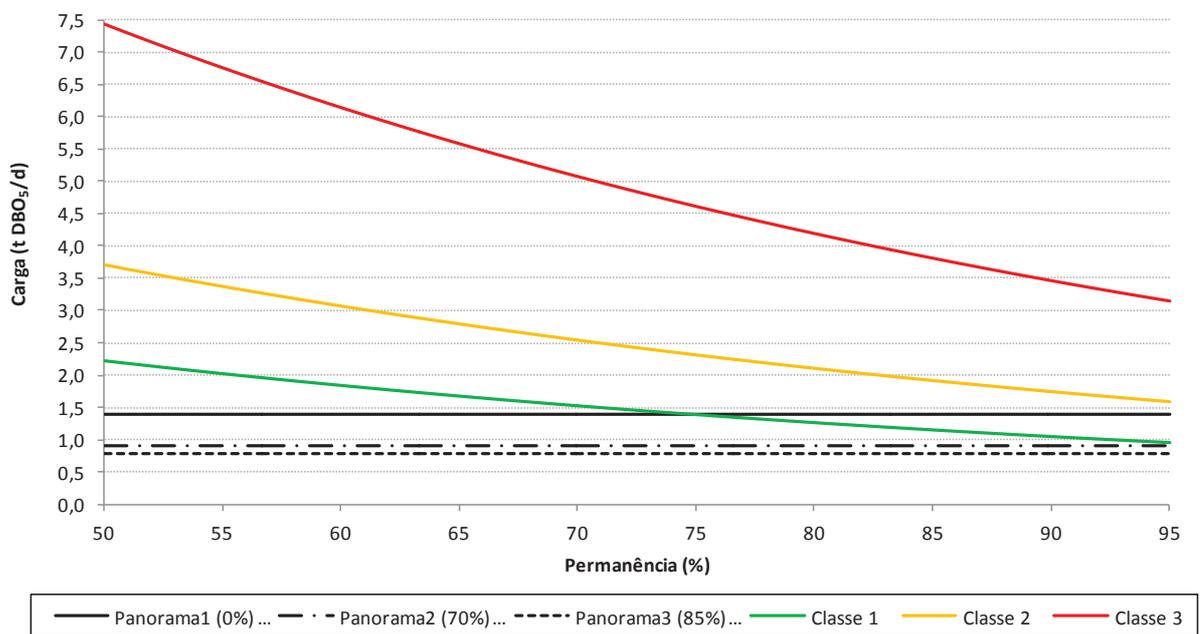


Figura V.6 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2020, considerando o processo de autodepuração (condição 2).

APÊNDICE VI – Permanência nas classes de enquadramento das seções de controle A, B e C, para o ano de 2030

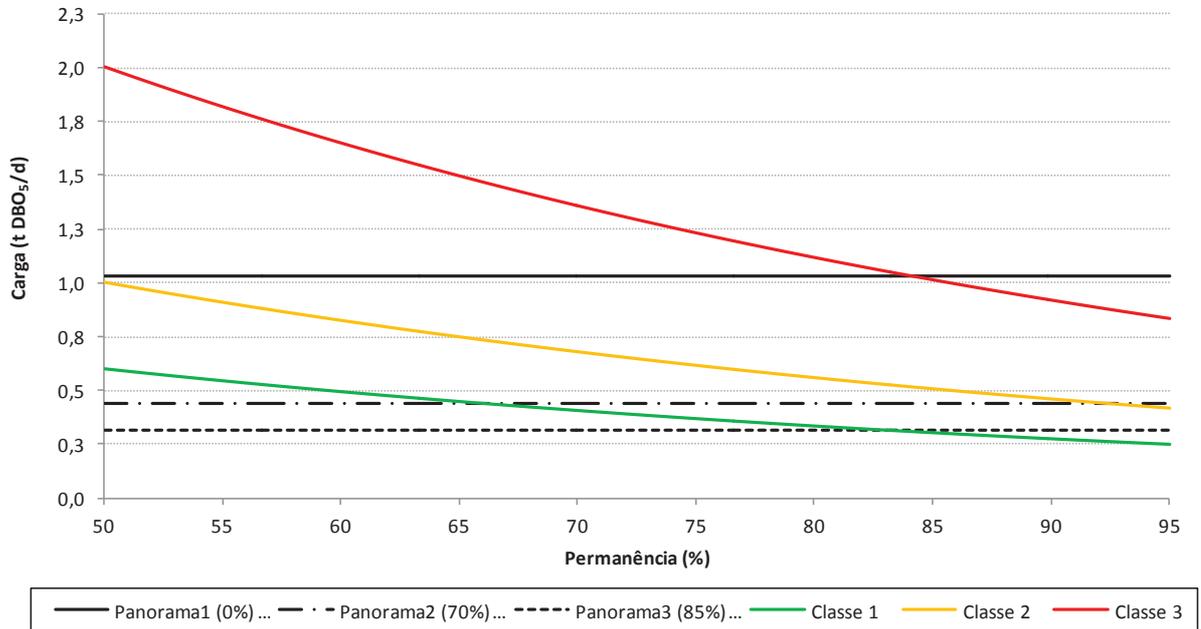


Figura VI.1 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2030, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).

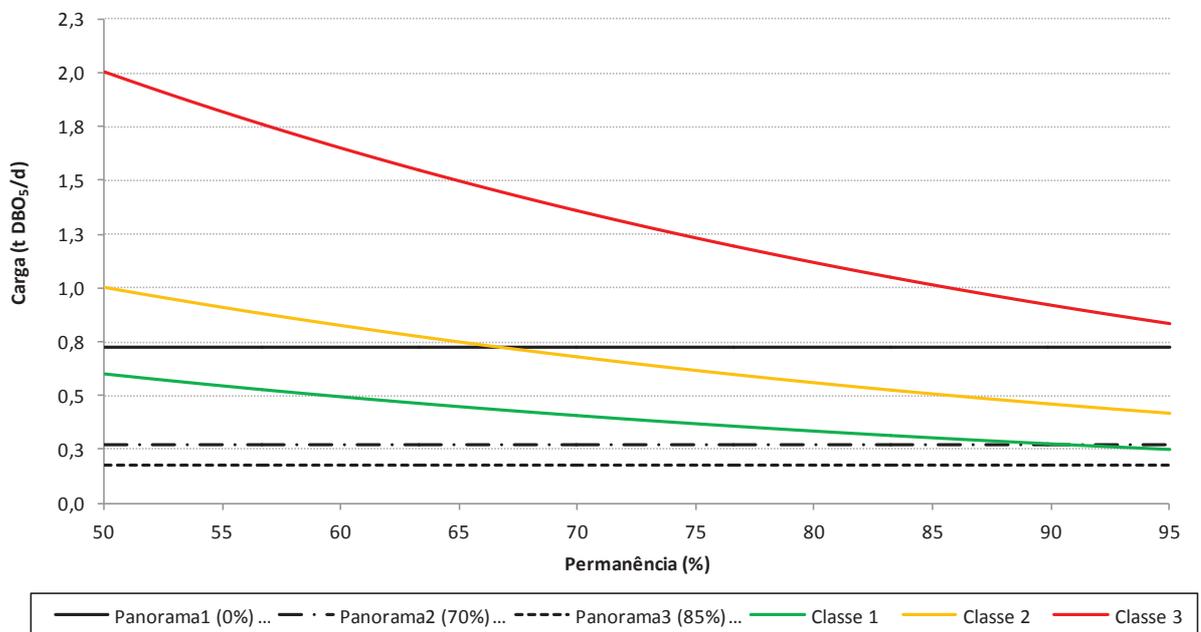


Figura VI.2 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2030, considerando o processo de autodepuração (condição 2).

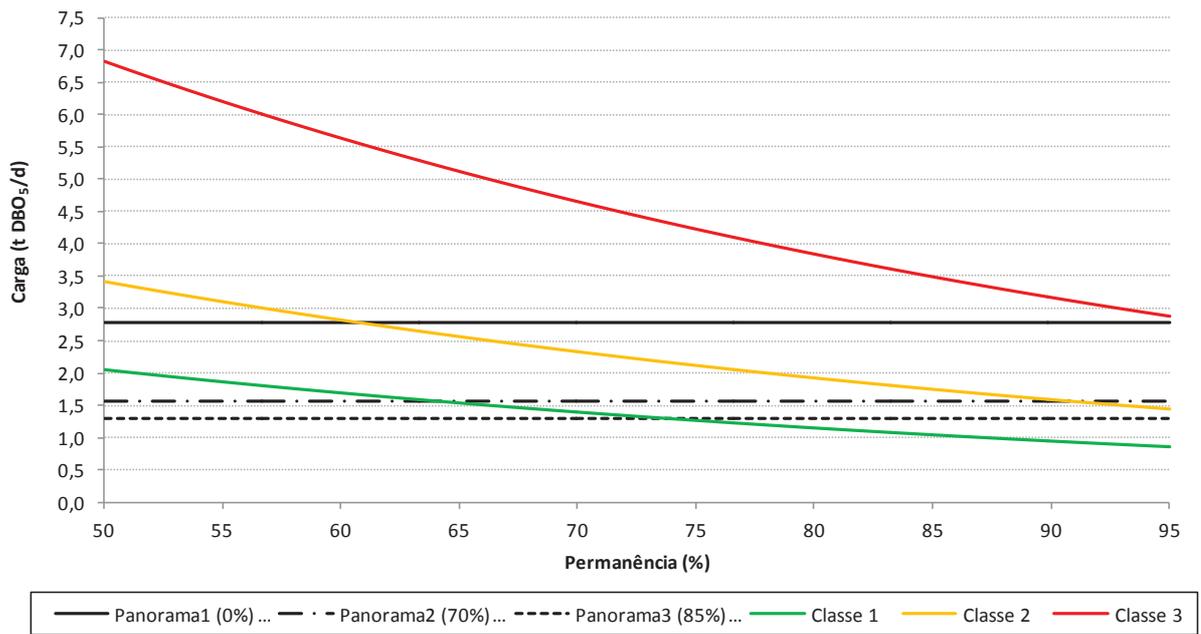


Figura VI.3 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2030, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).

