

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

Karinnie Nascimento de Almeida

**Sistema de Suporte à Decisão para
Seleção de Sistemas de Tratamento de
Esgoto no Âmbito de Bacias Hidrográficas**

Vitória, ES
2022

Karinnie Nascimento de Almeida

Sistema de Suporte à Decisão para Seleção de Sistemas de Tratamento de Esgoto no Âmbito de Bacias Hidrográficas

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Engenharia Ambiental, área de concentração Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. José Antonio Tosta dos Reis

Vitória, ES
2022

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

A447s Almeida, Karinnie Nascimento de, 1991-
SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO PARA SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO NO ÂMBITO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS / Karinnie Nascimento de Almeida. - 2022.
160 f. : il.

Orientador: José Antônio Tosta dos Reis.
Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Qualidade da Água. 2. Recursos Naturais. 3. Qualidade Ambiental. 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

SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO PARA SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO NO ÂMBITO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Karinnie Nascimento de Almeida

Banca Examinadora:

Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis
Orientador - PPGEA/CT/UFES

Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça
Examinador Interno – PPGEA/CT/UFES

Prof. Dr. Diogo Costa Buarque
Examinador Interno – PPGEA/CT/UFES

Prof.^a Dr.^a Lilians Lazzari Albertin
Examinadora Externa – UNESP

Prof. Dr. Fernando das Graças Braga da Silva
Examinador Externo – UNIFEI

Elisa Valentim Goulart
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

Vitória/ES, 23 de agosto de 2022

AGRADECIMENTOS

Agradeço acima de tudo a Deus, fonte de toda a sabedoria, por permitir a conclusão desta tese de doutorado.

À minha mãe Benvimar Nascimento e irmãs Késia e Keila por me incentivarem, apoiarem, e por todo o amor e confiança.

À minha amada vizinha Iracema Matos do Nascimento, *in memoriam*, por sempre estar comigo, mesmo em pensamentos e em meu coração.

A mim pela determinação e resiliência ao longo desses anos, apesar dos grandes desafios que se puseram no caminho.

Ao meu orientador Prof. José Antônio Tosta dos Reis, pela sua infinita paciência e dedicação.

Aos meus eternos amigos da Engenharia Ambiental, que ao longo desses anos estiveram presentes, compartilhando apertos e alegrias.

Aos queridos companheiros da Aires Serviços Ambientais.

A toda equipe do PPGEA, assim como o corpo discente.

A CAPES pela concessão das bolsas de estudos.

A todos aqueles que estiveram na torcida pela conclusão dessa conquista!

EPÍGRAFE

*“ O que vale na vida não é o ponto de partida e sim a caminhada.
Caminhando e semeando, no fim terás o que colher. “*
Cora Coralina.

RESUMO

A seleção de sistemas de tratamento de esgoto constitui problema complexo quando analisado no âmbito de bacias hidrográficas, devendo envolver a análise conjunta de aspectos ambientais, tecnológicos, operacionais e sociais associados aos sistemas de tratamento, além da avaliação da capacidade suporte dos cursos d'água que receberão a disposição final dos esgotos brutos ou tratados. O presente trabalho tem como objetivo estabelecer um Sistema de Suporte à Decisão (SSD) que auxilie o processo de seleção de sistemas de tratamento de esgoto, envolvendo a aplicação combinada de modelo matemático de qualidade de água, técnica metaheurística de otimização (Algoritmo Genético) e método de análise multicritério (Teoria da Utilidade Multiatributo). A área de estudo considerada foi a bacia hidrográfica do rio Benevente, importante curso d'água localizado na porção sul do estado do Espírito Santo. Eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica, nutrientes e coliformes foram utilizadas na pré-seleção dos sistemas de tratamento de esgoto. Para os distritos mais populosos, como Jabaquara, Alfredo Chaves e Alto Pongal, o processo de ordenação decorrente da aplicação do SSD, apoiado na análise multicriterial, conduziu a seleção de tecnologia mecanizada – uma variação do processo de lodos ativados. Para todas as demais localidades, em geral, foram selecionadas variações dos sistemas de lagoas de estabilização. As tecnologias de tratamento de esgoto indicadas foram mais restritivas à medida que mais parâmetros de qualidade da água foram considerados no processo de seleção conduzido com auxílio do SSD desenvolvido.

ABSTRACT

Sewage treatment systems selection is a complex problem when analyzed in the context of hydrographic basins. It involves the joint analysis of environmental, technological, operational and social aspects associated with the treatment systems, in addition to raw or treated sewage final disposal receiving watercourses support capacity assessments. The present work aims to propose a methodology that could help the sewage treatment systems selection process through the combined application of a water quality mathematical model, metaheuristic optimization technique (Genetic Algorithm) and multicriteria analysis method (Theory of Multi-attribute utility). The research study area was the hydrographic basin of the Benevente River, an important watercourse located in the southern portion of the Espírito Santo state, Brazil. Minimum efficiencies for removing organic matter and nutrients were considered in the sewage treatment systems pre-selection. For the most populous districts, such as Jabaquara, Alfredo Chaves and Alto Pongal, the ordering process, supported by multicriterial analysis, led to the selection of mechanized technology - an activated sludge process variation. For all other locations, stabilization pond systems variations were selected. The selected sewage treatment technologies were more restrictive as more water quality parameters were considered for the selection of technologies.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Estrutura do Sistema de Suporte a Decisão.	58
Figura 2 - Etapas do desenvolvimento do SSD.	60
Figura 3 – Bacia hidrográfica do rio Benevente.....	80
Figura 4 - Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio Benevente	82
Figura 5 – Etapas para aplicação do SSD proposto	89
Figura 6 - Arquitetura do SSD desenvolvido.....	95
Figura 7 - Planilha eletrônica para alimentação de dados – Aba de apresentação	96
Figura 8 - Planilha eletrônica para alimentação de dados – Aba reservada para informações necessárias à modelagem da qualidade de água.....	97
Figura 9 - Planilha eletrônica para alimentação de dados – Aba reservada para informações necessárias à Análise Multicritério.....	98
Figura 10 - Planilha eletrônica para alimentação de dados – Aba reservada para informações sobre o SSD.....	99
Figura 11 – Módulo de diálogo com o usuário.....	100
Figura 12 - Apresentação dos perfis de concentração de OD.....	102
Figura 13 - Apresentação dos perfis de concentração de DBO.....	102
Figura 14 - Apresentação dos perfis de concentração da série nitrogenada.....	103
Figura 15 - Apresentação dos perfis de concentração das frações de fósforo	103
Figura 16 - Apresentação dos perfis de concentração de coliformes.....	103

Figura 17 - Curvas de Lorentz definidas a partir dos diferentes modelos de otimização considerados para apropriação de eficiências de remoção de DBO.....	107
Figura 18 - Curvas de Lorentz definidas a partir dos diferentes modelos de otimização considerados para apropriação de eficiências de remoção de Amônia	107
Figura 19 Curvas de Lorentz definidas a partir dos diferentes modelos de otimização considerados para apropriação de eficiências de remoção de Fósforo Total	108
Figura 20 Curvas de Lorentz definidas a partir dos diferentes modelos de otimização considerados para apropriação de eficiências de remoção de coliformes.....	108
Figura 21 - Apresentação dos perfis de concentração de OD	152
Figura 22 - Apresentação dos perfis de concentração de DBO.....	152
Figura 23 - Apresentação dos perfis de concentração da série nitrogenada.....	153
Figura 24 - Apresentação dos perfis de concentração das frações de fósforo	153
Figura 25 - Apresentação dos perfis de concentração de coliformes.....	153
Figura 26 - Apresentação dos perfis de concentração de OD	154
Figura 27 - Apresentação dos perfis de concentração de DBO.....	154
Figura 28 - Apresentação dos perfis de concentração da série nitrogenada.....	154
Figura 29 - Apresentação dos perfis de concentração das frações de fósforo	155
Figura 30 - Apresentação dos perfis de concentração de coliformes.....	155
Figura 31 - Apresentação dos perfis de concentração de OD	156
Figura 32 - Apresentação dos perfis de concentração de DBO.....	156
Figura 33 - Apresentação dos perfis de concentração da série nitrogenada.....	156
Figura 34 - Apresentação dos perfis de concentração das frações de fósforo	157

Figura 35 - Apresentação dos perfis de concentração de coliformes.....	157
Figura 36 - Apresentação dos perfis de concentração de OD.....	157
Figura 37 - Apresentação dos perfis de concentração de DBO-.....	158
Figura 38 - Apresentação dos perfis de concentração da série nitrogenada.....	158
Figura 39 - Apresentação dos perfis de concentração das frações de fósforo.....	158
Figura 40 - Apresentação dos perfis de concentração de coliformes.....	159
Figura 41 - Apresentação dos perfis de concentração de OD.....	159
Figura 42 - Apresentação dos perfis de concentração de DBO-.....	159
Figura 43 - Apresentação dos perfis de concentração da série nitrogenada.....	160
Figura 44 - Apresentação dos perfis de concentração das frações de fósforo.....	160
Figura 45 - Apresentação dos perfis de concentração de coliformes.....	160

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais modelos de qualidade de água e suas características	29
Tabela 2 - Operadores e parâmetros utilizados na aplicação do AG	66
Tabela 3 - Tecnologias de tratamento de esgoto.....	70
Tabela 4 - Estrutura de preferência proposta por Reis (2018) e utilizada para o processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos	73
Tabela 5 - Tecnologias de tratamento de esgotos e suas características operacionais e qualitativas	74
Tabela 6 - Framework proposto para o ranking dos sistemas de tratamento de esgotos	75
Tabela 7 - Altitude média, concentrações de saturação de oxigênio e temperatura adotadas para os cursos d'água da bacia do rio Benevente	83
Tabela 8 - Coeficientes de remoção de DBO adotados para os cursos d'água da bacia do rio Benevente	84
Tabela 9 - Cargas de efluentes domésticos gerados pela população urbana da bacia hidrográfica do rio Benevente.....	87
Tabela 10 - Padrões de qualidade da DBO, OD, nitrogênio total e suas frações (nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (fósforo orgânico e fósforo inorgânico), e coliformes termotolerantes em corpos d'água doce.	101
Tabela 11 - Eficiências mínimas de remoção obtidas por meio da aplicação do Modelo de otimização 1.....	106
Tabela 12. Eficiências mínimas de remoção obtidas por meio da aplicação do Modelo de otimização 2.....	106
Tabela 13 - Eficiências mínimas de remoção obtidas por meio da aplicação do Modelo de otimização 3.....	106
Tabela 14 - Eficiências mínimas de remoção obtidas por meio da aplicação do Modelo de otimização 4.....	106

Tabela 15 - Coeficiente de Gini.....	108
Tabela 16 - Framework consolidado para a bacia hidrográfica do rio Benevente.....	111
Tabela 17 - Eficiências mínimas de tratamento de efluentes domésticos (%), sem a incorporação de equidade para a bacia hidrográfica do rio Benevente.....	112
Tabela 18 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados a partir do primeiro cenário de aplicação do SSD.....	114
Tabela 19 - Ranking dos sistemas de tratamento de esgoto selecionados para a bacia hidrográfica do rio Benevente a partir do primeiro cenário de aplicação do SSD.....	115
Tabela 20 - Eficiências mínimas de tratamento de efluentes domésticos (%), com a incorporação de equidade para DBO	116
Tabela 21 - Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados a partir do segundo cenário de aplicação do SSD.....	117
Tabela 22 - Ranking dos sistemas de tratamento de esgoto selecionados para a bacia hidrográfica do rio Benevente a partir do segundo cenário de aplicação do SSD.....	118
Tabela 23 - Eficiências mínimas de tratamento de efluentes domésticos (%), com a incorporação de equidade para DBO e Coliformes.....	120
Tabela 24 - Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados a partir do terceiro cenário de aplicação do SSD.....	121
Tabela 25 - Ranking dos sistemas de tratamento de esgoto selecionados para a bacia hidrográfica do rio Benevente a partir do terceiro cenário de aplicação do SSD.....	121
Tabela 26 - Eficiências mínimas de tratamento de efluentes domésticos (%), com a incorporação de equidade, para a bacia hidrográfica do rio Benevente.....	123
Tabela 27 - Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados a partir do quarto cenário de aplicação do SSD.....	123
Tabela 28 - Ranking dos sistemas de tratamento de esgoto selecionados para a bacia do rio Benevente a partir do quarto cenário de aplicação do SSD	124

SUMÁRIO

Capítulo 1	15
JUSTIFICATIVA	15
Capítulo 2	19
DEFINIÇÃO DO PROBLEMA	19
Capítulo 3	23
HIPÓTESE	23
Capítulo 4	24
OBJETIVOS	24
4.1 OBJETIVO GERAL	24
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
Capítulo 5	25
REVISÃO DA LITERATURA	25
5.1 TRATAMENTO DE ESGOTO NO ÂMBITO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	25
5.1.1 Modelos Matemáticos de Qualidade de Águas Superficiais.....	28
5.1.2 Técnicas de Otimização	41
5.1.3 Análise Multicritério	49
5.2 SISTEMAS DE SUPORTE À DECISÃO PARA A SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	54
Capítulo 6	59
MATERIAIS E MÉTODOS	59
6.1 REPRESENTAÇÃO NUMÉRICA DO PROBLEMA EM UMA INTERFACE COMPUTACIONAL	61
6.1.1 Modelo matemático de qualidade da água	62
6.1.2 Técnica Metaheurística e Determinação do Modelo de Otimização.....	66
6.1.3 Análise Multicritério	71
6.2 DESENVOLVIMENTO DO SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO (SSD)	78

Capítulo 7	80
APLICAÇÃO DO SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO	80
7.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	80
7.2 CENÁRIOS DE APLICAÇÃO DO SSD	88
Capítulo 8	92
RESULTADOS.....	92
Considerações gerais.....	92
8.1 Arquitetura do SSD	93
8.2 Modelo da Qualidade da Água.....	100
8.3 Modelo de Otimização	104
8.4. Framework consolidado para Análise multicritério	110
8.5. Avaliação das respostas do SSD sob diferentes cenários de aplicação ...	112
8.5.1 Primeiro cenário de aplicação – Remoção do conjunto de poluentes analisados sem incorporação da equidade entre lançamentos	112
8.5.2 Segundo cenário de aplicação – Remoção de DBO com incorporação da equidade entre lançamentos.....	116
8.5.3. Terceiro cenário de aplicação – Remoção de DBO e Coliformes com incorporação da equidade entre lançamentos	119
8.5.4. Quarto cenário de aplicação – Remoção do conjunto de poluentes analisados com incorporação da equidade entre lançamentos.....	122
Capítulo 9	127
CONCLUSÕES	127
Capítulo 10	129
RECOMENDAÇÕES	129
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	130

APÊNDICES	151
APÊNDICA A - Perfis de Concentração	152
Perfis de concentração para o rio Pongal	152
Perfis de concentração para o rio Santa Maria	154
Perfis de concentração para o rio São Joaquim	155
Perfis de concentração para o rio Batatal	157
Perfis de concentração para o rio Caco Pote	159

Capítulo 1

JUSTIFICATIVA

Tradicionalmente as tecnologias de tratamento de águas residuárias têm sido selecionadas levando-se em consideração aspectos de natureza técnica e econômica, não se observando os princípios do desenvolvimento sustentável e negligenciando-se a importância do contexto local na escolha de um sistema de tratamento de esgotos. No entanto, diferentes autores reconhecem que aqueles são apenas alguns dos diversos fatores que influenciam no processo de seleção de um sistema de tratamento, uma vez que a busca por tecnologias sustentáveis depende das especificidades de contexto local (MUSIYARIRA; REYNDERS; MARJANOVIC, 2012; LOUREIRO, 2015; WONDIM; DZWAIRO, 2018; AMARAL; AISSE; POSSETTI, 2019).