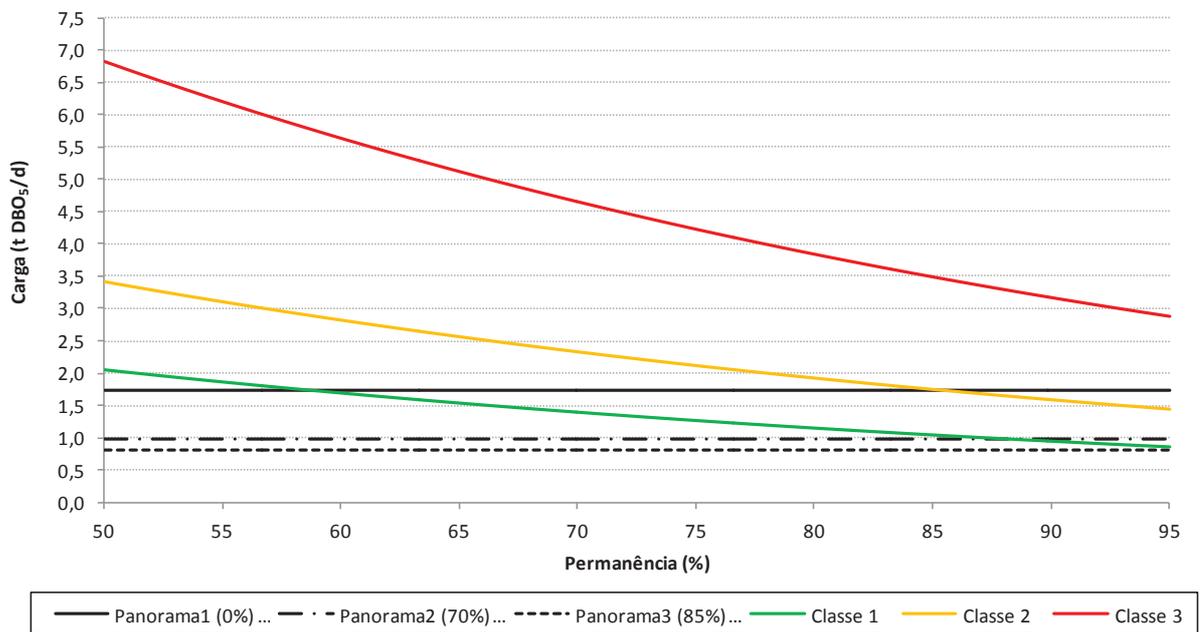


Figura VI.4 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2030, considerando o processo de autodepuração (condição 2).

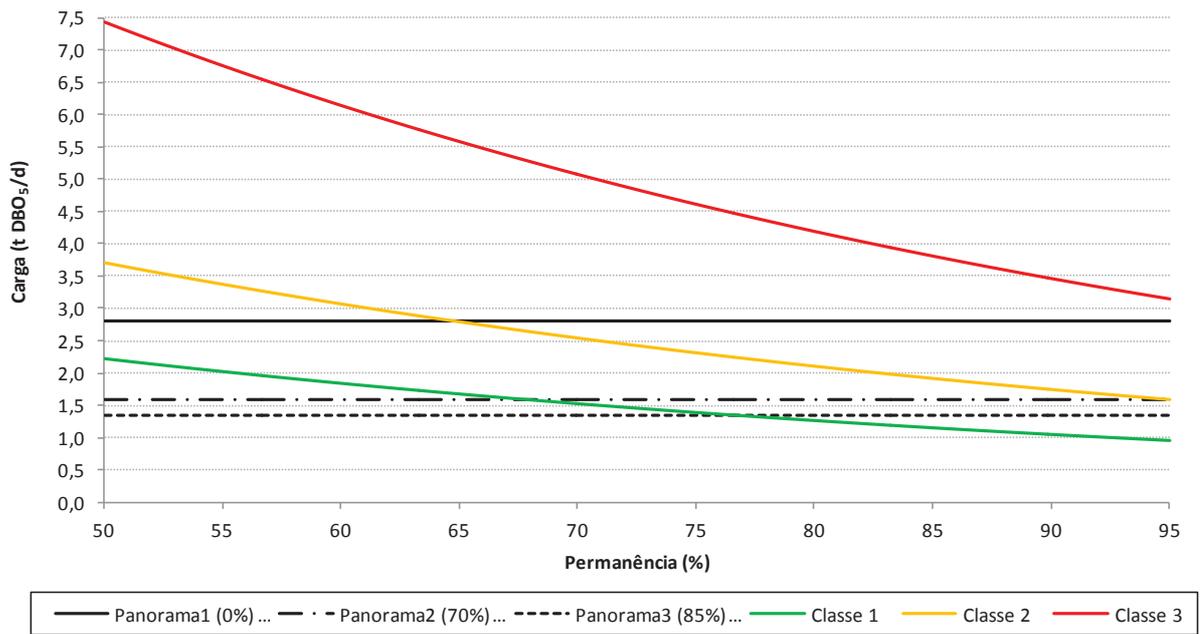


Figura VI.5 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2030, sem consideração do processo de autodepuração (condição 1).

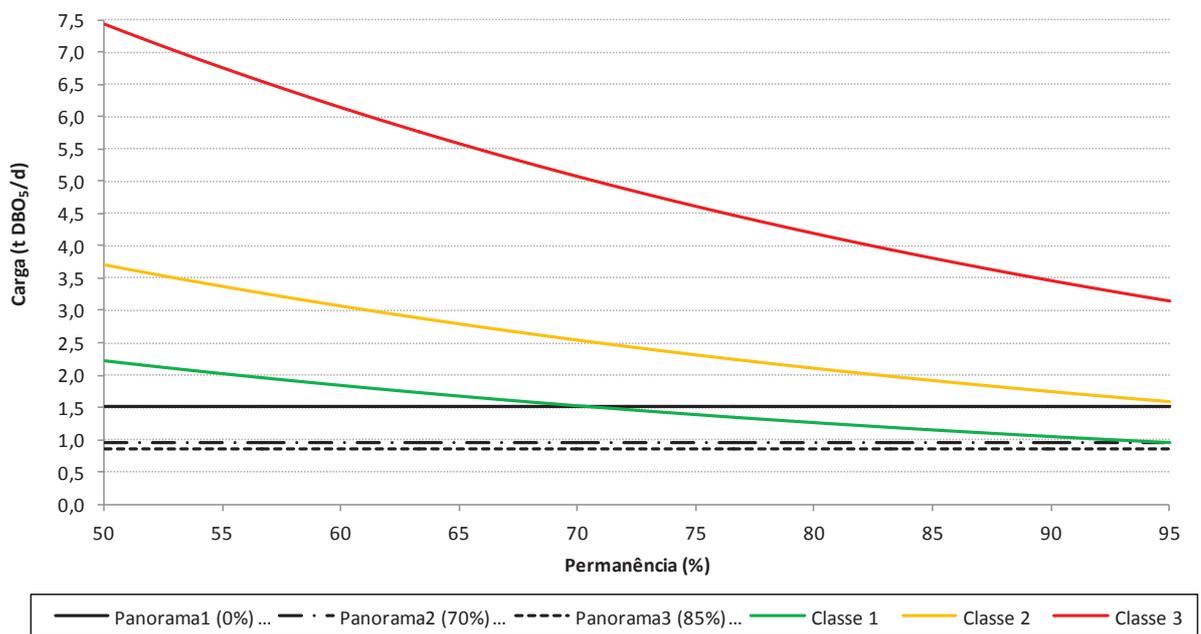


Figura VI.6 – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2030, considerando o processo de autodepuração (condição 2).