O processo de seleção de alternativas de tratamento de esgoto deve constituir, portanto, ponto de convergência e harmonização de diferentes critérios técnicos, econômicos, sociais, ambientais e culturais (CORDEIRO NETTO; SOUZA; LOPES JÚNIOR, 2001).

Muitas alternativas tecnológicas para o tratamento de esgotos estão disponíveis (UNITED NATIONS, 2003; JORDÃO; PESSOA, 2014; VON SPERLING, 2014), variando desde as opções de tratamento simplificadas e convencionais até as tecnologias mais avançadas, com emprego sistemas de tratamento de nível terciário e reuso de efluentes tratados. Assim, a seleção da mais adequada tecnologia de tratamento de efluentes para uma determinada localidade consiste num problema complexo, função da grande variedade de sistemas disponíveis e dos diversos fatores envolvidos no processo de tomada de decisão (MOLINOS-SENANTE et al, 2015).

Se a seleção de um sistema de tratamento para uma dada localidade, por si só, consiste num problema de elevada complexidade, a determinação de tecnologias de tratamento mais apropriadas para diferentes áreas, analisadas em conjunto no âmbito

de uma bacia hidrográfica, aumenta consideravelmente o grau de dificuldade do referido processo de seleção.

É relevante observar que a estimativa do nível de tratamento associado a uma estação de tratamento de esgotos (ETE) deve ser definido em função do corpo receptor, das características de uso da água a jusante do ponto de lançamento, da capacidade de autodepuração do curso d'água e das características e condições dos despejos (JORDÃO; PESSOA, 2014). Assim, o estabelecimento de eficiências necessárias a ETEs é complexa no contexto da existência de múltiplos lançamentos, de diferentes cargas, dispostos em corpos d'água com diferentes capacidades de assimilação (SANTORO; REIS; MENDONÇA, 2016).

Várias metodologias têm sido desenvolvidas com o objetivo de produzir uma ferramenta para auxiliar no processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos. Via de regra, modelos de simulação da qualidade da água associados a técnicas de otimização têm sido utilizados para a determinação dos níveis de eficiência de tratamento requeridos aos poluidores de um determinado curso d'água ou de determinada bacia hidrográfica (FANTIN; REIS; MENDONÇA, 2017; NIKOO; BEIGLOU; MAHJOURI, 2016; SANTORO; REIS; MENDONÇA, 2016; VALORY; REIS; MEDONÇA, 2016; ASHTIANI; NIK-SOKHAN; JAMSHIDI, 2015; CHO; LEE, 2014).

Dentre os modelos matemáticos de qualidade de água disponíveis, os mais usualmente empregados para se quantificar o efeito do impacto de cargas poluidoras na qualidade da água dos rios são os modelos unidimensionais, modelos em que são consideradas desprezíveis as variações das grandezas na direção transversal ao escoamento (VON SPERLING, 2014). Ilustram a aplicação de modelos unidimensionais para a quantificação dos impactos da disposição final de cargas poluentes em rios os trabalhos dos autores Albertin, Mauad e Daniel (2006), Park e Lee (2007), Albertin (2008), Paliwal, Knapik et al. (2011), Salla et al. (2013), Teodoro et al. (2013), Calmon et al. (2016), Zandonadi, Mendonça e Reis (2016), e Sharma, Kansal e Pelletier (2017).

Dentre as técnicas de busca e otimização existentes, um conjunto de técnicas, inspiradas na evolução natural das espécies é comumente conhecido como computação evolucionária. A computação evolucionária normalmente inclui a Programação Evolucionária, Estratégias Evolucionárias, Algoritmos Genéticos e Programação Genética (POZO et al., 2005).

Segundo Nicklow et al. (2010), a popularidade dos algoritmos evolucionários se dá, em parte, pelo seu potencial para resolver problemas não lineares, não convexos, multimodais e discretos, visto que nas resoluções desses problemas as técnicas determinísticas incorrem em dificuldades ou falham completamente. Os referidos autores apresentaram uma revisão abrangente das recentes aplicações da computação evolucionária no planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, dando considerável ênfase à utilização dos Algoritmos Genéticos, uma das técnicas mais aplicadas no gerenciamento dos cursos d'água.

Os Algoritmos Genéticos (AG) são ferramentas de otimização baseadas na evolução natural das espécies e na recombinação genética, considerando os princípios estabelecidos por Darwin para a reprodução e sobrevivência dos mais aptos. Constituem exemplos do emprego combinado de modelagem da qualidade de água e o AG na seleção de sistemas de tratamento de esgotos e/ou na determinação de eficiências mínimas de tratamento os trabalhos de Burn e Yulianti (2001), Yandamuri, Srinivasan e Bhallamudi, (2006), Valory, Reis e Mendonça (2016), Santoro, Reis e Mendonça (2016), Fantin, Reis e Mendonça (2017) e Sá et al. (2019).

Por outro lado, técnicas de análise multicritério vem sendo utilizadas para a escolha local de tecnologias de tratamento de águas residuárias (REIS, 2018; CASTILLO et al., 2017; GOLFI, 2017; MOLINOS-SENANTE et al., 2015; OUYANG et al., 2015; CORNELLI, 2014; HUNT, 2013; KIM et al., 2013; KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2012; BOTTERO; COMINO; RIGGIO; 2011; SOUZA; CORDEIRO; SILVA, 2009; ZENG et al., 2007). No entanto, não é recorrente o uso combinado de modelos de simulação da qualidade da água, técnicas de otimização e análise multicritério no contexto da seleção de sistemas

de tratamento de esgotos para diferentes pontos de disposição de efluentes de uma bacia hidrográfica.

A Política Nacional de Recursos Hídricos ressalta a importância de uma gestão participativa e integrada. Porém, a grande quantidade de tomadores de decisão no âmbito de uma bacia hidrográfica torna, muitas vezes, a escolha do melhor sistema de tratamento de esgoto a ser implementado em determinado local uma decisão difícil e complexa. Neste contexto, a análise multicritério é uma ferramenta bastante útil para auxiliar o processo de decisão, complementando o emprego associado de modelos de qualidade de água e técnicas de otimização, como demonstrado nos trabalhos de Bringer (2017), Bringer, Reis e Mendonça (2018) e Reis (2018).

Bringer (2017) e Reis (2018), ao estudarem o emprego combinado de modelo de simulação da qualidade da água, técnica de otimização e análise multiobjetivo para o processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos, sugeriram que o aprimoramento do processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica envolveria o desenvolvimento de um sistema de suporte a decisão como ferramenta de apoio à seleção de sistemas de tratamento de esgotos, principal perspectiva da presente tese.

O SSD desenvolvido na presente tese para a seleção de sistemas de tratamento de esgotos envolveu a integração de modelo de simulação de qualidade da água, técnica de otimização e análise multicritério num ambiente computacional. A integração dessas três diferentes ferramentas permitiu que as alternativas consideradas viáveis constituíssem o resultado do processo de seleção de sistemas de tratamento de águas residuárias.

Capítulo 2

DEFINIÇÃO DO PROBLEMA

No Brasil, duas resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) regulamentam os lançamentos de efluentes e os padrões de qualidade dos cursos d'água. A resolução CONAMA nº 357, editada em 17 de março de 2005, dividiu as águas do território Nacional em doces, salobras e salinas e estipulou padrões de qualidade, com base nos seus usos preponderantes, por meio de treze classes de qualidade, cinco das quais associadas às águas doces. Já a resolução nº 430, editada em 13 de maio de 2011, alterou e complementou a resolução nº 357/2005, estabelecendo condições e padrões de lançamento de efluentes provenientes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

Segundo a A resolução nº 430/2011 fixou concentração máxima de 120 mg/L para a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em efluentes. No entanto, caso o efluente seja proveniente de um sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico, o limite de 120 mg/L de DBO pode ser ultrapassado.

Muitas alternativas tecnológicas para o tratamento de esgotos estão disponíveis (UNITED NATIONS, 2003; JORDÃO; PESSOA, 2014; VON SPERLING, 2014b), alternativas que vão desde as opções de tratamento convencionais até as tecnologias mais avançadas. O desafio na gestão de águas residuárias é a seleção da melhor tecnologia disponível a cada localidade de análise. Contudo, os sistemas de tratamento de efluentes implementados em determinada localidade deve ser escolhido com base nas exigências das resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011, atentando-se ao fato de que a disposição final de efluentes, brutos ou tratados, não deve conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com o seu enquadramento.

Na literatura é possível encontrar diferentes critérios aplicáveis ao processo de seleção de sistemas de tratamento de águas residuárias. Muitos fatores, como custos de instalação, custos de operação e manutenção e requisitos de área estão envolvidos no processo de tomada de decisão (KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2012).

Os critérios sugeridos por Von Sperling (2005) e Jordão e Pessoa (2005) para a condução do processo de seleção de uma tecnologia de tratamento de esgotos estão relacionados a quatro diferentes categorias. Para a categoria “Ambiental” os referidos autores indicam como critérios as eficiências de remoção de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e coliformes. Na categoria “Tecnológico” são citados os critérios de demanda por área de implantação, requisitos de energia, quantidade de lodo a ser tratado e disposto, custo de implantação e custo de operação. Já na categoria “Operação” são indicados os seguintes critérios: capacidade de resistência à variações de vazão, capacidade de resistência à variações das características do afluente, capacidade de resistência à constituintes tóxicos, confiabilidade e simplicidade operacional. Por fim, os critérios relacionados a categoria “Social” recomendados pelos autores foram a interferência decorrente da geração de odor, interferência decorrente da geração de ruído, interferência decorrente da geração de aerossóis e possibilidade de atração e insetos.

Conforme previamente mencionado, a seleção de tecnologias de tratamento demanda, à priori, a determinação das eficiências de tratamento, tarefa que só pode ser levada a termo com auxílio de modelos que simulem a capacidade de assimilação dos corpos d’água. A análise de múltiplos lançamentos no âmbito de uma bacia hidrográfica, por sua vez, pode ser exaustiva – ou eventualmente inviável – sem o auxílio de uma técnica de otimização. Se considerados diferentes aspectos de natureza técnica, econômica, ambiental e social, o processo de seleção poderá demandar, adicionalmente, emprego de análise multicritério. Neste contexto, muitas informações acerca da gestão de efluentes não foram esgotadas. Souza (1992), Souza e Forster (1996), Gobbetti (1993), Reami (2011) e Cornelli (2014) constituem exemplos de pesquisas referentes à seleção de sistemas de tratamento de esgotos. No entanto, função da complexidade do problema, há a necessidade da adaptação de metodologias de apoio à

tomada de decisão com **a)** a diversificação da natureza e do conjunto de critérios de seleção e **b)** a condução do processo de seleção de sistemas de tratamento no âmbito de bacias hidrográficas.

Musiyarira, Reynders e Marjanovic (2012) indicam que, principalmente diante da falta de um adequado planejamento, os processos de tomada de decisão relacionados a água residuárias não têm sido claros com relação às razões para terem sido selecionadas determinadas tecnologias de tratamento de efluentes. A falta de uma estrutura de tomada de decisão adequada também é considerada, pelos referidos autores, um dos obstáculos para o gerenciamento sustentável das águas residuárias.

Diversas pesquisas que se referem à escolha de sistemas de tratamento de esgoto têm concentrado esforços apenas no sistema hídrico, como os estudos conduzidos utilizando-se exclusivamente modelos de qualidade de água ou a associação entre modelos de qualidade de água e técnicas de otimização (MANNINA; VIVIANI, 2010; REIS; VALORY; MENDONÇA, 2015; VALORY; REIS; MENDONÇA, 2016; SANTORO; REIS; MENDONÇA, 2016; FANTIN; REIS; MENDONÇA, 2017; SÁ, 2018), ou exclusivamente nas tecnologias de tratamento de esgotos, como as pesquisas envolvendo análise multicritério (TECLE et al., 1988; SOUZA, 1992; GOBBETTI, 1993; OLIVEIRA, 2004; LEONETI, 2009; KARIMI et al., 2011; HUNT, 2013; CORNELLI, 2014). A seleção de sistemas de tratamento de esgoto envolvendo a interface água versus esgoto, considerando as diferentes ferramentas metodológicas mencionadas, contudo, não é usualmente encontrada na literatura.

Desta forma, a principal contribuição da tese proposta está na utilização conjunta, por meio de um Sistema de Suporte à Decisão (SSD), de um modelo de qualidade de água associado à técnica de otimização e análise multicritério para seleção de tecnologias de tratamento de esgoto no âmbito de uma bacia hidrográfica.