APÊNDICE VII – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle (A, B e C), conforme condições de abatimento de carga orgânica (condições 1 e 2), por panorama de tratamento de esgoto, considerando as perspectivas de enquadramento nos anos de 2020 e 2030

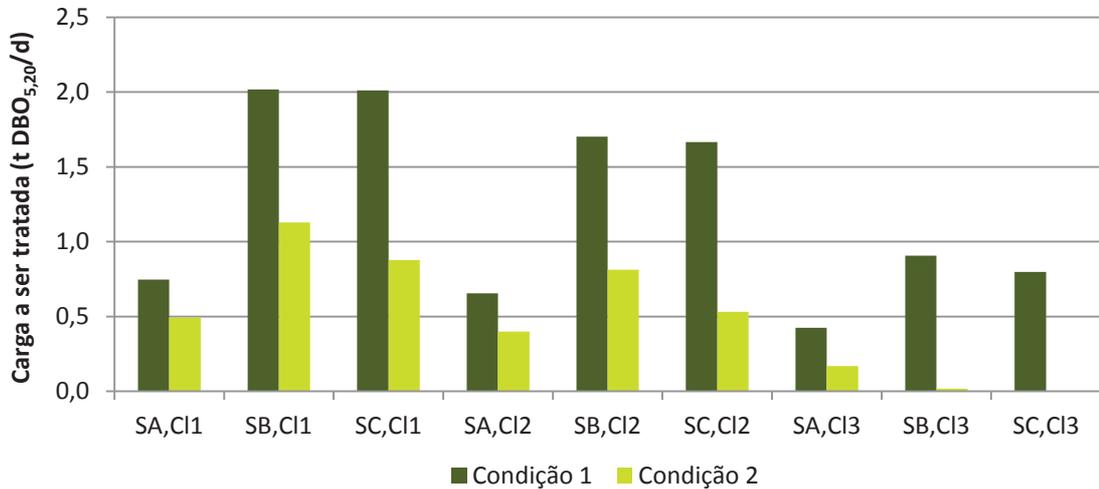


Figura VII.1 - Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (panorama 1), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2020.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração; SA – seção A; SB – seção B; SC – seção C; CI1 – Classe 1; CI2 – Classe 2; CI3 – Classe 3.

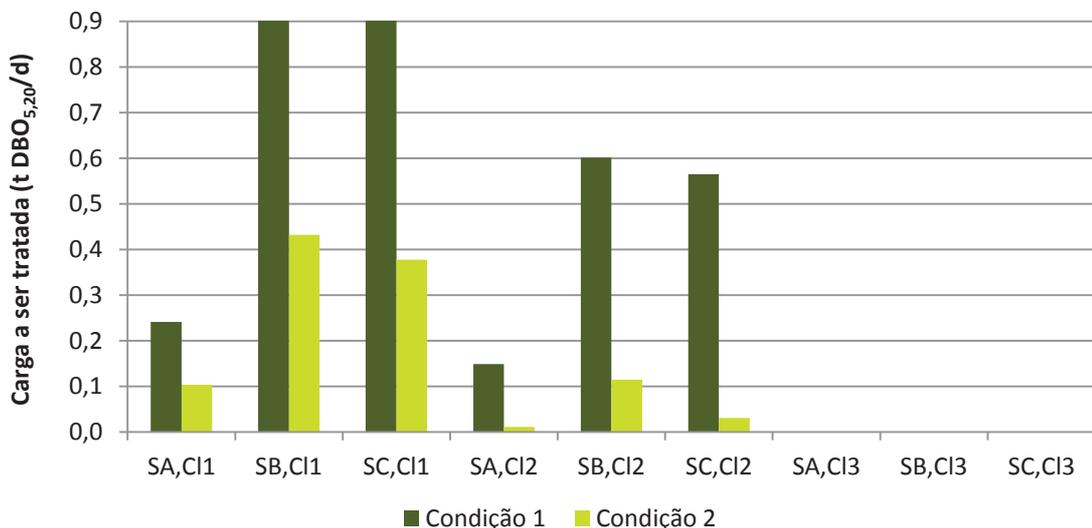


Figura VII.2 - Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando tratamento com remoção de 70% de DBO_{5,20} (panorama 2), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2020.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração; SA – seção A; SB – seção B; SC – seção C; CI1 – Classe 1; CI2 – Classe 2; CI3 – Classe 3.

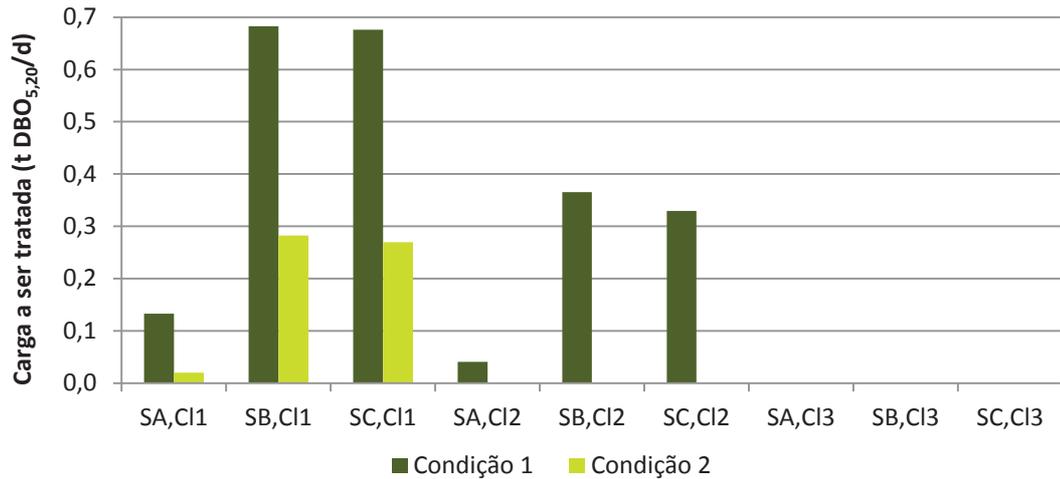


Figura VII.3 - Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando tratamento com remoção de 85% de DBO_{5,20} (panorama 3), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2020.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração; SA – seção A; SB – seção B; SC – seção C; CI1 – Classe 1; CI2 – Classe 2; CI3 – Classe 3.

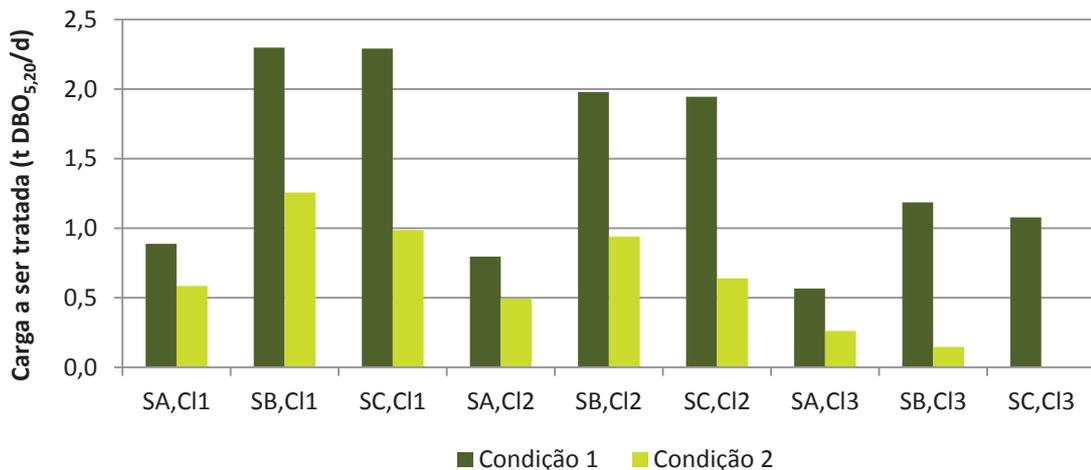


Figura VII.4 - Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (panorama 1), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2030.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração; SA – seção A; SB – seção B; SC – seção C; CI1 – Classe 1; CI2 – Classe 2; CI3 – Classe 3.

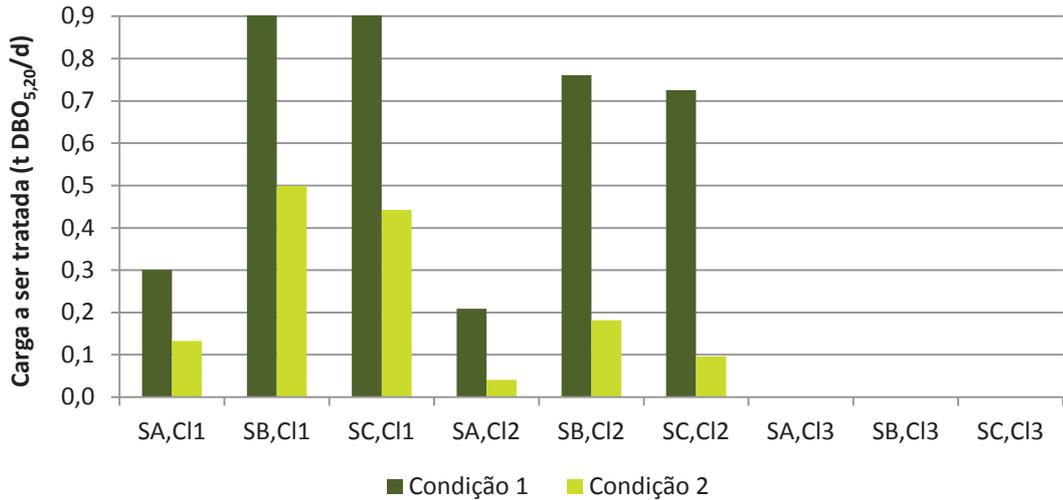


Figura VII.5 - Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando tratamento com remoção de 70% de DBO_{5,20} (panorama 2), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2030.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração; SA – seção A; SB – seção B; SC – seção C; CI1 – Classe 1; CI2 – Classe 2; CI3 – Classe 3.