O referido SSD deverá permitir a condução da pré-seleção de sistemas de tratamento de esgotos a partir da análise exclusiva de qualquer parâmetro de qualidade de água (dentre aqueles incorporados pelo modelo de qualidade de água) ou, a critério do

decisor, a partir da combinação de quaisquer parâmetros de qualidade de água. É relevante observar que os trabalhos que estabelecem a pré-seleção de sistemas de tratamento de esgotos usualmente utilizam exclusivamente a avaliação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

O SSD incorpora, adicionalmente, modelo de otimização que avalie a carga de poluentes no curso d'água à montante do ponto de disposição final dos efluentes, aspecto não incorporado pelos modelos de otimização disponíveis na literatura técnica correlata.

Capítulo 3

HIPÓTESE

O uso combinado de modelos de simulação da qualidade da água, técnicas de otimização e análise multicritério, por meio de um Sistema de Suporte à Decisão e no âmbito de uma bacia hidrográfica, deverá permitir a seleção de sistemas de tratamento de esgoto mais equilibrada nos contextos econômico, operacional, ambiental e social.

Capítulo 4

OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GERAL

Combinar modelos de simulação da qualidade da água, técnicas de otimização e análise multicritério, por meio de um Sistema de Suporte à Decisão e no âmbito de uma bacia hidrográfica, a fim de promover a seleção de sistemas de tratamento de esgoto mais equilibrada nos contextos econômico, operacional, ambiental e social.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Desenvolver e avaliar desempenho de modelo de otimização que avalie a carga de poluentes no curso d'água à montante do ponto de disposição final dos efluentes;
- Implementar, no ambiente computacional do software Matlab, o modelo matemático de qualidade de água em rios;
- Integrar modelo de qualidade de água, técnica de otimização e análise multicritério para que subsidiem o processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos no âmbito de bacias hidrográficas;
- Desenvolver um Sistema de Suporte a Decisão que integre base de dados, base de modelos e base de conhecimentos, necessárias à seleção de sistemas de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica;
- Empregar o sistema desenvolvido em uma bacia hidrográfica específica sob diferentes cenários de análise.

Capítulo 5

REVISÃO DA LITERATURA

5.1 TRATAMENTO DE ESGOTO NO ÂMBITO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Mundialmente, a gestão de recursos hídricos baseada no recorte territorial das bacias hidrográficas ganhou força no início de 1990, quando os Princípios de Dublin foram acordados na reunião preparatória à Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (PORTO; PORTO, 2008). De acordo com o primeiro princípio, para que seja efetiva, a gestão dos recursos hídricos deve ser integrada e considerar todos os aspectos físicos, sociais e econômicos. Sugere-se, portanto, que a gestão esteja baseada nas bacias hidrográficas (WMO, 1992).

Especificamente no Brasil, além da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433, editada em 08 de janeiro de 1997) ter concretizado a gestão dos recursos hídricos por bacias hidrográficas, a Lei do Saneamento Básico (Lei Federal nº 11.445, editada em 05 de janeiro de 2007) adota a bacia hidrográfica como unidade de referência para o planejamento das ações. No entanto, a múltipla combinação de fatores, peculiares a cada espaço geográfico, que envolvem aspectos fisiográficos, institucionais, socioculturais e econômicos, exige esforços analíticos e metodológicos importantes para o enfrentamento da questão de saneamento com foco na proteção dos recursos hídricos (ANA, 2017).

No contexto do acelerado desenvolvimento urbano em diversas partes do mundo, estações de tratamento de esgoto constituem tecnologias fundamentais para o atendimento de restritivos padrões ambientais e de saúde pública. No entanto, a escassez de água, o crescente número de alternativas disponíveis para o tratamento de efluentes e a crescente pressão sobre a necessidade de equilíbrio técnico, ambiental,

econômico e social dos projetos constituem aspectos que dificultam o processo de instalação de ETE's (CASTILLO et al., 2016), principalmente se analisados no âmbito de uma bacia hidrográfica, onde é possível verificar cursos d'águas com diferentes capacidades de assimilação, a presença de núcleos populacionais que dispõem diferentes cargas ao longo da bacia e os diferentes usos a que podem ser destinados a água.

Dado que a qualidade de um curso d'água a jusante é afetada por suas condições a montante, as instalações de tratamento de águas residuárias não podem ser consideradas isoladas entre si (RAHM et al., 2013). A capacidade de assimilação dos efluentes pelos corpos d'água deve ser adequadamente rateada entre os poluidores (LANNA, 1997), incorporando, portanto, o princípio do poluidor-pagador (PPP). O PPP expressa a noção de que os custos derivados da poluição devem ser internalizados pelos próprios agentes que os causaram, buscando-se uma condição de equidade social – isto é, quanto maior a responsabilidade pela poluição, maior o valor pago pelo poluidor (OECD, 1972).

Nessa perspectiva, modelos matemáticos tem se apresentado essenciais para abordagem dos problemas de qualidade de água, por permitirem a simulação dos processos de autodepuração dos corpos d'água e, conseqüentemente, a avaliação dos impactos decorrentes do lançamento de carga poluidora (CALMON et al., 2016). Revisões de literatura sobre a aplicação de modelos matemáticos de qualidade da água podem ser encontradas nos trabalhos de Wang et al. (2013) e Tsakiris e Alexakis (2012), que apresentaram uma análise dos mais populares modelos de qualidade de água atualmente disponíveis para rios e córregos; e Kannel et al. (2011) que revisaram os seis principais modelos de qualidade de água de domínio público.

No entanto, no âmbito de uma bacia hidrográfica, a solução ótima para o problema da alocação de cargas, com adequado rateio da capacidade de autodepuração, nem sempre é obtida, tornando-se cada vez mais interessante o uso de técnicas de otimização em problemas de tomada de decisão da área de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos (VALORY, 2013).

Na busca pelo adequado rateio da capacidade de autodepuração dos cursos d'água, os trabalhos de Fantin, Reis e Mendonça (2017), Santoro, Reis e Mendonça (2016) e Valory, Reis e Mendonça (2016), por meio da utilização combinada de modelos de simulação da qualidade da água e técnicas de otimização, inseriram a perspectiva de equidade no processo de determinação de eficiências mínimas de tratamento de esgotos no âmbito de bacias hidrográficas. Nestes trabalhos, o PPP foi abordado indiretamente, partindo-se do pressuposto que quanto maiores as cargas poluidoras lançadas nos cursos d'água, maiores seriam as eficiências de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e, conseqüentemente, maiores seriam os investimentos necessários para a implantação, manutenção e operação das estações de tratamento de esgotos.

Via de regra, embora modelos de simulação da qualidade da água e técnicas de otimização permitam a indicação de níveis de tratamento requeridos a ETE's, a seleção de tecnologias de tratamento de efluentes tem envolvido a utilização de técnicas de análise multicritério, função da complexidade dos processos de escolha tecnológica diante das diferentes perspectivas, valores e preferências dos responsáveis e impactados pelas decisões tomadas (CASTILLO et al., 2016). Não é usual, entretanto, a associação entre análise multicritério, otimização e modelagem matemática da qualidade da água.

Baseados em princípios diferentes e aplicando procedimentos diferentes para pontuação, ponderação e agregação de critérios de análise, muitos métodos de análise multicritério foram desenvolvidos (MARTTUNEN; LIENERT; BELTON, 2017). Huang et al. (2011) analisaram diferentes métodos empregados em problemas relacionados a área ambiental entre os anos de 2000 e 2009. De maneira geral, sete são os métodos mais utilizados: Analytic Hierarchy Process (AHP), Analytic Network Process (ANP), Elimination Et Choix Traduisant la REalité, (ELECTRE), Multi-Attribute Value Theory/Analysis (MAVT), Multi-Attribute Utility Theory/Analysis (MAUT), Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluation (PROMETHEE), Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution (TOPSIS).

Em função do escopo da presente tese, parte dos itens subsequentes será reservada para discussão de modelos matemáticos da qualidade de água, técnicas de otimização e análise multicritério.

5.1.1 Modelos Matemáticos de Qualidade de Águas em Rios

Nascimento e Heller (2005) defendem que a modelagem matemática permite avaliar a efetividade de estratégias de tratamento de esgotos com base no atendimento aos padrões de qualidade de água definidos na legislação ambiental.

Costa e Teixeira (2010), por sua vez, sustentam que os modelos matemáticos constituem ferramentas de auxílio à gestão de recursos hídricos quando utilizados na simulação da qualidade da água e do processo de autodepuração dos corpos d'água.

Contudo, a escolha de um modelo matemático no processo de simulação da qualidade de água em rios depende de diversos fatores. Em consonância com as políticas de recursos hídricos e saneamento, que definem a bacia hidrográfica como unidade territorial para avaliação e implementação de medidas de gestão, a escolha também deve estar associada a um planejamento global, no âmbito de bacias hidrográficas, evitando o foco em trechos isolados (FANTINATTI; ZUFFO, 2012; FLECK; TAVARES; EYNG, 2013; VON SPERLING, 2014).

Segundo Tucci (2005), os principais aspectos a serem considerados no processo de escolha são: as características do sistema simulado, o nível de precisão esperado, o conjunto de dados disponíveis e a disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados.

Wang et al. (2013), descreve a evolução dos modelos de qualidade de águas e divide esta evolução em três principais estágios de desenvolvimento. O primeiro estágio teve início em 1925 com o desenvolvimento do modelo clássico de Streeter-Phelps para controle da poluição dos rios no estado de Ohio (Estados Unidos). Entre os anos de 1925 e 1965 os pesquisadores buscaram aprimorar o modelo de Streeter-Phelps com foco na

modelagem de DBO e OD. O segundo estágio ocorreu no período de 1965 a 1995 e foi marcado pela modelagem de novos constituintes e pela concepção de modelos bidimensionais e tridimensionais. Já o terceiro e último estágio, após o ano de 1995, abrangeu a contribuição da deposição de poluentes atmosféricos por meio da integração com modelos de poluição do ar.

O Tabela 1 apresenta um resumo dos principais modelos de qualidade de água encontrados na literatura.

Tabela 1 - Principais modelos de qualidade de água e suas características

Ano	Modelo	Características
1925	STREETER-PHELPS	Modelo clássico de Streeter-Phelps, desenvolvido por Harold Warner Streeter e Earle Bernard Phelps, é um modelo simplificado do processo de autodepuração de um curso hídrico poluído e 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 de Streeter-Phelps 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.
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, que apresenta, de forma integrada, que a equação de Streeter-Phelps é aplicável à sistemas unidimensionais desconsiderando os efeitos da dispersão.
1970	DOSAG III	Modelo criado pela Agência de Proteção Ambiental, em inglês Environmental Protection Agency (EPA), dos Estados Unidos, que registra maior habilidade nos procedimentos de simulação e maior número de parâmetros simulados no Dosag I.

Tabela 1 – Principais modelos de qualidade de água e suas características

(continuação)

Ano	Modelo	Características
1970	QUAL-I	Modelo desenvolvido pelo F. D. Masch and Associates e TWDB, usa equações unidimensionais de dispersão-advecção 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.
1970-2019	WASP1 WASP2 WASP3 WASP4 WASP5 WASP6 WASP7 WASP8	O Programa de Simulação de Análise de Água, do inglês Water Analysis Simulation Program (WASP), foi desenvolvido pela EPA e permite simular os processos hidrodinâmicos e de qualidade de água em 1, 2 ou 3 dimensões, objetivando avaliar o destino e transporte de contaminantes convencionais e tóxicos. Os processos de advecção, dispersão, fluxos de massa pontual e difusa, além de fluxos na fronteira de fundo são representados no modelo. Os constituintes modelados são: nitrogênio, fósforo, OD, DBO, demanda de oxigênio em sedimentos, algas, produtos químicos orgânicos, metais, mercúrio, patógenos, temperatura. A versão atual é de 2019.
Década de 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.
1972	QUAL-II	Modelo modificado 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	Modelo Dissolved Oxygen Simulation Model (SIMOX), desenvolvido pelo Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) 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 Water Quality for River-Reservoir Systems (WQRRS), 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 representadas para escoamentos aeróbios, e podem ser simulados 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.

Tabela 1 – Principais modelos de qualidade de água e suas características

(continuação)

Ano	Modelo	Características
1975	CE-QUAL-W2	Modelo 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. Utiliza as equações derivadas dos princípios de conservação de massa e quantidade de movimento necessário para descrever os fenômenos de transportes e inclui temperatura, salinidade, ciclo de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo, fitoplânctons e bactérias.
1976	MIKE11	O modelo MIKE11, desenvolvido pelo Danish Hydraulic Institute (DHI), simula escoamentos, qualidade da água e transporte de sedimentos em estuários, rios, sistemas de irrigação, canais e outros corpos d'água. Modelo unidimensional que permite a simulação de fluxos dinâmicos em redes ramificadas e em circuitos fechados. Usado na análise de risco de inundação; previsão de inundação em tempo real; avaliação da qualidade da água em rios, reservatórios e áreas alagadas; previsão de qualidade de água e rastreamento de poluente; transporte de sedimentos e morfologia de rios; integração da água superficial e subterrânea para análise de água.
1976	QUALII/SEMOG	O QUAL-II/SEMOG é uma versão do QUAL-II desenvolvida pela WRE para o Conselho de Governos do Sudeste de Michigan, do inglês Southeast Michigan Council of Governments (SEMOG). Inclui modificações e aperfeiçoamentos feitos no modelo QUAL II desde o seu desenvolvimento original em 1972.
1976 - 1997	HSPF	O Hydrologic Simulation Program – Fortran (HSPF) é um programa desenvolvido pela EPA para simulação hidrológica de bacia hidrográfica e de qualidade da água para poluentes orgânicos convencionais e tóxicos. 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. Requer uma extensa gama de dados de entrada e coeficientes para parametrizar cada processo de qualidade e quantidade de água.
Década de 80	SIMCAT	O Simulated Catchments (SIMCAT), 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.
Década de 80	TOMCAT	O Temporally Overall Model for CATCHments (TOMCAT) foi desenvolvido pela companhia concessionária de água do Reino Unido, Thames Water. A conceituação do TOMCAT é essencialmente idêntica à do modelo SIMCAT, permitindo, contudo, correlações temporais mais complexas.
1982	CEQUALRIV1	O CE-QUAL-RIV1 foi originalmente desenvolvido pela Universidade Estadual de Ohio para a EPA. O modelo é hidrodinâmico e unidimensional (longitudinal), permite a simulação de sistemas fluviais ramificados com várias estruturas de controle hidráulico, tais como, eclusa de navegação, represa, regulação de barragem. Os 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.

Tabela 1 – Principais modelos de qualidade de água e suas características

(continuação)

Ano	Modelo	Características
1985	QUAL2E	O QUAL2E foi desenvolvido pela EPA e possui notória popularidade e aplicabilidade. Modelo unidimensional de estado permanente, cuja hidrodinâmica se baseia na equação unidimensional de advecção-dispersão, podendo simular até 15 constituintes: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, algas, amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, três substâncias conservativas e uma arbitrária não conservativa. 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.
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.
1987	QUAL2E-UNCAS	Modelo aprimorado do QUAL2E que permite ao usuário realizar análises de incerteza, do inglês uncertainty analysis (UNCAS). São disponibilizadas três opções de incerteza: análise de sensibilidade, análise de erro de primeira ordem e simulação de Monte Carlo.
1987	SisBaHiA	O Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental (SisBaHiA), desenvolvido pela Coordenação de Programas de Pós-Graduação em Engenharia (COPPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 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 (rios, canais, lagos, lagoas, reservatórios, estuários, baías e águas costeiras). Os Modelos de Qualidade de Água e Eutrofização (MQA) do SisBaHiA correspondem a um 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.
1989 - 1995	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 e Agricultural University of Wageningen, permite simulação de escoamento não permanente unidimensional e qualidade da água em sistemas de canais abertos, podendo ser inclusive 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.

Tabela 1 – Principais modelos de qualidade de água e suas características

(continuação)

Ano	Modelo	Características
Década de 90 - 2019	SWAT SWAT2012 SWAT+	O Soil Water and Analysis Tools (SWAT), modelo físico desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, do inglês United States Department of Agriculture (USDA), teve sua origem no modelo Simulator for Water Resources in Rural Basins (SWRRB) - modificação do modelo hidrológico Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems (CREAMS). 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 versão mais atual é o SWAT+, lançada em dezembro de 2019, fornece uma representação espacial mais flexível das interações e processos dentro de uma bacia hidrográfica.
1990 - 2005	EXAMS	O Exposure Analysis Modeling System (EXAMS) permite formular modelos de ecossistemas aquáticos e avaliar rapidamente o destino, transporte e concentrações de exposição de produtos químicos orgânicos sintéticos, incluindo pesticidas, materiais industriais e lixiviados dos locais de descarte. A versão atual é a versão 2.98.04.06 lançada em abril de 2005.
1991- 1994	AQUASIM	O programa AQUASIM, desenvolvido pelo Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), foi projetado para a identificação e simulação de sistemas aquáticos técnicos e naturais. 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.
1995	HEC-HAS	O Hydrological Engineering Center-River Analysis System (HEC-HAS), 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.
1995- 2000	SOBEK	O 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, do inglês 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.

Tabela 1 – Principais modelos de qualidade de água e suas características

(Continuação)

Ano	Modelo	Características
1996 - 2019	BASINS 1 BASINS 2 BASINS 3 BASINS 4	Os modelos BASINS, desenvolvidos pela EPA, são sistemas de análise ambiental de múltiplos propósitos e integram a poluição pontual e difusa. São adequados para análise da qualidade da água em escala de bacia hidrográfica. O BASINS 4.0 foi construído sobre o MapWindow GIS e projetado para complementar e interoperar com sistemas GIS corporativos e com todos os recursos. A versão atual disponível é o Basins 4.5, lançada em 2019.
1997	PC-QUASAR	O PC-QUASAR, desenvolvido pelo Center for Ecology & Hydrology (CEH), 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.
1997 - 2007	EFDC	O Instituto de Ciência Marinha da Virgínia desenvolveu o modelo EFDC. A EPA listou o modelo EFDC como uma ferramenta para o gerenciamento da qualidade da água em 1997. O modelo EFDC é adequado para simulação da qualidade da água em rios, lagos, reservatórios, estuários e áreas úmidas, incluindo modelos uni, bi ou tridimensionais. A versão atual disponível é a EPA versão 1.01, lançada em setembro de 2007.
1998	HSCTM2D	O Hydrodynamic, Sediment, and Contaminant Transport Model (HSCTM2D), desenvolvido pela EPA em 1998, consiste em um modelo de elementos finitos para simular o fluxo de água de superfície bidimensional verticalmente integrado (hidrodinâmica tipicamente ribeirinha ou estuarina), transporte de sedimentos e transporte de contaminantes. A versão atual é a versão 1.01.
2002 - 2018	AQUATOX	O 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 3.2 do modelo, lançada em 2018, contém várias melhorias em relação às versões anteriores que aprimoram a interface e utilidade do modelo.

Tabela 1 – Principais modelos de qualidade de água e suas características

(Conclusão)

Ano	Modelo	Características
2003 - 2012	QUAL2K	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, patógenos, especificação de diversos parâmetros cinéticos e efeitos inerentes a barragens e cachoeiras.
2005	EDP-RIV1	O modelo EDP-RIV1, desenvolvido pela Divisão de Proteção Ambiental do Departamento de Recursos Naturais da Georgia e pela EPA, baseia-se no modelo CE-QUALRIV1. 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 (UFMG) para o ambiente computacional da planilha Microsoft Excel, possibilita a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL2-E (estrutura similar, porém não inclui as algas e todas suas inter-relações com os demais constituintes). O QUAL-UFMG permite a simulação dos parâmetros DBO, OD, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes.
2013	SIAQUA-IPH	O modelo SIAQUA-IPH é aplicável em grandes bacias e opera de forma completamente integrada com um Sistema de Informação Geográfica. Considera regime permanente de vazões, escoamento unidimensional, com mistura completa e instantânea dos poluentes lançados e seção retangular para calhas dos rios. O modelo permite a simulação dos parâmetros DBO, OD, Nitrogênio, Fósforo e Coliformes.
2013 - 2019	WMOST	O Watershed Management Optimization Support Tool (WMOST) é uma ferramenta de suporte à decisão que facilita o gerenciamento integrado da água na escala local ou em pequena bacia hidrográfica. O WMOST modela os efeitos e custos ambientais das decisões de gerenciamento. O modelo considera fluxos de água e qualidade da água. A otimização das opções de gerenciamento é resolvida usando programação não linear. Permite identificar soluções de menor custo para atender aos critérios de qualidade da água para lagos ou córregos/rios, metas de carregamento de poluentes e/ou minimização de lançamentos combinados de esgoto.
2017	SIGBAH-Qual	O modelo SIGBAH-Qual é operacionalizado dentro de um Sistema de Informações Geográficas, simplificando a entrada de dados, a aquisição das informações hidráulicas dos trechos de rio, além da organização topológica de todo o sistema hídrico. A versão mais atual do sistema desenvolvido no grupo de Hidrologia de Grande Escala (HGE) propõe o desenvolvimento de um sistema integrado ao software MapWindow (SIG programável de código aberto, e livre distribuição na internet). Baseado nas formulações matemáticas do QUAL-UFMG, o modelo simula os parâmetros DBO, OD, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes.

Fonte: Adaptado de Brown e Barnwell (1987), Chapra, Pelletier e Tao (2012), Wang (2013), Von Sperling (2014), Calmon (2014), EPA (2020).

Os modelos matemáticos mais empregados para quantificar o efeito do impacto de cargas poluidoras na qualidade da água dos rios são os modelos unidimensionais, ou seja, modelos em que são desprezíveis as variações das grandezas na direção transversal ao escoamento. Para início do cálculo das reações físicas e bioquímicas adota-se, geralmente, a mistura completa e instantânea na seção transversal (VON SPERLING, 2014a).

Dentre os modelos existentes, o modelo QUAL2E é o mais conhecido e utilizado, função da sua versatilidade, fácil compreensão e aplicação na simulação da qualidade da água em rios. O referido modelo foi desenvolvido pela USEPA e representa, em maior profundidade, os ciclos de oxigênio, nitrogênio e fósforo na água (Von Sperling, 2014a). Além disso, a disponibilidade gratuita na internet, juntamente com a extensa literatura disponível, favorece a sua ampla utilização (COX, 2003). Ning et al. (2001), Lima (2001), Bäumlé (2005), Palmieri e Carvalho (2006), Paliwal, Sharma e Kansal (2007), Knapik et al. (2011) e Gastaldini e Oppa (2011) constituem exemplos de trabalhos que utilizaram o modelo QUAL2E como ferramenta de suporte para o gerenciamento de recursos hídricos.

Ning et al. (2001) exploraram os impactos da poluição e as redistribuições de carga no sul de Taiwan. Os autores analisaram ações de prevenções de poluição dos cursos d'água na gestão dos corpos hídricos. O rio Kao-Ping foi ainda caracterizado hidraulicamente e ambientalmente, com base em uma investigação das descargas e captações ao longo de todo o curso do rio. O QUAL2E foi calibrado e validado com dados coletados entre 1998 e 1999. O modelo foi capaz de prever as concentrações da demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, fósforo total e amônia para todo o sistema fluvial.

Lima (2001) estudou a poluição nas águas da bacia do rio Cuiabá, decorrente do processo de urbanização. A área de estudo compreendeu um trecho de 26 km da bacia do Alto Paraguai, no qual estão localizadas as cidades de Cuiabá e Várzea Grande. A autora destacou que os cursos d'água localizados na bacia hidrográfica foco do estudo

possuem alta capacidade de autodepuração; contudo, foi observado que os referidos cursos d'águas estão sofrendo alta pressão das cargas poluidoras, ocasionando a diminuição da capacidade de autodepuração ao longo dos anos. Este estudo identificou alterações na qualidade das águas provocadas pelas mudanças no uso do solo e na cobertura vegetal da bacia, ocasionando diminuição no processo de reaeração. Os prognósticos futuros indicam que as concentrações dos poluentes não atenderão aos limites estipulados pela Classe 2 da resolução CONAMA Nº 357/2005.

Bäumle (2005) estudou a Bacia do Alto Iguaçu. A referida autora analisou os erros de calibração de modelos de qualidade de água, com simulação com o modelo QUAL2E para avaliação de benefícios econômicos da despoluição hídrica. Foi realizada a comparação dos valores de calibração para o coeficiente K1, utilizado no desenvolvimento do Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu (SUDERHSA, 2000), com dados de literatura. A autora pontuou que os impactos de erros em calibração do modelo de qualidade da água são relevantes na avaliação do benefício econômico.

Palmieri e Carvalho (2006) estudaram o Rio Corumbataí, localizado no Estado de São Paulo. O referido rio é um grande abastecedor de água para uma região densamente povoada e que tem aptidão para usos múltiplos. Contudo, o distrito de Rio Claro possui mais de cinquenta indústrias situadas no entorno do Rio Corumbataí e seus afluentes, poluindo suas águas. Segundo os autores, as vazões, profundidades, temperaturas, cargas, localização das fontes de poluição, concentrações de oxigênio dissolvido e demandas bioquímicas de oxigênio foram medidos em campo e formaram um banco de dados georreferenciado para a qualidade da água do rio. O modelo QUAL2E foi calibrado com dados do ano de 1999 e validado com dados do ano de 2002. Os autores indicaram que o modelo foi eficiente para reproduzir as medidas de campo, principalmente para o coeficiente de decaimento da demanda bioquímica de oxigênio.

Paliwal, Sharma e Kansal (2007) aplicaram o modelo QUAL2E para determinar as cargas de poluição no rio Yamuna durante seu percurso pela capital nacional de Delhi, na Índia. O estudo teve como objetivo examinar a influência de diferentes cenários na qualidade da água do rio. O estudo revelou a necessidade de tratamento na

descarga para o rio Yamuna e para o canal de Agra. Também foi estabelecido uma vazão mínima de 10 m³/s no rio para a manutenção do processo de autodepuração e preservação da qualidade da água do rio.

Knapik et al. (2011) apresentaram uma análise comparativa crítica entre o modelo QUAL2E e a sua versão mais recente, o QUAL2K. Os autores destacaram que os dois modelos computacionais possuem conceitos distintos. Segundo os autores o modelo QUAL2E, mesmo com suas limitações, é bastante eficaz para a atividades de gestão de recursos hídricos, em detrimento do modelo QUAL2K que, embora com uma interface mais amigável, requer muito mais parâmetros para sua utilização.

Gastaldini e Oppa (2011) analisaram alternativas de enquadramento para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim (Rio Grande do Sul, Brasil), com o apoio do modelo matemático de qualidade da água QUAL2E. Os parâmetros simulados foram OD, DBO e coliformes termotolerantes. Os resultados apontaram que a atual qualidade da água do corpo hídrico avaliado é compatível, em alguns trechos, com os padrões de qualidade fixados para rios classe 4, com os demais podendo ser considerados classe 2. Os autores sugeriram as seguintes alternativas de enquadramento: classe 3 para os três primeiros trechos do rio, indicando como principal medida o tratamento de esgoto nesses trechos, e classe 2 para o restante do rio; ou classe 2 para todo o rio.

O modelo QUAL-UFMG, detalhadamente apresentado e discutido por Von Sperling (2014a), é baseado no modelo QUAL2E e desenvolvido no ambiente computacional da planilha eletrônica Microsoft Excel. Proposto pela Universidade Federal de Minas Gerais e originalmente apresentado em 2007, Von Sperling (2014) defende o uso do modelo QUAL-UFMG, no Brasil, pela facilidade, simples interface, geração rápida de gráficos e o idioma em português.