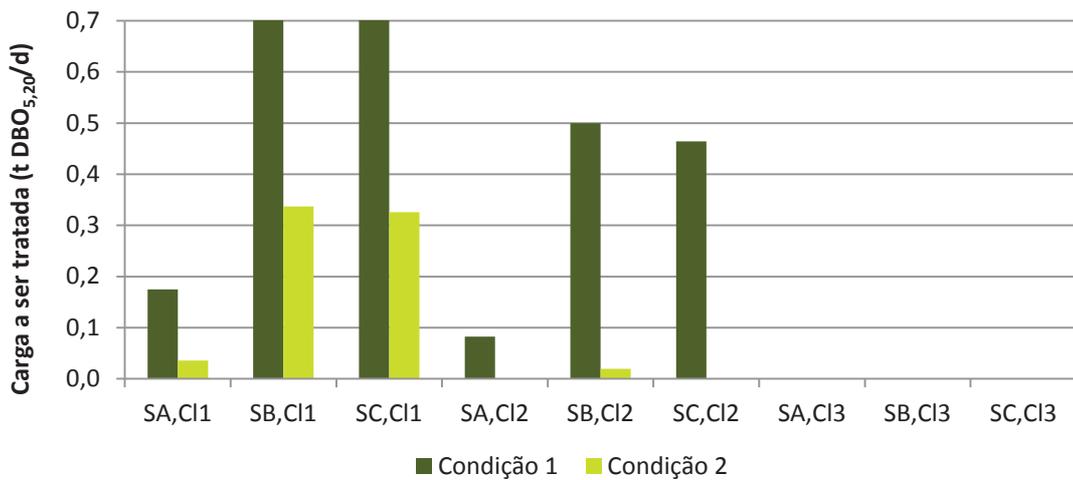


Figura VII.6 - Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando tratamento com remoção de 85% de DBO_{5,20} (panorama 3), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e o ano de 2030.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração; SA – seção A; SB – seção B; SC – seção C; CI1 – Classe 1; CI2 – Classe 2; CI3 – Classe 3.

APÊNDICE VIII – Nível de pressão das seções de controle A, B e C para o ano de 2014

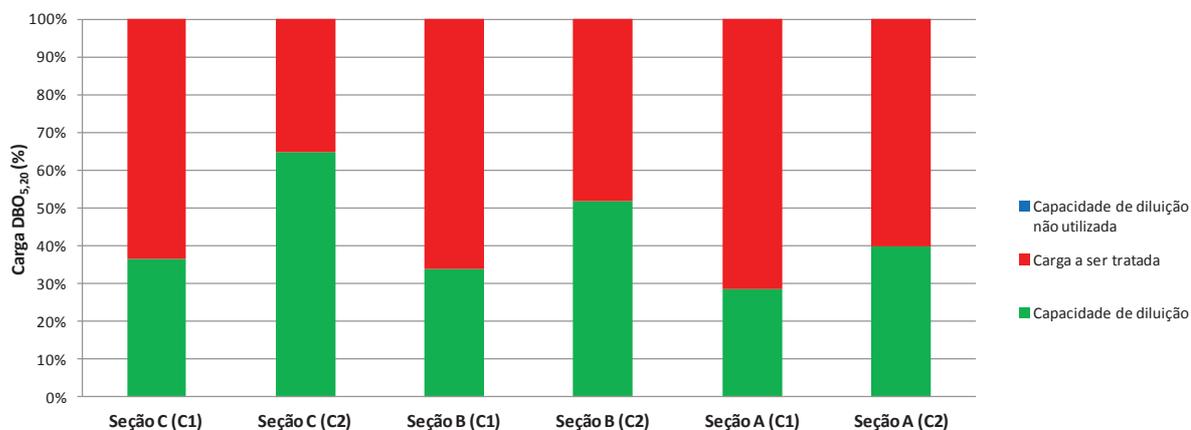


Figura VIII.1 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2014.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

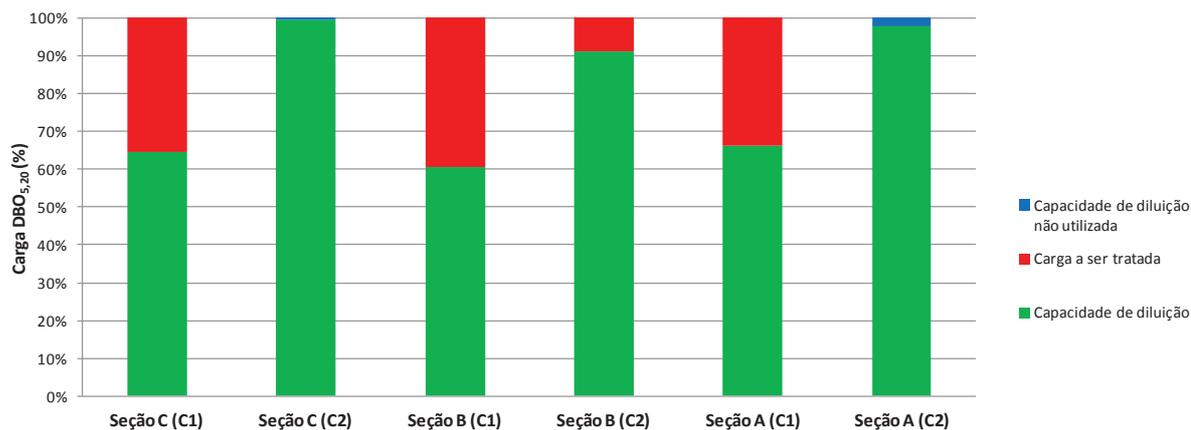


Figura VIII.2 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2014.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

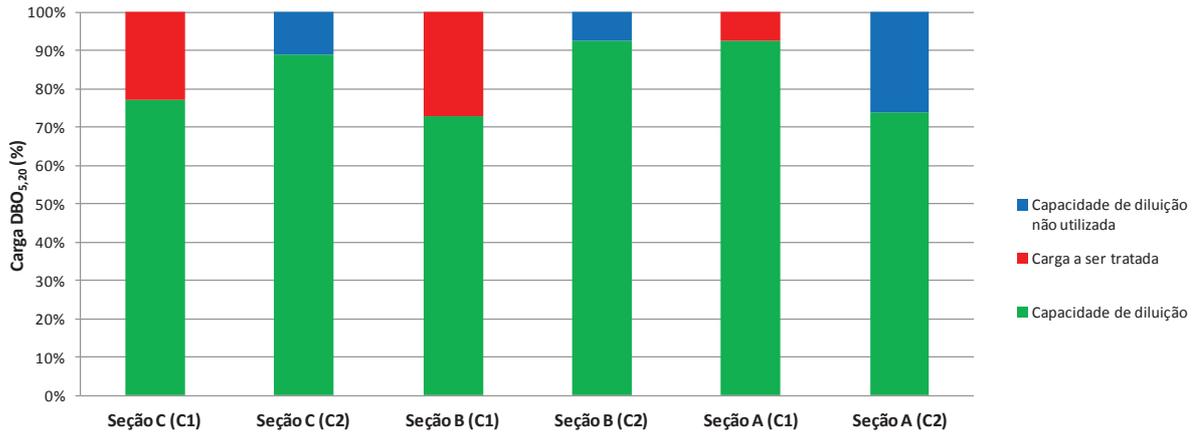


Figura VIII.3 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2014.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

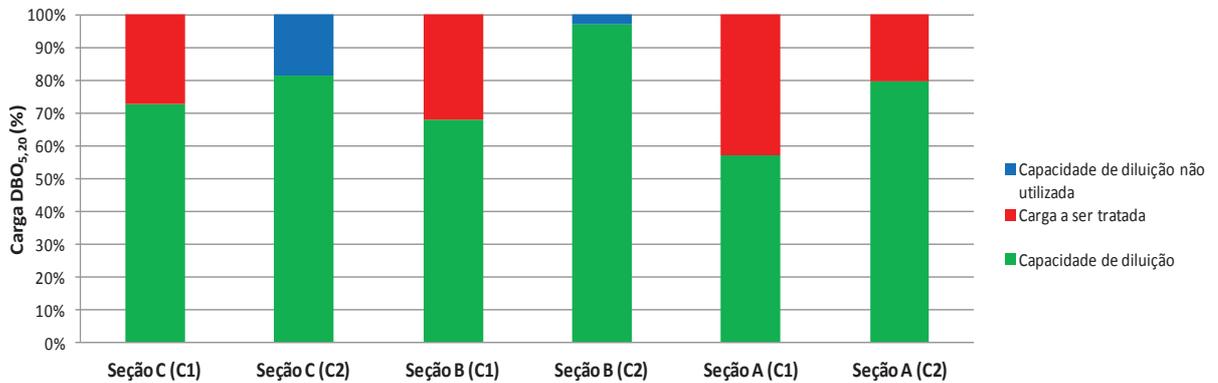


Figura VIII.4 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2014.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