As planilhas do QUAL-UFMG permitem a modelagem de diversos parâmetros da qualidade de água, dentre eles demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, série nitrogenada, fósforo total (e suas frações) e coliformes termotolerantes. Calmon (2015) observa que a estrutura conceitual do QUAL-UFMG, assim como no modelo QUAL2E, 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. No volume de controle (elemento computacional), um balanço de massa deverá ser efetuado, permitindo representar a evolução da qualidade da água ao longo do trecho simulado.

O modelo QUAL-UFMG tem sido amplamente utilizado em trabalhos realizados no Brasil, sendo apontado como ferramenta prática e adequada na gestão e planejamento dos recursos hídricos (VON SPERLING, 2008; RODRIGUES et al, 2009; COSTA; TEIXEIRA, 2010; PINHEIRO et al, 2013; SALLA et al 2013; TEODORO et al, 2013; TONON, 2014; ZANDONADI, MENDONÇA E REIS, 2015; CALMON et al., 2016; GOMES et al, 2018; SILVA; SILVA JUNIOR; LIMA, 2018).

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 três aspectos: as contribuições reais do córrego Brejo Alegre em período de estiagem, dois cenários que levam em conta as cargas poluidoras estimadas da estação de tratamento de efluente e 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, DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo, E-coli), apenas a DBO não atendeu os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 357/2005 em toda a extensão do rio, condição estabelecida em função do recebimento de cargas poluidoras do córrego Brejo Alegre.

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, estado do Mato Grosso. Os resultados indicaram que as equações inseridas no modelo QUAL-UFMG foram capazes de estimar com versatilidade as vazões de diluição requeridas pelos lançamentos, oferecendo o suporte necessário para a estimativa dos custos associados ao tratamento dos efluentes, variando-se as vazões de referência, enquadramento e carga orgânica lançada no rio. Os autores concluíram que, dependendo das características do efluente e também das condições que se encontra o rio com o enquadramento, pode ser mais viável economicamente o investimento numa maior eficiência de tratamento do que o pagamento por maior diluição.

Tonon (2014) avaliou o processo de autodepuração do rio Lambari, no trecho que compreende o lançamento pontual do esgoto doméstico proveniente da área urbana de Poços de Caldas (MG). O autor estabeleceu cinco pontos de coleta para análise das variáveis pH, temperatura do ar e água, condutividade, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato, coliformes termotolerantes, sólidos totais dissolvidos e suspensos e turbidez. O referido autor realizou a simulação de dois cenários: o cenário com 60% de eficiência de tratamento do esgoto lançado e o cenário com 90% de eficiência de tratamento do esgoto. Os resultados obtidos mostraram que a qualidade da água se deteriorou no mês de agosto/2013, fato relacionado à redução da autodepuração do rio devido ao baixo índice pluviométrico do mês.

Zandonadi, Mendonça e Reis (2015) compararam valores de vazões de diluição estimadas por meio de diferentes metodologias propostas por Kelman (1997), Hora (2001), Cardoso da Silva e Monteiro (2004), Nahon (2006), Roques (2006), além da Equação de Balanço de Massa, modificada por MMA (2000). Os resultados mostraram que as diferentes metodologias podem resultar em valores muito diversos de vazões de diluição, em função das diferentes variáveis consideradas nas equações e dos valores adotados para estas variáveis.

Gomes et al. (2018) avaliaram a sazonalidade da qualidade da água do Rio dos Sinos, no estado do Rio Grande do Sul, utilizando o modelo QUAL-UFMG. Foram utilizadas nove seções de monitoramento, compreendidas entre os municípios de Caraá e

Canoas, totalizando um trecho de 211 km. O período analisado foram os anos de 2011 e 2012, de forma a abranger as diferentes variações sazonais. Os autores avaliaram os parâmetros DBO, OD, fósforo total (Ptotal) e nitrogênio total (Ntotal). As variações sazonais demonstraram influência nas diferentes curvas de calibração simuladas. Para a variável OD, o modelo apresentou uma eficiência boa (Coeficiente de Nash e Sutcliffe — CNS > 0,75) e para as variáveis DBO, Ptotal e Ntotal (outono/inverno) o modelo foi considerado aceitável ($0,36 < \text{CNS} < 0,75$).

Silva, Silva Junior e Lima (2018) avaliaram o enquadramento do rio Una, localizado no estado de Pernambuco. Para isso, os referidos autores integraram os resultados da análise dos parâmetros da qualidade da água e da modelagem matemática realizada num trecho do rio com auxílio do modelo QUAL-UFMG. Foram utilizados dados do monitoramento de seis estações da Agência Estadual de Meio Ambiente, entre os anos de 2002 e 2014, e analisados os parâmetros de temperatura, pH, OD, DBO, fósforo, coliforme termotolerantes, turbidez e cor. Os resultados mostraram que os parâmetros de OD e DBO ficaram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para a Classe 2; no entanto, outros parâmetros, como o fósforo, apresentaram desconformidades em seus índices. Com base nisso, o enquadramento preliminar proposto para o rio Una abrangeu as Classes 1 e 2.

5.1.2 Técnicas de Otimização

O planejamento e gerenciamento de recursos hídricos requer tomadas de decisões complexas, uma vez que há diversos autores e cenários no âmbito de uma bacia hidrográfica. Neste contexto, modelos de simulação são recorrentemente utilizados. Esses modelos estão norteados por técnicas de otimização que buscam uma solução ótima do problema que possui um elevado número de soluções viáveis a serem investigadas, tornando a solução ótima um objetivo difícil de ser alcançado (ALBERTIN; MAUAD; DANIEL, 2006). Dentro deste contexto, Yeh (1985) observa que o desenvolvimento e a adoção de técnicas de otimização no campo da Engenharia de Recursos Hídricos foram de suma importância para o avanço do planejamento e gerenciamento

dos recursos hídricos.

Otimização pode ser definida como a busca da melhor solução para um dado problema, de modo que as técnicas de busca e otimização, usualmente, apresentam um espaço de busca (onde se encontram as possíveis soluções do problema), e uma função objetivo, que avalia as soluções produzidas (LACERDA; CARVALHO, 1999).

Modelos de otimização são constituídos por uma função objetivo, que se deseja maximizar ou minimizar, além das funções de restrição, geralmente pautadas, em problemas relacionados ao gerenciamento dos recursos hídricos, nas legislações vigentes.

Ainda que existam diversas técnicas de otimização na literatura técnica corrente, não existe um procedimento de otimização geral que possa resolver eficientemente qualquer tipo de problema.

Soares (1997) observou, na literatura, três conjuntos principais de métodos de busca e otimização: Determinísticos, Enumerativos e Estocásticos. Para o autor, os métodos estocásticos possuem destaque por buscar a solução global sem fazer uso de todo o domínio de soluções candidatas.

Dentre os métodos estocásticos, os Algoritmos Evolucionários ou Evolutivos se destacam por serem métodos que utilizam modelos computacionais baseados em processos evolutivos naturais como ferramentas para resolver problemas (LINDEN, 2008).

A Computação Evolucionária normalmente inclui a Programação Evolucionária, Estratégias Evolucionárias, Algoritmos Genéticos e Programação Genética (POZO et al., 2005).

5.1.2.1 Algoritmos Evolucionários

De acordo com Nicklow et al (2010), Algoritmos Evolucionários são ferramentas flexíveis e eficientes na solução de problemas complexos relacionados com o planejamento estratégico e o gerenciamento de recursos hídricos pelo seu potencial para re-

solver problemas não lineares, não convexos, multimodais e discretos, e por esse motivo, registrou-se um aumento no desenvolvimento e aplicação de diversos tipos de algoritmos evolutivos nessa área, em especial de Algoritmos Genéticos ((AGs).

Os AGs são definidos como uma técnica heurística de otimização e busca, inspirados nos mecanismos de evolução de populações de seres vivos, nos quais se observa o princípio da seleção natural e sobrevivência do mais apto (LACERDA; CARVALHO, 1999; LINDEN, 2008). Foram originalmente estabelecidos por John Holland em 1975, na Universidade de Michigan, e popularizados por um de seus alunos, David Goldberg. Os AGs foram inspirados nos mecanismos de evolução das espécies, compreendendo processos da genética das populações, sobrevivência e adaptação dos indivíduos.

O Algoritmo Genético pode ser considerado como uma estratégia de evolução estocástica que imita o processo de seleção natural das espécies estabelecido pelo fisiologista inglês Charles Darwin. Neste algoritmo, os indivíduos são as possíveis soluções do problema e evoluem por meio da aplicação dos operadores genéticos, que seguem natureza estocástica. Esta estratégia de busca pela melhor solução tem se mostrado muito eficiente, conduzindo quase sempre ao ótimo global (KAINI; ARTITA; NICKLOW, 2012).

Em geral, a eficiência de utilização do AG depende da seleção dos operadores e parâmetros do próprio AG, componentes essenciais para condução de todo o processo de otimização com o intuito de se gerar novas soluções dentro do espaço de busca e para que novas regiões desse espaço sejam exploradas (Cheung, 2004). Os principais operadores do AG são o tipo de seleção, tipo de crossover e tipo de mutação. Os parâmetros são a dimensão da população inicial, elitismo, probabilidade de recombinação e probabilidade de mutação.

A representação dos parâmetros também influencia na forma do AG buscar novas soluções. Embora a representação binária seja mais tradicional e historicamente importante por ter sido utilizada nos trabalhos pioneiros de Holland (1975), a representa-

ção real tem sido estudada e se mostrado superior à representação binária (MICHALEWICZ, 1994).

O operador de recombinação é definido por um valor de probabilidade e tem a função de criar novas soluções (filhos) por meio da recombinação de soluções correntes (pais), imitando dessa forma a natureza estocástica da evolução natural.

A mutação é um operador unitário, que provoca perturbação em uma variável de decisão (gene) do vetor associado (cromossomo), respeitando um critério probabilístico (probabilidade de mutação), simulando a introdução de um novo material genético na população durante o processo iterativo de busca das soluções ótimas. Beyer e Schwefel (2002) enfatizaram que para algoritmos com codificação real, a mutação Gaussiana é a mais frequentemente adotada, na qual um único indivíduo composto por um valor real é usado para gerar novas soluções pela adição de perturbações de distribuição normal às variáveis de decisão. A taxa de mutação é usualmente pequena, assumindo, segundo Lacerda e Carvalho (1999), valores que variam entre 0,1 e 5%. Para problemas que apresentam restrições à função objetivo, Kumar (2010) indica o uso de mutação adaptativa, alternativa que gera soluções adaptáveis em relação ao sucesso ou fracasso da última geração, de forma que as restrições e os limites do espaço de busca sejam satisfeitos.

O elitismo é aplicado para que os indivíduos com aptidões elevadas sejam preservados sem sofrerem crossover ou mutação, garantindo que essas possíveis soluções não sejam perdidas durante o processo de seleção. No entanto, a escolha do número de indivíduos preservados depende do tamanho da população e não deve ser alto, para se evitar alta pressão de seleção e a convergência prematura.

Segundo Lacerda e Carvalho (1999), as vantagens da utilização dos AGs são: **a)** realização de buscas simultâneas em várias regiões do espaço de busca, uma vez que não trabalham com um único ponto, e sim com uma população inicial; **b)** otimização de parâmetros de funções objetivos complexas; **c)** redução do número de mínimos locais, com otimização simultânea de um número considerável de variáveis; **d)** fornecimento

de uma lista de parâmetros ótimos; **e**) otimização de múltiplas funções com objetivos conflitantes; **f**) não requerem conhecimento matemático aprofundado. Segundo os referidos autores, os principais critérios técnicos de parada são a fixação do número de gerações ou a ocorrência de convergência dos resultados (quando não há melhora significativa nos cromossomos de maior aptidão por um dado número de gerações).

Lacerda e Carvalho (2009) descrevem a seguinte metodologia para um AG genérico:

1. Geração de uma população inicial de cromossomos (conjunto aleatório de cromossomos que representam possíveis soluções do problema a ser resolvido);
2. Avaliação da população gerada, onde cada cromossomo recebe uma nota (aptidão), que reflete a qualidade da solução que ele representa (seleção dos mais aptos);
3. Os indivíduos selecionados podem sofrer modificações em suas características fundamentais por meio dos operadores genéticos, gerando descendentes para a próxima geração;
4. O processo é repetido até que uma solução satisfatória seja encontrada.

Os algoritmos genéticos possuem aplicabilidade em diversos estudos na área de recursos hídricos, o que evidencia sua versatilidade em auxiliar na resolução de problemas de complexidades variadas e o desempenho satisfatório no gerenciamento dos recursos hídricos (COLLISCHON; TUCCI, 2003; SANTOS; SUZUKI; WATANABE, 2003; KONDAGESKI, 2008; MACHADO et al., 2008; BRAVO; COLLISCHON; TUCCI, 2009; COSTA; CASTRO; RAMOS, 2010; GARCIA, 2011; SCHARDONG, 2011; SAMPAIO, 2012; SOUZA; SOARES; ABE, 2014; MARCUZZO, 2015; SANTOS, 2018).

Nos trabalhos de Burn e Yulianti (2001), Cho, Sung e Ha (2004), Yandamuri, Srinivasan e Bhallamudi (2006), Aras, Togan e Berkun (2007), Saadatpour e Afshar (2007),

Albertin (2008), Garcia (2011), Valory, Reis e Medonça (2016), Santoro, Reis e Mendonça (2016), Bringer, Reis e Mendonça (2018) e Sá et al (2019) é possível verificar a utilização dos Algoritmos Genéticos, em conjunto com modelos de simulação de qualidade da água, para a otimização da alocação de cargas efluentes. As funções são objetivo empregadas nos referidos trabalhos consistiam basicamente na minimização dos custos associados à implantação e operação de sistemas de tratamento e na minimização da degradação da qualidade hídrica. Os referidos trabalhos buscaram determinar a eficiência de remoção necessária de forma a se manter ou alcançar qualidade hídrica satisfatória, de maneira economicamente viável e eficiente.