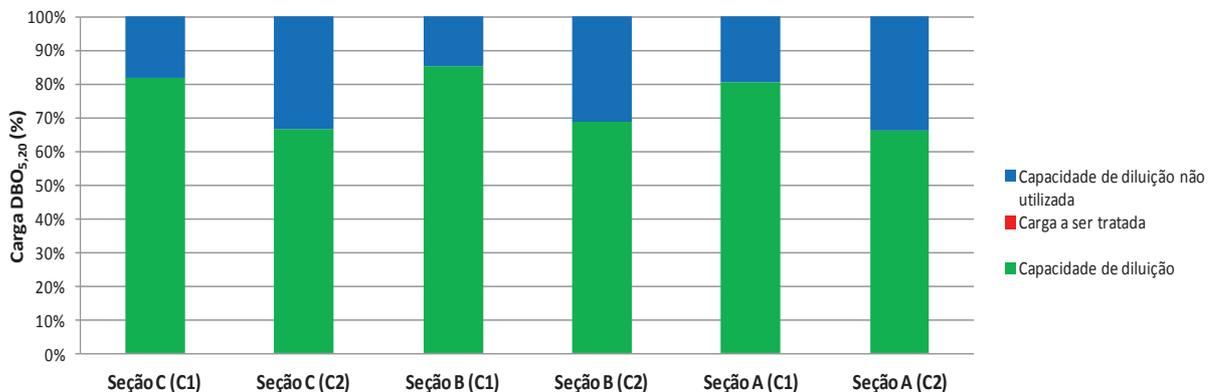


Figura VIII.5 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2014.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

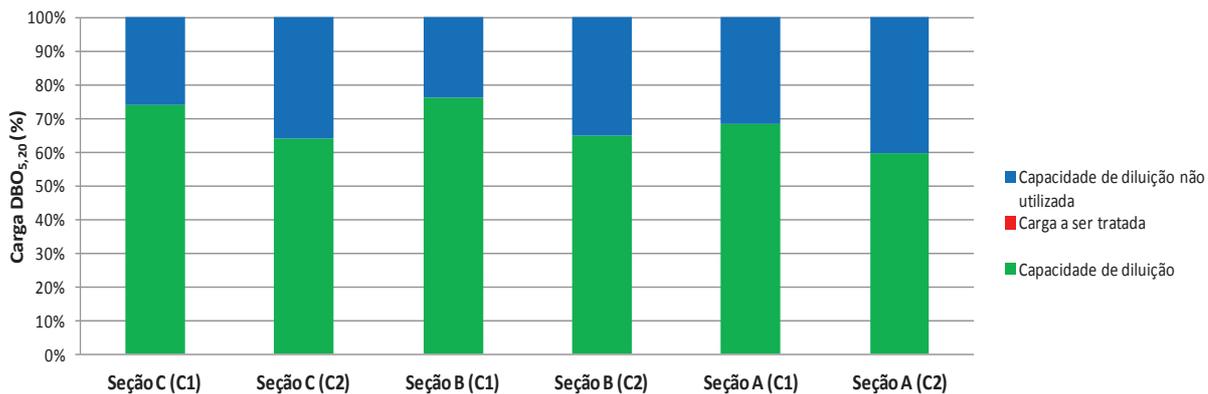


Figura VIII.6 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2014.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

APÊNDICE IX – Nível de pressão das seções de controle A, B e C para o ano de 2020

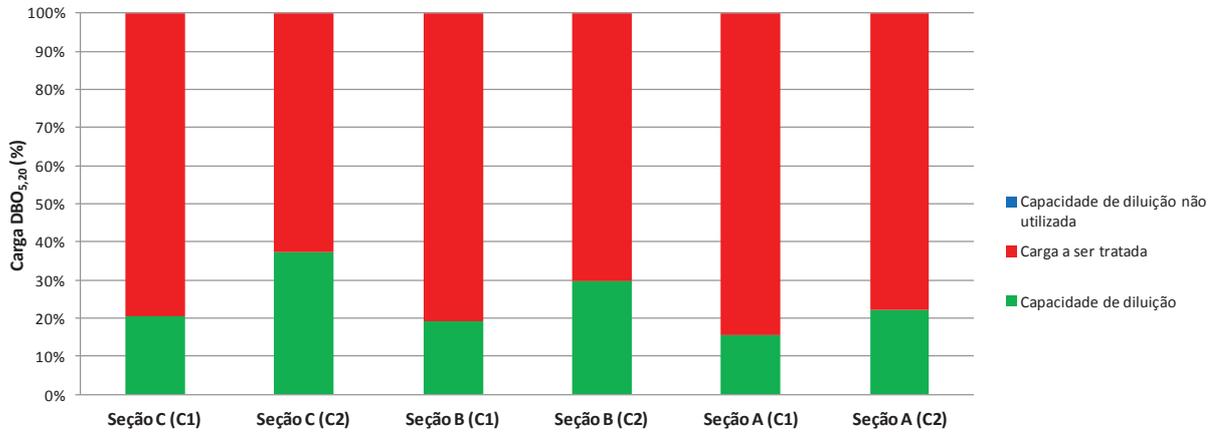


Figura IX.1 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2020.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

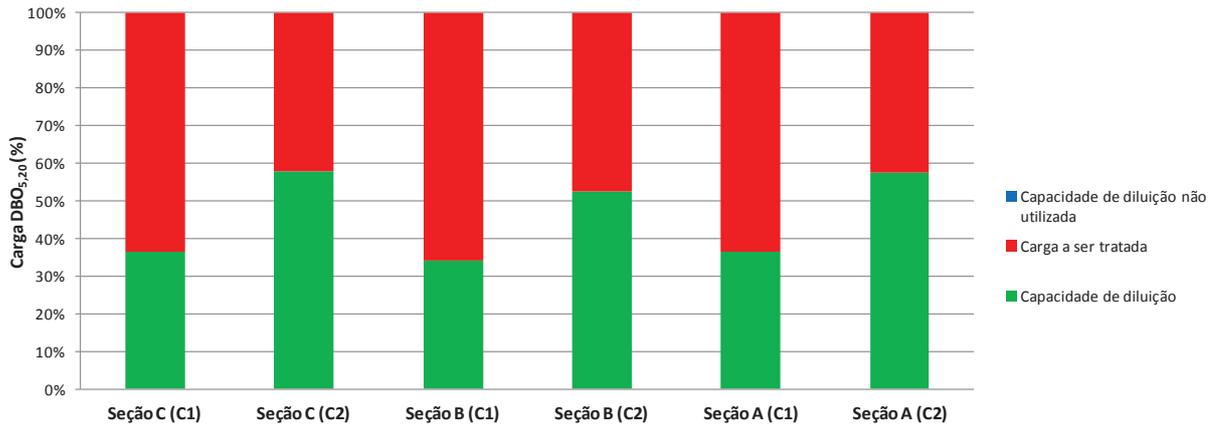


Figura IX.2 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2020.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

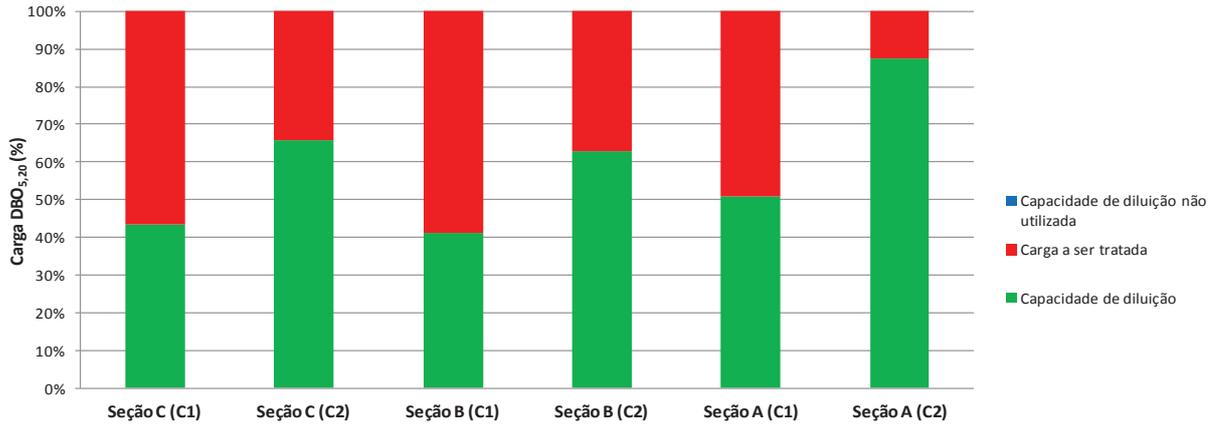


Figura IX.3 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2020.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

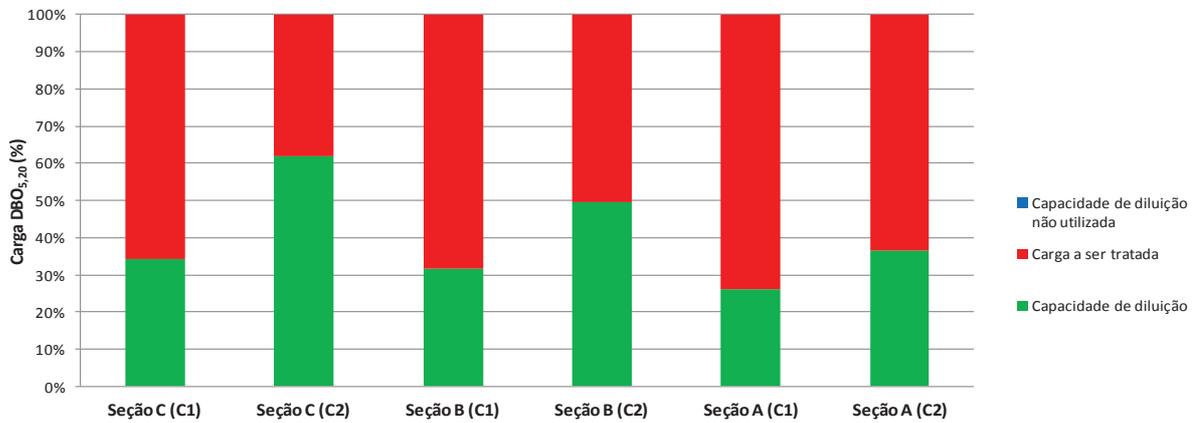


Figura IX.4 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2020.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

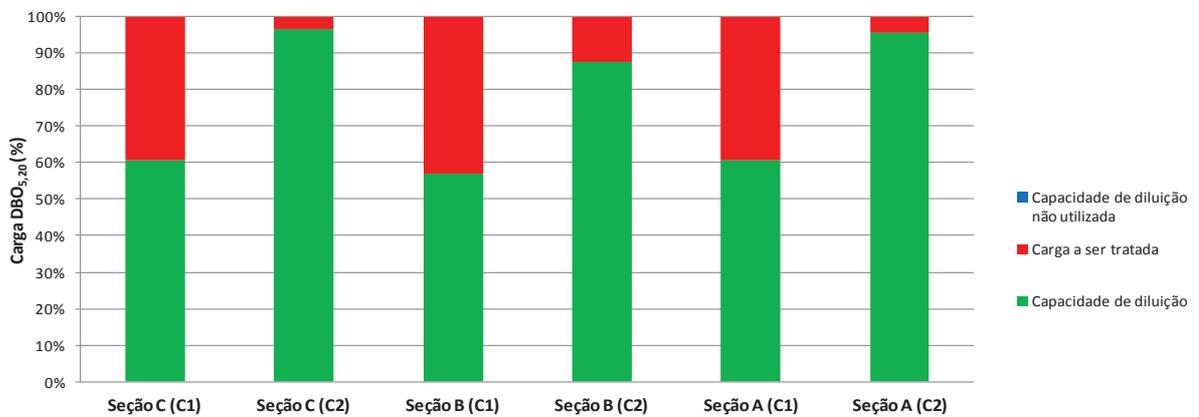


Figura IX.5 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2020.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

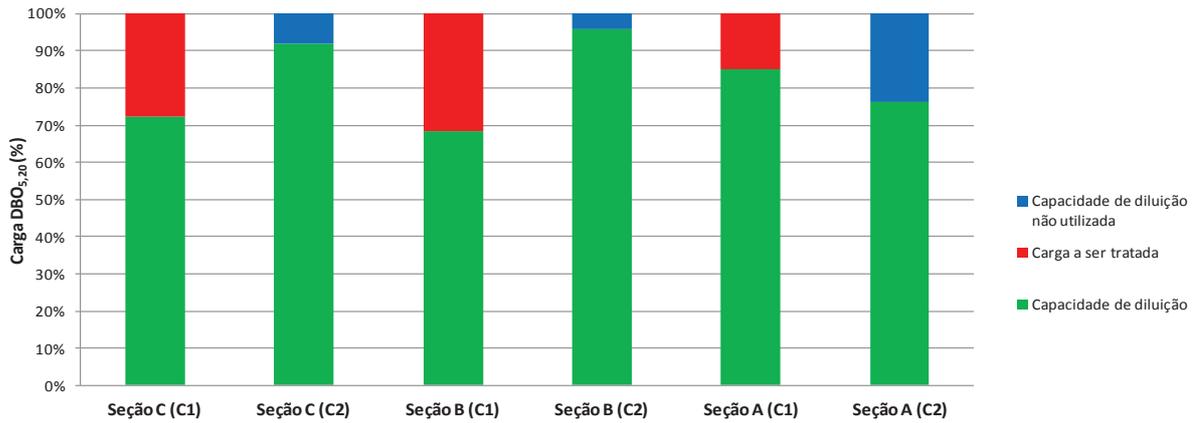


Figura IX.6 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2020.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

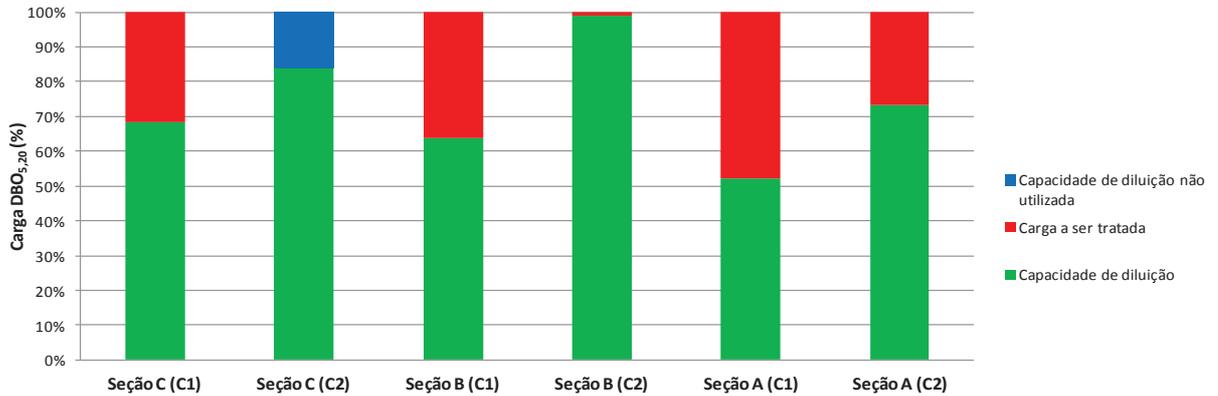


Figura IX.7 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2020.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

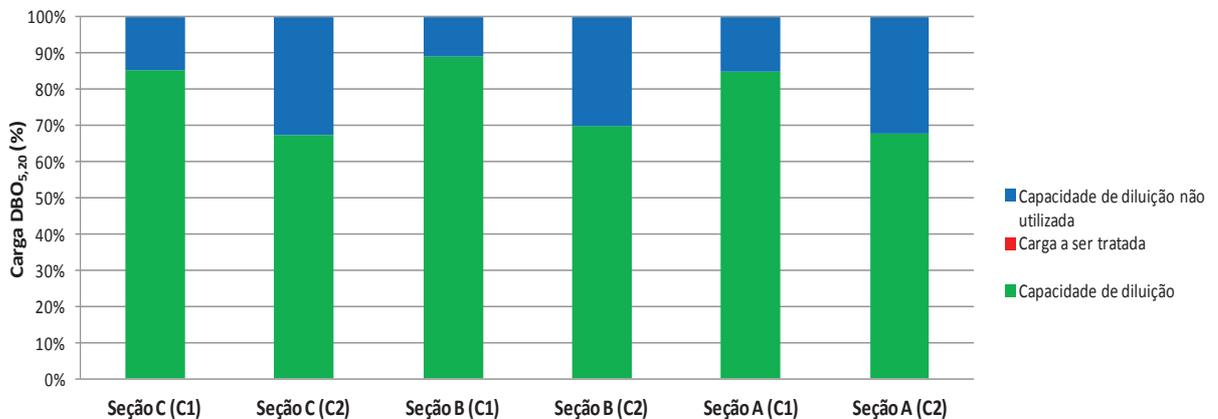


Figura IX.8 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2020.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

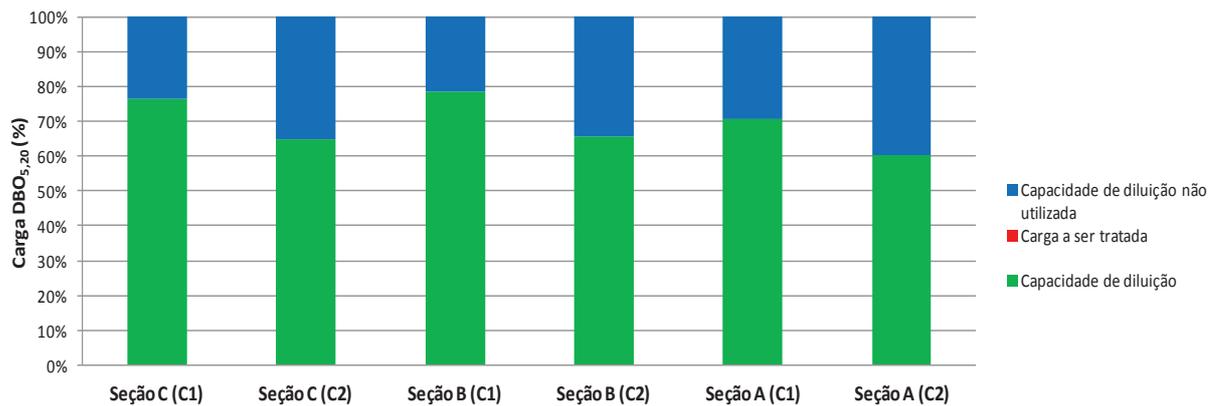


Figura IX.9 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2020.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração;
 Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