Burn e Yulianti (2001) utilizaram os algoritmos genéticos para auxiliar no problema de alocação de cargas efluentes no rio Willamette (Oregon, Estados Unidos). Foram formulados três modelos de otimização: o primeiro modelo (custo versus qualidade) objetiva minimizar o custo total do tratamento e minimizar a soma das violações dos padrões de qualidade da água; o segundo modelo (custo versus equidade) também busca a minimização de custos e, adicionalmente, impõe uma medida de equidade; e o terceiro modelo (operacional) explora o aumento da capacidade de assimilação do corpo receptor durante períodos não críticos, permitindo lançamentos de cargas orgânicas maiores com a imposição de uma medida de equidade. Os autores concluíram que os AGs constituem um método eficaz para solucionar problemas de alocação de cargas efluentes.

Cho, Sung e Ha (2004) desenvolveram um modelo para o gerenciamento de qualidade da água integrando o AG ao modelo de qualidade de água QUAL2E, com o objetivo de maximizar a qualidade da água do corpo receptor e minimizar os custos de tratamento dos efluentes lançados. O modelo calcula o tipo e o custo de operação de cada estação de tratamento de efluente da bacia hidrográfica do rio Youngsan, curso d'água localizado na cidade de Kwangju, Coreia do Sul. Outros quatro cenários foram analisados, a partir de outros métodos de otimização, e os resultados foram comparados com os obtidos quando do emprego do AG. Os resultados obtidos com o AG se mostraram superiores aos dos outros métodos aos quais foram comparados.

Yandamuri, Srinivasan e Bhallamud (2006) propuseram a resolução do problema de distribuição de cargas de efluentes em rios utilizando o AG e uma estrutura de otimização multiobjetivo, considerando o custo total de tratamento, a equidade entre os pontos de lançamento e uma medida que reflete as características de violação nos limites de OD. Dentro da estrutura implementada há um modelo de simulação de qualidade de água que calcula as variações de OD e DBO ao longo do rio. O tipo de informação obtida do modelo multiobjetivo oferece auxílio em processos de decisão relacionados ao custo versus equidade.

Dentro da perspectiva de se alcançar os padrões de qualidade de água e, ao mesmo tempo, otimizar os custos de tratamento de efluentes, Aras, Togan e Berkun (2007) desenvolveram um modelo de gestão de qualidade de água integrado ao uso do AG, no qual o custo era minimizado por meio da minimização de eficiências de tratamento de efluentes dos três pontos de lançamento considerados, desde que fossem respeitados os padrões de qualidade de água em toda a bacia. Os resultados ressaltam que o AG atingiu as metas requeridas, além de se mostrar uma técnica conveniente para a resolução desse tipo de problema, apresentando vantagens em relação à Programação Linear.

Saadatpour e Afshar (2007) apresentaram um modelo fuzzy de alocação de carga de resíduos em que a função custo e os padrões de qualidade da água ou os objetivos dos lançadores e órgãos de controle de poluição são expressos com funções lineares e/ou não lineares e não decrescentes e/ou não crescentes. O QUAL2E e o Algoritmo Genético foram acoplados para desenvolver a estratégia resultante no nível ótimo de satisfação dos objetivos conflitantes. O número de violações de restrições foi usado para penalizar a função de aptidão a fim de eliminar as soluções inviáveis nos resultados finais. Os resultados mostram uma convergência muito adequada do algoritmo proposto para o ótimo global próximo.

Albertin (2008) propôs três modelos de otimização multiobjetivo, considerando a maximização das cargas lançadas pelas fontes poluidoras, a melhora qualitativa da água e a minimização das violações dos padrões de qualidade de água. Os modelos de

otimização foram integrados ao modelo de qualidade de água QUAL2K. A autora mostrou que o AG é uma técnica efetiva para solucionar problemas de otimização multi-objetivo em aplicações de gerenciamento da qualidade da água.

Garcia (2011) desenvolveu um sistema de suporte a decisão (SSD) para auxiliar na concessão de outorga do uso da água para lançamento de efluentes. O SSD utilizou o Algoritmo Genético para otimização do processo de alocação de carga de efluente, visando a redução dos custos associados as medidas de tratamento dos efluentes, maximização dos usos e respeito as classes de enquadramento.

Buscando a distribuição dos esforços de tratamento no âmbito de bacias hidrográficas, Valory, Reis e Mendonça (2016) incorporaram uma medida de equidade que se baseia na perspectiva de que lançamentos de esgotos com maiores cargas orgânicas deverão apresentar sistemas com maiores eficiências de remoção de matéria orgânica. Os autores combinaram um modelo de qualidade de água e a técnica Algoritmo Genético como alternativa metodológica para o processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos na bacia do rio Santa Maria da Vitória (Espírito Santo, Brasil). Os resultados indicaram que a incorporação da equidade, nos moldes propostos pelos referidos autores, reduziu a variabilidade das cargas orgânicas associadas aos diferentes pontos de disposição final de efluentes, impondo maiores níveis de tratamento às estações que receberam as maiores cargas orgânicas.

O foco na avaliação de modelos de otimização aparece na metodologia aplicada por Santoro, Reis e Mendonça (2016). Os autores analisaram sete modelos de otimização aplicáveis à estimativa de eficiências mínimas de tratamento de efluentes na bacia hidrográfica do rio Pardo (Espírito Santo, Brasil). Os modelos selecionados consideraram a minimização do somatório das eficiências e a minimização da inequidade entre os esforços de tratamento de efluentes. Os modelos que incorporaram uma medida de equidade foram avaliados por meio da Curva de Lorentz. Os resultados indicaram que os modelos que apresentaram uma medida de equidade como restrição do problema não garantiram a equidade em função da grande variação de carga orgânica bruta en-

tre os efluentes da área de estudo. Por outro lado, os modelos que incorporaram medidas de equidade na função objetivo apresentaram desempenho satisfatório e permitiram a obtenção de conjuntos de eficiências de tratamento de efluentes próximos entre si.

Bringer, Reis e Mendonça (2018) objetivaram selecionar sistemas de tratamento de água a partir da incorporação de modelo de qualidade de água e Algoritmo Genético. O trabalho foi aplicado à bacia hidrográfica do rio Pardo (Espírito Santo, Brasil) considerando os padrões de qualidade de água por OD e DBO. Os autores chegaram a resultados que indicaram que a conservação de padrões estabelecidos para os efluentes pode provocar a superestimava de plantas de tratamento de esgotos e, conseqüentemente, a má distribuição de recursos financeiros relacionados à implantação de ETEs.

Sá et al (2019) objetivou selecionar sistemas de tratamento de água por meio da estimativa de eficiências mínimas de remoção de DBO e nitrogênio por meio da aplicação conjunta de modelo de qualidade de água e Algoritmo Genético. A metodologia proposta foi aplicada à bacia hidrográfica do rio Pardo (Espírito Santo, Brasil). Foram utilizados três modelos de otimização: o primeiro para a determinação de eficiências mínimas de remoção DBO; o segundo para a determinação de eficiências mínimas de remoção de nitrogênio; e o terceiro para determinação conjunta de eficiência eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia. O AG apresentou resultados satisfatórios quando a determinação de eficiências mínimas para todos os modelos de otimização.

5.1.3 Análise Multicritério

A análise multicritério permite abordagem de problemas considerados complexos, a ordenação de alternativas segundo vários critérios por meio de atribuição de pesos e confere transparência ao processo de tomada de decisão, apresentando vantagens sobre métodos de critério único (WERNKE; BORNIA, 2001).

A análise multicritério busca estabelecer relações que permitam a análise dos diversos aspectos e condições envolvidos num determinado problema. Haimes, Hall e Freedman (1975) observam que em projetos envolvendo recursos hídricos há um número significativo de tomadores de decisão e/ou instituições envolvidos, cada qual podendo influenciar a decisão de acordo com sua necessidade. Além disso, em recursos hídricos, há um alto grau de irreversibilidade destas decisões, associado com incertezas hidrológicas e inabilidade de se prever o futuro com razoável certeza. Sendo assim, a análise multicritério auxilia o processo decisório, levando em consideração essas complexidades e os interesses da sociedade (SOUZA; CORDEIRO; SILVA, 2009).

Segundo Souza e Foster, 1996, o primeiro registro de aplicação de um método de análise multicritério na seleção de alternativas de tratamento de águas residuárias refere-se a trabalho conduzido na Universidade de Kassel na Alemanha, em 1987, pelo Professor Wolf. Um ano mais tarde, Teclé, Fogel e Duckstein (1988) também utilizaram técnicas para seleção de alternativas de tratamento de águas residuárias baseadas na análise multicritério. Em 1992 foi desenvolvido o modelo Process Selection Version I (PROSEL-I) para selecionar processos de tratamento de águas residuárias, conforme apresentado por Souza (1992).

Roy (1990) apresenta uma vertente da análise multicritério denominada Auxílio Multicritério à Decisão (também conhecida por Abordagem Multicritério de Apoio à Decisão), do inglês Multiple Criteria Decision-Aid (MCDA). A análise MCDA constitui uma alternativa para modelagem de problemas que contêm subjetividade, incertezas, ambiguidades e conflitos no processo decisório (RODRIGUEZ; COSTA; CARMO, 2013). Além disso, ao invés de esperar uma modelagem que encontre apenas uma solução ótima ou que possua alternativas pré-definidas, considera que os decisores devem estruturar o modelo de avaliação de alternativas, e se indica que os decisores podem se adaptar às condições específicas de um dado tipo de empreendimento ou de uma região ou país (FANTINATTI; ZUFFO, 2012).

Rodriguez, Costa e Carmo (2013), a partir dos estudos de Figueira, Greco e Ehrgott (2005) e Polatidis e outros (2006), dividiram a análise MCDA em Teoria da Utilidade

Multiatributo e Métodos de Superação ou Sobreposição. Posteriormente, Guarnieri (2015), a partir das pesquisas de Vincke (1992) e Roy (1996), concluiu que a análise MCDA pode ser segmentada em três abordagens: a) Teoria da Utilidade Multiatributo ou do Critério Único de Síntese; b) Abordagem de sobreclassificação ou superação; e, c) Métodos interativos.

Considerando a abordagem Teoria da Utilidade Multiatributo ou do Critério Único de Síntese, Guarnieri (2015) cita como exemplos os métodos Multiple Attribute Utility Theory (MAUT); Simple Multicriteria Attribute Rating Technique (SMART); Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution (TOPSIS) e Analytic Hierarchy Process (AHP). A autora destaca os métodos Elimination and Choice Translating Algorithm (ELECTRE) e Preference Ranking Method for Enrichment Evaluation (PROMETHEE) como os principais exemplos da abordagem de sobreclassificação ou superação. E por fim, a autora menciona, como exemplos da abordagem de Métodos interativos, os métodos Step Method (STEM), Interval Criterion Weights (ICW) e Tricriterion Multiobjective Linear Programming (TRIMAP).

Guarnieri (2015) enfatiza que a escolha de um método deve considerar a natureza de decisão que envolve os objetivos, a abordagem escolhida (escolha, ordenação, classificação), os tipos de critérios (quantitativos e/ou qualitativos) e a racionalidade do decisor que influenciará no tipo de agregação das preferências relativas às alternativas e aos critérios (aditiva ou não aditiva).

A Teoria da Utilidade, base da análise multicritério desenvolvida na presente tese, permite incorporar à seleção as preferências do decisor e seu comportamento em relação ao risco, criando uma escala de utilidade que estabelece, para cada consequência, um valor. Desta forma, o processo de seleção passa a ser conduzido com base na escala de utilidade, agregando as incertezas inerentes ao processo de tomada de decisão. O MAUT é derivado da Teoria da Utilidade (GOMES; GOMES, 2014).

No MAUT é necessária a análise de um conjunto de critérios que irá nortear a escolha do sistema de tratamento de esgoto adequado a realidade local.

Von Sperling (1996), Yu, Tay e Wilson (1997) e Von Sperling (2005) compararam os principais aspectos associados à seleção de sistemas de tratamento para países desenvolvidos e para países em desenvolvimento. Os referidos autores citam que nos países desenvolvidos a eficiência, a confiabilidade, os aspectos de disposição do lodo e os requisitos de área são aspectos cruciais no processo de escolha do sistema de tratamento. Em se tratando de países em desenvolvimento esses aspectos críticos sofrem uma mudança considerável, ganhando maior relevância os custos de construção, a sustentabilidade, a simplicidade e custos operacionais.

Para Tchobanoglous et al. (2016), os aspectos que devem ser analisados na escolha do sistema de tratamento de esgoto são: i) o conhecimento dos princípios de funcionamento, vantagens e limitações das diferentes opções de tratamento disponíveis, ii) a compatibilidade entre os sistemas de tratamento selecionáveis e a estrutura disponível para a implantação e operação da planta de tratamento de esgotos, iii) a mão de obra disponível e sua qualificação, iv) os custos de implantação, operação e manutenção associados aos sistemas de tratamento, v) os impactos ambientais decorrentes de determinadas opções de tratamento e vi) a perspectiva de atendimento dos padrões de qualidade ambiental.

Reami (2011) aplicou três métodos de análise multicritério (MAUT, CP e CGT) para auxiliar na escolha de uma tecnologia de tratamento de esgoto para o município de Restinga (São Paulo, Brasil). Foram consideradas vinte alternativas, sendo quatro delas uma adaptação do sistema existente, e aplicados 94 (noventa e quatro) questionários para valoração dos critérios por atores envolvidos na tomada de decisão. Os resultados indicaram que o custo unitário de implantação reduz com o aumento da capacidade do sistema e que a energia elétrica e a remoção e destinação de lodo são relevantes para o critério custo operacional. As alternativas mais adequadas foram: a conversão da lagoa anaeróbia existente em aerada facultativa e implantação de terceira lagoa facultativa ao lado da ETE existente; a implantação de lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; e a implantação de lagoa aerada seguida de lagoa aerada de mistura completa.

Hunt (2013) apresentou um sistema para auxiliar no processo de seleção de sistemas de tratamento de esgoto aplicável a qualquer faixa de população, a partir do emprego do MAUT. Foram consideradas 32 (trinta e duas) alternativas, separadas em alternativas factíveis e não factíveis, onde as factíveis atendem aos objetivos de tratamento e as restrições de cada tecnologia. A comparação das alternativas factíveis por meio do método MAUT, o autor considerou dezenove critérios econômicos, ambientais, sociais e tecnológicos. Os resultados indicaram que o sistema poderá auxiliar na escolha de tecnologias de tratamento de esgoto e que os critérios econômicos e tecnológicos são priorizados no Brasil.