APÊNDICE X – Nível de pressão das seções de controle A, B e C para o ano de 2030

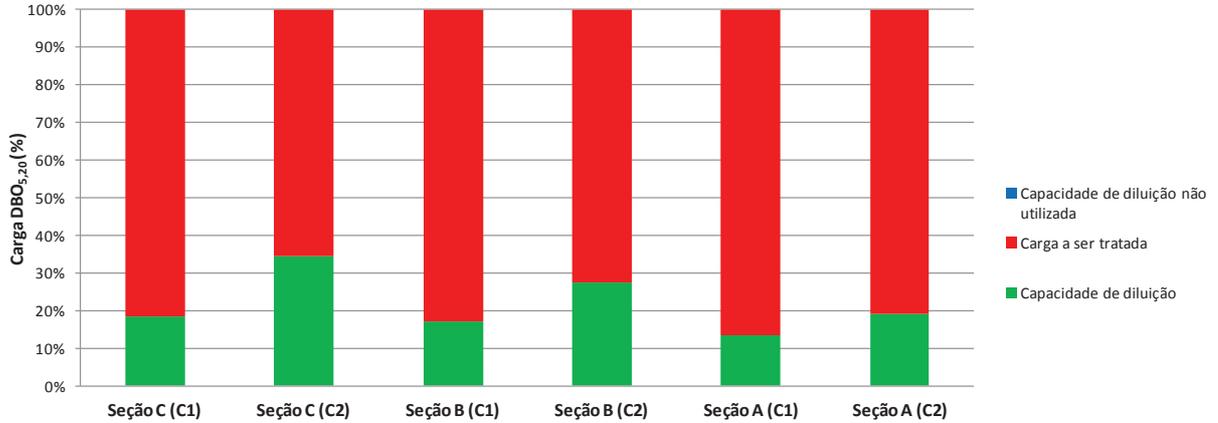


Figura X.1 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2030.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

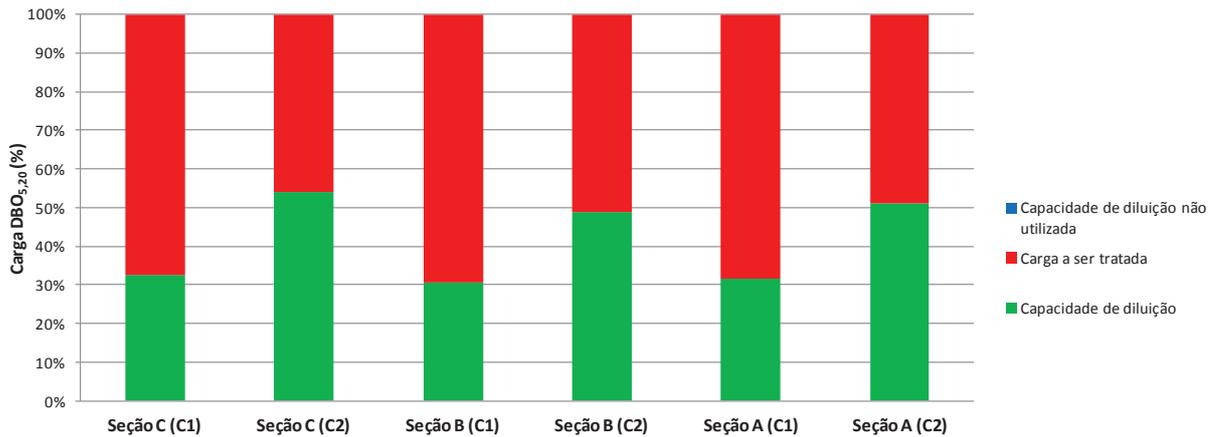


Figura X.2 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2030.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

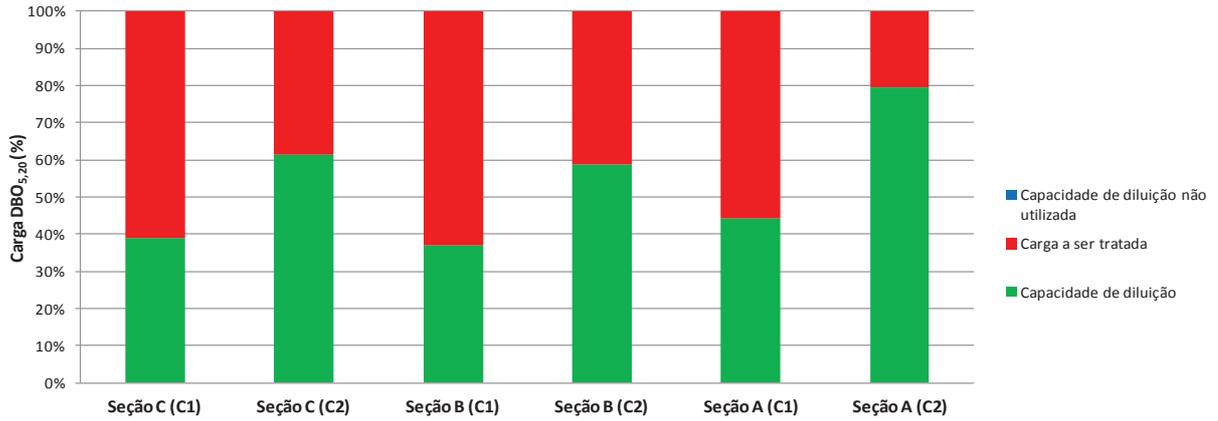


Figura X.3 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2030.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

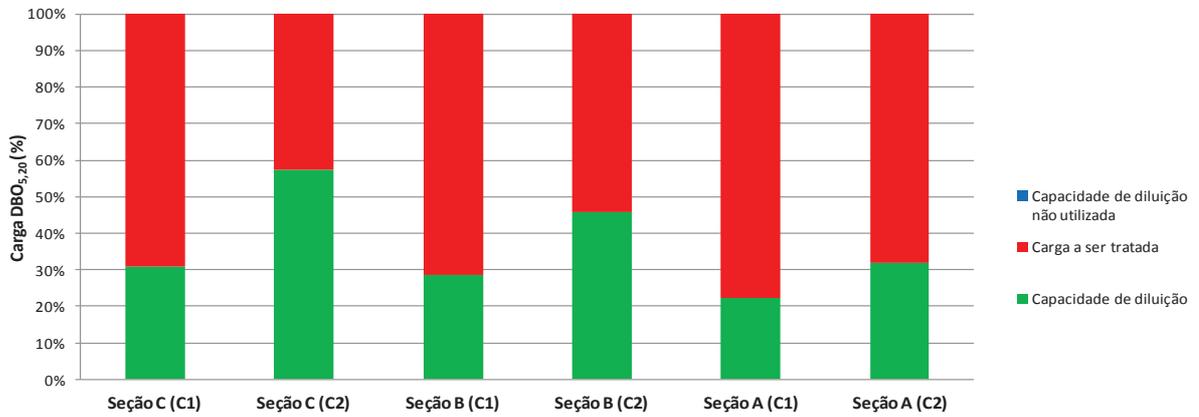


Figura X.4 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2030.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

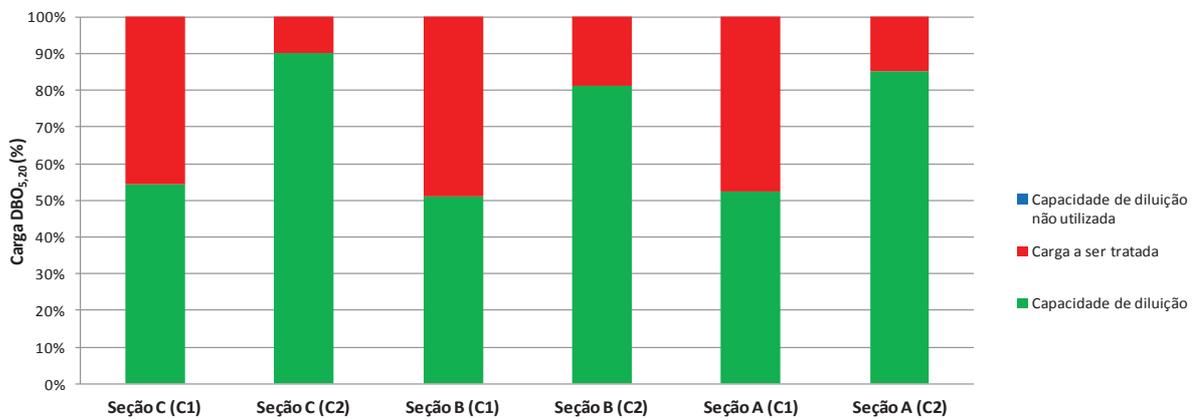


Figura X.5 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2030.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