Ouyang et al (2015) aplicou o método AHP difuso integrado ao escalonamento multidimensional, do inglês Multidimensional scaling (MDS), para selecionar alternativas otimizadas de tratamento de esgotos no sistema combinado de tratamento de águas pluviais e esgoto de um distrito em Chongqing (China). O método integrado incorpora os pesos calculados pelo AHP ao elemento difuso, seguido pelo método MDS para determinar a alternativa ideal por meio das coordenadas associadas a cada alternativa em uma configuração bidimensional. Os resultados indicaram que o sistema Lagoa de estabilização foi a escolha adequada dentre os cinco sistemas avaliados.

Reis (2018) empregou o método MAUT para seleção de tecnologias de tratamento de efluentes no âmbito de bacias hidrográficas. A autora estruturou o Framework proposto por Frank e outros (2013) e Frank et al. (2016) na matriz MAUT, de forma a estabelecer o ranking dos sistemas de tratamento de esgotos por meio de um Índice Sociotécnico, resultante da estrutura de preferências definida por meio da validação de dezenove critérios de seleção associados à quatro subsistemas sociotécnicos (ambiental, tecnológico, operação e social). Segundo a referida autora, a sistemática de avaliação multicritério proposta em sua pesquisa tem a perspectiva de ser empregada em quaisquer bacias hidrográficas e para quaisquer tipos de esgotos de natureza orgânica, independentemente da carga de esgoto bruto.

Bringer, Reis e Mendonça (2018) aplicaram o método ELECTRE III - por meio do software "Electre III-IV", desenvolvido pelo Laboratório de Análise e Modelagem de

Sistemas de Suporte à Decisão (LAMSADÉ) da Universidade de Paris, Dauphine - para indicação dos sistemas de tratamento de esgotos para as localidades responsáveis pela disposição de esgotos brutos na bacia hidrográfica do rio Pardo. Os autores definiram um conjunto de alternativas de sistemas de tratamento de esgotos e os critérios de análise, permitindo a “comparação par a par das alternativas de tratamento de esgotos por meio da análise das performances dos sistemas em relação a cada critério”. Nesse contexto, foram definidos também os pesos, limiares de preferência, indiferença e veto para o cálculo dos índices de concordância e discordância, índice de concordância global e índice de credibilidade, e, por fim, foi aplicado um algoritmo de classificação que forneceu a classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos avaliados. A partir dos resultados, os referidos autores concluíram que o método se mostrou “sensível às variações dos pesos considerados para cada critério e à adoção de limiares de veto” e que a aplicação do método ELECTRE III permitiu a indicação de sistemas de tratamento de esgotos para a bacia do Rio Pardo.

5.2 SISTEMAS DE SUPORTE À DECISÃO PARA A SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Os responsáveis pelo processo de gestão frequentemente se deparam com a necessidade de tomar uma decisão que envolve escolha por uma de muitas alternativas e ou possibilidades, almejando alcançar determinada meta e ou objetivo. Este processo de escolha é denominado tomada de decisão e deve ser embasada, lúcida e racional (CARVALHO, 2006).

Para auxiliar os gestores neste complexo processo, diferentes ferramentas podem ser empregadas, tais como: modelos de simulação matemática de diferentes condições ambientais (modelos de qualidade de água, modelagem da qualidade do ar, modelos hidrológicos, modelos hidráulicos, dentre outros), sistemas de informações que são responsáveis por levantar dados, organizar informações e disponibilizar aos gestores,

sistemas de informação geográfica que são, em essência, sistema de informações com componente espacial de localização geográfica atribuída as características de cada dado e informação manipulada pelo sistema, modelos matemáticos de busca que visam identificar respostas em vasto espaço de busca, dentre outros.

Sistemas de Suporte à Decisão (SSD) são sistemas que auxiliam na tomada de decisão de problemas de alto grau de complexidade, sendo construídos a partir da integração de vários métodos de inteligência artificial, componentes do sistema de informações geográficas, técnicas matemáticas ou estatísticas (CASTILLO et al., 2016). Dada essa possibilidade de integração de diferentes recursos dentro de uma mesma plataforma, um SSD consiste num sistema de informação inteligente que reduz o tempo em que as decisões são tomadas e melhora a consistência e a qualidade dessas decisões (HAGSMA; JOHANNNS, 1994; CASTILLO et al., 2016).

Segundo Porto e Porto (2008), SSD são instrumentos eficientes para auxiliar os Grupos de Tomada de Decisões. Nesses grupos, as diferenças de ponto de vista e interesses dos participantes costumam dificultar, e em algumas vezes impossibilitar, a escolha das melhores ações. Isso se torna ainda mais complexo quando considerada a realidade de uma bacia hidrográfica, uma vez que envolve a administração pública de diferentes municípios, órgãos de saneamento e todos os usuários dos recursos hídricos. Nesse ambiente de complexidade, interesses divergentes e até mesmo valores e ideais distintos é que os Sistemas de Suporte a Decisões encontram as maiores possibilidades de realização de seus objetivos.

Segundo Hamouda, Anderson e Huck (2009), autores que propuseram de forma conceitual e genérica a concepção da estrutura do SSD voltado para a escolha de sistemas de tratamento de esgoto, o desenvolvimento do sistema pode ser dividido em quatro estágios. O primeiro estágio consiste na análise e interpretação do problema, incluindo-se, principalmente, a coleta de informações de fontes de dados disponíveis sobre as alternativas de tratamento. As informações necessárias para o estabelecimento do SSD dependerão da escolha de uma das três abordagens de análise que podem ser consideradas no processo de tomada de decisão: (1) análise técnica, a qual considera

informações sobre eficiência e eficácia das alternativas de tratamento; (2) análise técnica e econômica, que usualmente emprega o custo como variável de decisão; e (3) análise do sistema, ou de “tecnologia apropriada”, pela qual a escolha tecnológica representa um ponto de convergência e harmonização de diferentes critérios técnicos, econômicos, sociais, ambientais e culturais.

A segunda etapa do desenvolvimento de um SSD inclui o estabelecimento de modelos de raciocínio de forma que toda base de dados e conhecimentos obtidos da primeira etapa possa ser representada numericamente, seja por um ou por uma combinação de métodos, incluindo programação matemática, sistemas de inteligência artificial e modelos de simulação de processos estocásticos ou determinísticos.

O terceiro estágio, por sua vez, representa o processo de decisão real, onde as alternativas são geradas e avaliadas, e a seleção da alternativa tecnológica ocorre. Existem duas abordagens gerais para a escolha de um sistema de tratamento de esgotos: (1) a análise de triagem ou pré-seleção, em que os diferentes sistemas de tratamento são comparados, sendo utilizadas informações sobre circunstâncias locais e de qualidade da água para que se proceda com a exclusão de alternativas inadequadas; e (2) a análise multicritério. Ambas as abordagens têm sido utilizadas individualmente ou sequencialmente; no entanto, o processo de seleção em duas fases permite o desenvolvimento de um SSD integrado (HAMOUDA; ANDERSON; HUCK, 2009). De todo modo, é na terceira etapa que são identificadas as restrições locais e que são definidos os critérios de análise a serem considerados no processo de tomada de decisão (critérios técnicos, econômicos, ambiental e sociocultural), bem como os pesos desses critérios na escolha da alternativa tecnológica.

Por fim, Hamouda, Anderson e Huck (2009) indicam que a quarta e última etapa do desenvolvimento de um SSD para a seleção de sistemas de tratamento de esgotos deve consistir tanto na sua verificação e validação, como nas avaliações do design da interface do usuário e do seu nível de interatividade. Segundo os autores, a verificação do SDD desenvolvido varia desde a prática básica de depuração do programa até a de-

monstração rigorosa de sua consistência, integridade e correção por meio de uma análise de sensibilidade. Já a validade de um SDD tem por objetivo garantir que a saída do sistema esteja de acordo com o que o usuário necessita para a resolução do problema.

Os SSD apresentam outras vantagens como a utilização de uma interface mais amigável e simplificada, visto que estes sistemas são compostos por diferentes e complexas ferramentas, como por exemplo, modelos matemáticos e algoritmos de busca que por vezes apresentam nível de dificuldade significativa em sua utilização e no domínio de suas potencialidades. A estrutura clássica de um SSD é apresentada na Figura 1.

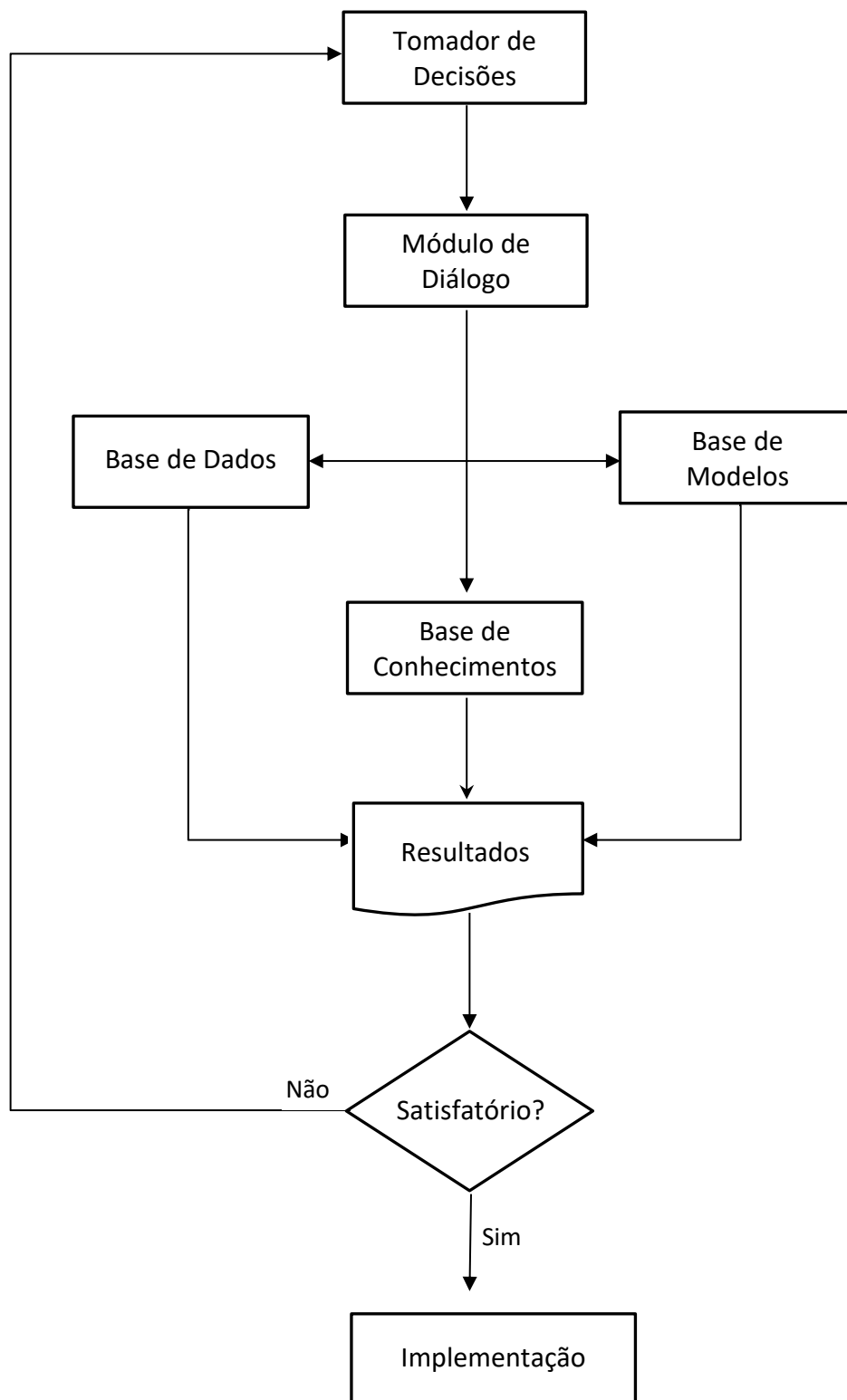


Figura 1 - Estrutura do Sistema de Suporte a Decisão.

Capítulo 6

MATERIAIS E MÉTODOS

Considerando que a proposta de pesquisa consistiu no estabelecimento de um SSD para a seleção de sistemas de tratamento de esgotos no âmbito de bacias hidrográficas, seu desenvolvimento se baseou nas quatro etapas propostas por Hamouda, Anderson e Huck (2009). Relevante o registro de que esses autores propuseram, de forma conceitual e genérica, a concepção de um SSD aplicável à seleção de sistemas de tratamento de esgotos. A Figura 2 sumariza as etapas metodológicas para o desenvolvimento do SSD, etapas que serão descritas em seções subsequentes do capítulo reservado para a Metodologia.