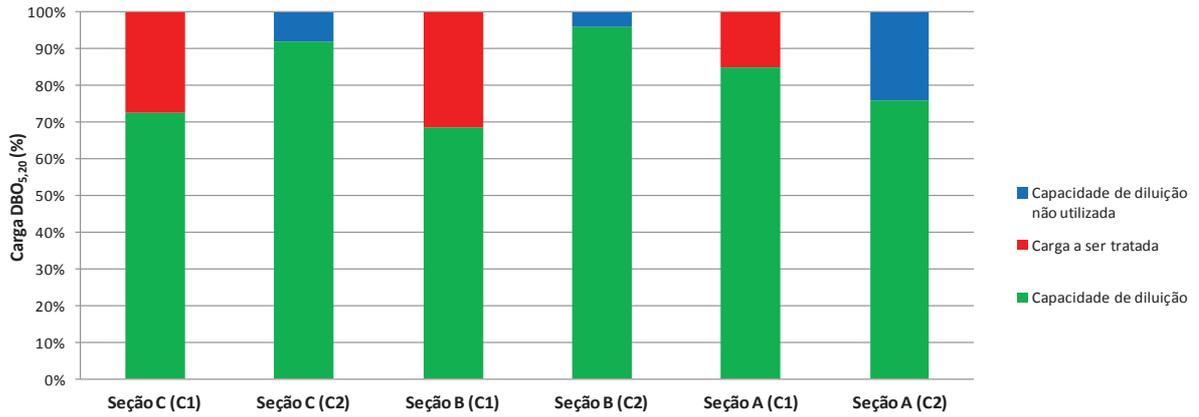


Figura X.6 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2030.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

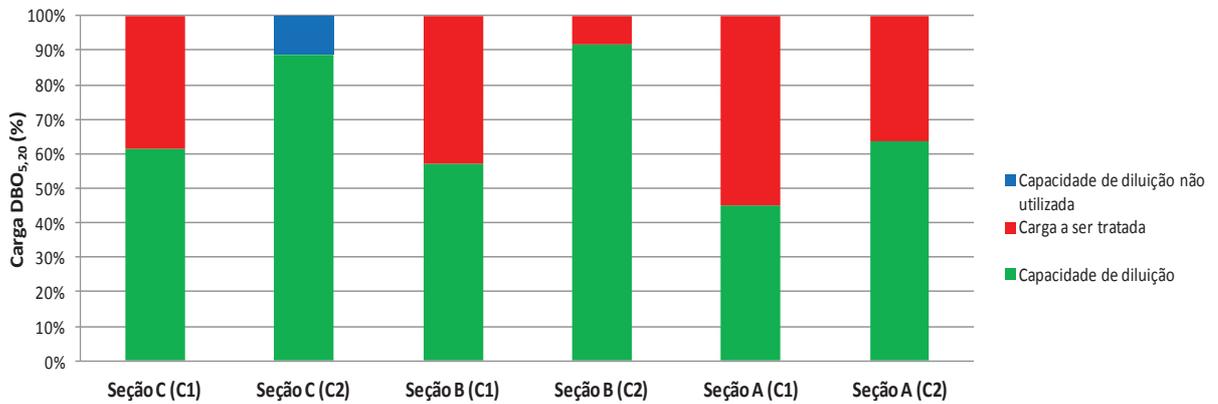


Figura X.7 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2030.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

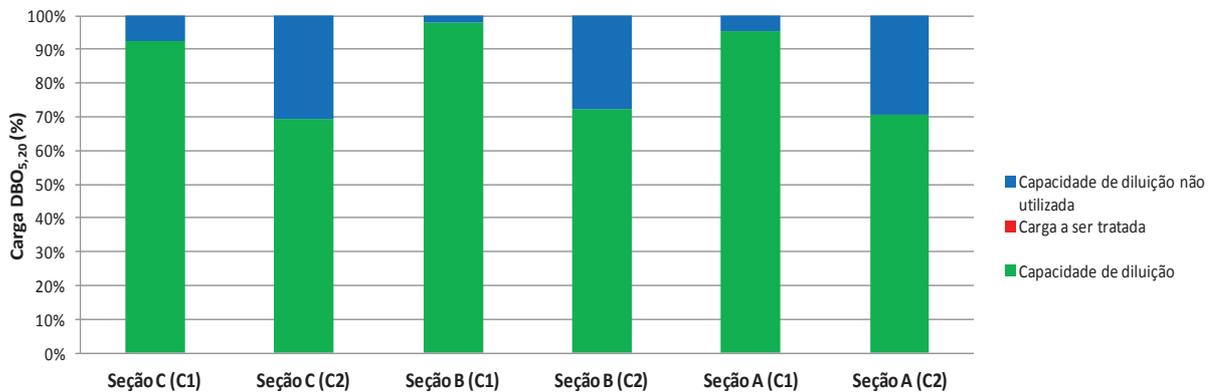


Figura X.8 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2030.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

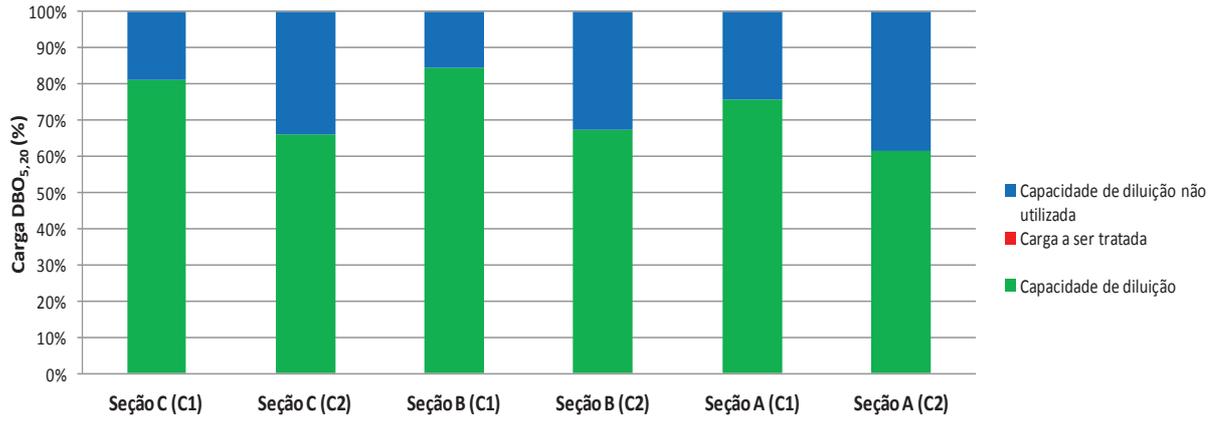


Figura X.9 – Nível de pressão das seções analisadas para o panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2030.

Notas: Condição 1 – condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

APÊNDICE XI – Cargas máximas admissíveis de DBO_{5,20} e cargas de DBO_{5,20} disponíveis para diluição nas seções de controle A, B e C, considerando percentual de 50% da vazão de referência (Q₉₀)

Tabela XI.1 – Cargas máximas admissíveis de DBO_{5,20} as seções de controle (A, B e C), por classe de enquadramento.

Seção de Controle	CARGA MÁXIMA ADMISSÍVEL DE DBO _{5,20} (t DBO _{5,20} /d)		
	Classe 1	Classe 2	Classe 3
Seção A	0,138	0,231	0,462
Seção B	0,476	0,793	1,587
Seção C	0,520	0,867	1,733

Tabela XI.2 – Cargas de DBO_{5,20} disponíveis para diluição nas seções de controle (A, B e C), por cenário de simulação proposto, considerando percentual de 50% da vazão de referência.

Ano	Seção de controle	CARGA DBO _{5,20} DISPONÍVEL PARA DILUIÇÃO (t DBO _{5,20} /d)								
		PANORAMA 1 (0%)			PANORAMA 2 (70%)			PANORAMA 3 (85%)		
		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 1	Classe 2	Classe 3
2014	Seção C (C1)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,113	0,138	0,231	0,462
	Seção C (C2)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,236	0,138	0,231	0,462
	Seção B (C1)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,279	0,476	0,793	1,587
	Seção B (C2)	0,000	0,000	0,052	0,000	0,000	0,715	0,476	0,793	1,587
	Seção A (C1)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,389	0,520	0,867	1,733
	Seção A (C2)	0,000	0,000	0,395	0,000	0,004	0,871	0,520	0,867	1,733
2020	Seção C (C1)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,082	0,000	0,000	0,190
	Seção C (C2)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,220	0,000	0,073	0,303
	Seção B (C1)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,192	0,000	0,000	0,428
	Seção B (C2)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,679	0,000	0,035	0,828
	Seção A (C1)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,302	0,000	0,000	0,537
	Seção A (C2)	0,000	0,000	0,336	0,000	0,000	0,836	0,000	0,077	0,944
2030	Seção C (C1)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,022	0,000	0,000	0,148
	Seção C (C2)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,190	0,000	0,057	0,287
	Seção B (C1)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,032	0,000	0,000	0,294
	Seção B (C2)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,611	0,000	0,000	0,774
	Seção A (C1)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,141	0,000	0,000	0,402
	Seção A (C2)	0,000	0,000	0,226	0,000	0,000	0,771	0,000	0,021	0,888