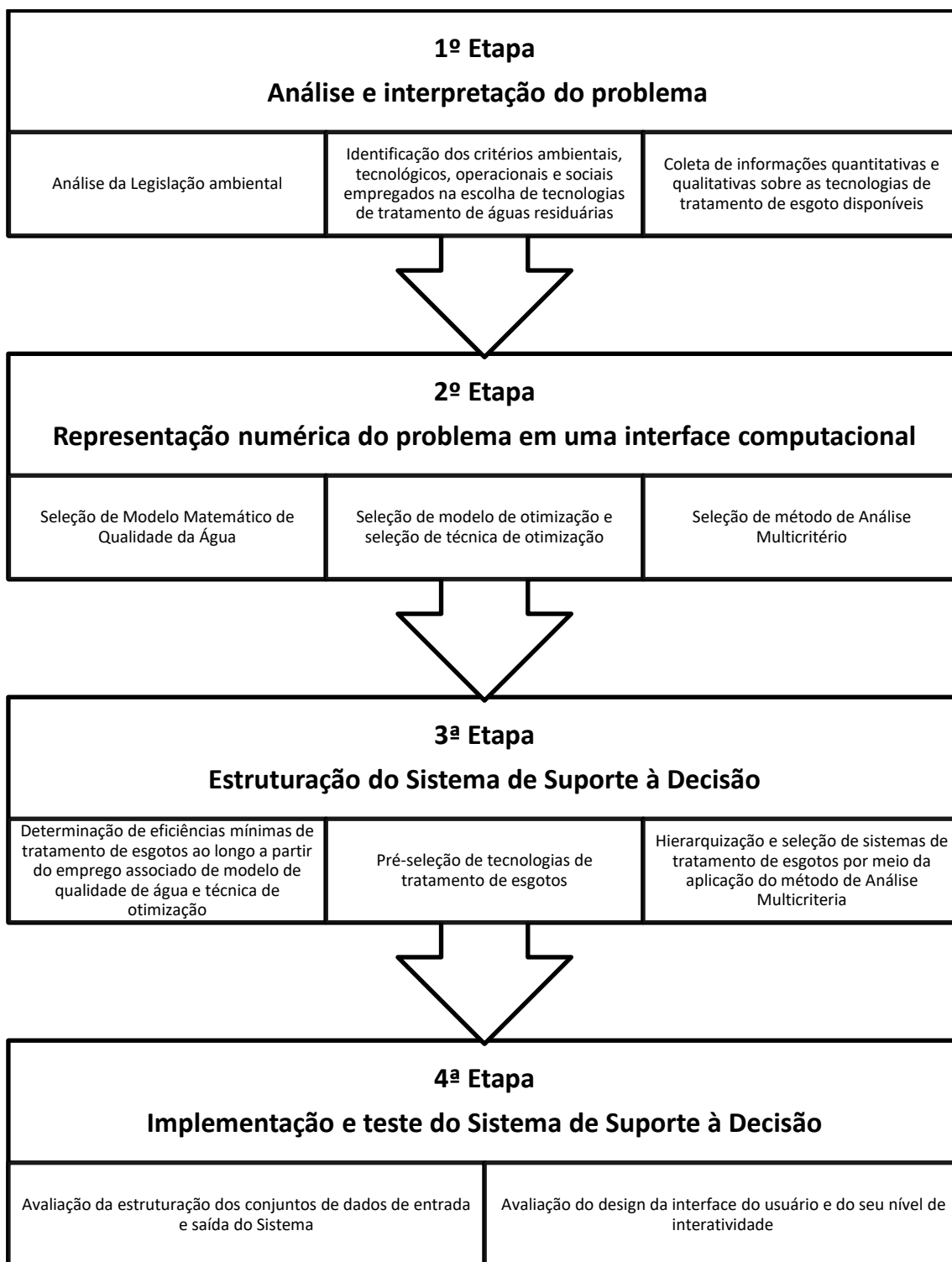


Figura 2 - Etapas do desenvolvimento do SSD.

Fonte: adaptado de Hamouda, Anderson e Huck (2009).

6.1 ANÁLISE E INTERPRETAÇÃO DO PROBLEMA

A primeira etapa da metodologia consistiu no estudo das legislações vigentes, busca na literatura técnica corrente dos critérios ambientais, tecnológicos, operacionais e sociais empregados na escolha de tecnologias de tratamento de águas residuárias, além do levantamento das principais características operacionais qualitativas e quantitativas das tecnologias de tratamento de esgoto encontradas na literatura.

6.2 REPRESENTAÇÃO NUMÉRICA DO PROBLEMA EM UMA INTERFACE COMPUTACIONAL

De maneira geral, a combinação de modelo de simulação de qualidade de água e de técnica de otimização permitiu a geração de valores de eficiências mínimas de remoção de poluentes que devem ser atendidas pelas tecnologias de tratamento de esgotos a serem instaladas em uma determinada localidade. Em conjunto com outros critérios técnicos de natureza excludente (decorrentes de especificidades locais que, eventualmente, podem inviabilizar a adoção de determinadas alternativas de tratamento), os referidos valores de eficiências mínimas permitiram dar forma a um conjunto de alternativas de tratamento de esgotos pré-selecionadas para a aplicação da análise multicritério, ferramenta responsável pela hierarquização e seleção final de sistemas de tratamento de esgotos.

A integração entre modelo de simulação de qualidade da água, técnica de otimização e técnica de análise multicritério ocorreu no ambiente computacional do *software* MatLab.

6.1.1 Modelo matemático de qualidade da água

No presente trabalho foi implementado um modelo de qualidade de água para rios (QUAL-UFMG) no ambiente computacional do software Matlab, a partir do qual podem ser simulados, em quaisquer combinações, os parâmetros oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, fósforo orgânico e inorgânico e Coliformes Termotolerantes. Relevante observar que o modelo implementado reproduziu as estruturas conceitual, funcional e computacional do modelo QUAL-UFMG, envolvendo as mesmas simplificações. São elas:

- Não foram consideradas algas e todas suas inter-relações com os demais constituintes de qualidade de água;
- Não foi considerado o efeito da dispersão longitudinal;
- Integração pelo método Euler das equações diferenciais ordinárias que descrevem a variação dos parâmetros de qualidade de água;
- Modelagem de bacias de terceira ordem;
- Considerou-se que a fotossíntese e a respiração constituem processos que se anulam quando do balanço das concentrações de oxigênio dissolvido.

As variações de DBO e OD em cada segmento foram calculadas, considerando-se o sistema hídrico em regime permanente, por meio das equações 1 e 2.

$$\frac{dL}{dt} = -K_D \cdot L - K_S \cdot L + L_{rd} \quad (1)$$

$$\frac{dC}{dt} = K_2 \cdot (C_s - C) - K_D \cdot L - S_D + F - R - R_{O_2\text{amon}} \cdot (f_{\text{nitr}} \cdot K_{an}) \cdot N_{\text{amon}} \quad (2)$$

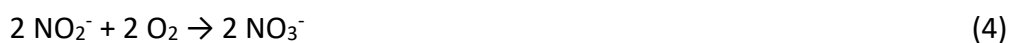
Nas Equações 1 e 2:

- K_D : coeficiente de decomposição da matéria orgânica no rio (d^{-1});
- K_S : coeficiente de remoção de DBO por sedimentação (d^{-1});

- L: concentração de DBO última em um tempo qualquer (mg/L);
- L_{rd} : taxa de entrada de DBO última difusa na massa líquida ($g/m^3.d$);
- C: concentração de oxigênio dissolvido em um tempo t qualquer (mg/L);
- K_2 : coeficiente de reaeração (d^{-1});
- C_s : concentração de saturação do OD (mg/L)
- Sd: demanda de oxigênio pelo sedimento ($g O_2/m^3.d$);
- F: taxa de produção de oxigênio por fotossíntese ($g O_2/m^3.d$);
- R: taxa de consumo de oxigênio pela respiração ($g O_2/m^3.d$);
- R_{O_2amon} : relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de amônia oxidada a nitrito ($mg O_2/mg N_{amon}$);
- f_{nitr} : fator de correção do coeficiente de nitrificação em função do OD (adimensional);
- K_{an} : coeficiente de conversão da amônia a nitrito (d^{-1});
- N_{amon} : concentração de N-amônia em um tempo de percurso t qualquer (mg/L).

Na modelagem do nitrogênio os processos de sedimentação do nitrogênio orgânico particulado, conversão do nitrogênio orgânico a amônia, liberação da amônia pelo sedimento de fundo e nitrificação (oxidação da amônia a nitrito e este a nitrato) podem ser avaliados.

A transformação da amônia em nitritos ocorre conforme apresentado na equação 3. Já a oxidação dos nitritos a nitratos segue o que é apresentado na equação 4.



Sendo assim, a reação global da nitrificação, obtida pela soma das equações 3 e 4, encontra-se apresentada pela equação 5.



É importante ressaltar que durante a nitrificação além do consumo de oxigênio livre, ocorre também a liberação de H^+ , como observado nas equações 3, 4 e 5. A liberação de H^+ acarreta consumo da alcalinidade do meio, e ocasiona a redução do pH.

A formulação matemática da modelagem dos compostos de nitrogênio está representada por meio equações de 6) a 11.

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -K_{oa} \cdot N_{org} - K_{so} \cdot N_{org} \quad (6)$$

$$f_{nitr} = 1 - e^{-K_{nitrOD} \cdot OD} \quad (7)$$

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{oa} \cdot N_{org} - K_{an} \cdot f_{nitr} \cdot N_{amon} + \frac{N_{amon}}{H} \quad (8)$$

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = K_{an} \cdot f_{nitr} \cdot N_{amon} - K_{nn} \cdot N_{nitri} \quad (9)$$

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = K_{nn} \cdot N_{nitri} \quad (10)$$

$$N_{tot} = N_{org} + N_{amon} + N_{nitri} + N_{nitra} \quad (11)$$

Nas equações de 6 a 11:

- N_{org} : concentração de nitrogênio orgânico (mg/L);
- N_{nitri} : concentração de nitrito (mg/L);
- N_{nitra} : concentração de nitrato (mg/L);
- N_{tot} : concentração de nitrogênio total (mg/L);
- OD: concentração de oxigênio dissolvido (mg/L);
- K_{oa} : coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico a amônia (d^{-1});
- K_{so} : coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação (d^{-1});
- K_{nitrOD} : coeficiente de inibição da nitrificação por baixo OD (L/mg);
- K_{nn} : coeficiente de conversão do nitrito a nitrato (d^{-1});
- S_{Namon} : coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ($g/m^2 \cdot d$);
- H: profundidade do curso d'água (m).

Deve-se ressaltar que os processos de amonificação e nitrificação mantem a mesma quantidade de nitrogênio total, uma vez que ocorre nestes processos é a conversão do nitrogênio orgânico a amônia e da amônia a formas mais oxidadas (nitrito e nitrato).

As equações utilizadas na modelagem das frações de fósforo estão apresentadas por meio das equações 12 (fósforo -or-gânico) e 13 (fósforo inorgânico).

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -K_{oi} \cdot P_{org} - K_{spo} \cdot P_{org} \quad (12)$$

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = -K_{oi} \cdot P_{org} + \frac{S_{pinorg}}{H} \quad (13)$$

Nas equações 12 e 13:

- P_{org} : concentração de fósforo orgânico (mg/L);
- P_{inorg} : concentração de fósforo inorgânico (mg/L);
- K_{spo} : coeficiente de remoção do fósforo orgânico por sedimentação (d^{-1});
- K_{oi} : coeficiente de conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico (d^{-1});
- S_{Pinorg} : coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo ($gO_2/m^2 \cdot d$);
- H : profundidade do curso d'água (m).

A taxa de mortalidade bacteriana, ou seja, redução de coliformes termotolerantes em cada segmento modelado, foi calculada por meio da equação 14.

$$\frac{dN}{dt} = -K_b \cdot N \quad (14)$$

Na equação 14:

- N : número de coliformes termotolerantes (org/100mL, ou NMP/100mL);
- K_b : coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1});
- t : tempo (d).

A aplicação do modelo pelo usuário demanda o preenchimento de uma planilha

eletrônica do Microsoft Excel com os dados referentes aos cursos d'águas que conformam a bacia hidrográfica modelada e com as características dos efluentes lançados nos cursos d'águas da bacia.

6.1.2 Técnica Metaheurística e Determinação do Modelo de Otimização

Neste trabalho, para a apropriação das eficiências mínimas de tratamento de esgoto foi utilizada a técnica metaheurística de otimização Algoritmo Genético (AG). Para a aplicação do AG foram utilizadas funções reunidas no Toolbox optimization do *software* Matlab.

Seguindo o que foi proposto por Valory, Reis e Mendonça (2016), autores que conduziram análise de sensibilidade associada aos principais operadores e parâmetros do AG, os operadores e parâmetros utilizados para a otimização das eficiências mínimas de esgoto estão sumarizados na Tabela 2.

Tabela 2 - Operadores e parâmetros utilizados na aplicação do AG

Operador/parâmetro	Valor/tipo
Codificação	Real
Tamanho da população	300
Tipo de seleção	Torneio (grupo de 10 indivíduos)
Tipo de crossover	Aritmético
Taxa de crossover	50%
Tipo de mutação	Adaptativa
Critério de parada	100 gerações ou convergência dos resultados
Elitismo	3 indivíduos

Fonte: Valory, Reis e Mendonça (2016).

Constitui perspectiva da presente tese o desenvolvimento de um modelo de otimização estabelecido a partir de uma função objetivo que busque a minimização de uma medida de inequidade entre sistemas de tratamento de esgoto. A medida de inequidade do modelo de otimização a ser proposto e avaliado deverá incorporar não só a carga afluente aos sistemas de tratamento de esgotos (condição básica associada ao princípio do poluidor-pagador), como também a carga de poluentes nos cursos d'água

na seção imediatamente a montante do ponto de disposição final de esgotos.

Quatro modelos de otimização, três deles que empregam funções objetivo que buscam estabelecer alguma medida de equidade entre lançamentos, foram utilizados para avaliar o desempenho do modelo de otimização objeto de desenvolvimento. Do conjunto de modelos utilizados como apoio para avaliação do desempenho do modelo propostos, aqueles que envolvem a busca de equidade são assim definidos:

- **Modelo 1:** modelo no qual a função objetivo (equação (15)) impõe a minimização de uma medida de inequidade entre sistemas de tratamento, conforme perspectiva originalmente proposta por Mulligan (1991).
- **Modelo 2:** modelo que emprega função objetivo (equação (16)) que impõe a minimização de uma medida de inequidade entre sistemas de tratamento; o Modelo 2 foi originalmente proposto por Burn e Yuliant (2001).
- **Modelo 3:** modelo com função objetivo (equação (17)) que também impõe a minimização medida de inequidade entre sistemas de tratamento de esgoto, conforme proposição original de Marsh e Schilling (1994).

$$\text{minimizar } [f(e)] = \sum_{i=1}^n \left[\left| \frac{C_{\text{efl bruto}(i)}}{C_{\text{efl bruto}}} - \frac{E_i}{\bar{E}} \right| \right] \quad 15$$

$$\text{minimizar } [f(e)] = \sum_{i=1}^n \left[\left| \frac{C_{\text{efl bruto}(i)}}{E_i} - \frac{C_{\text{efl bruto}}}{\bar{E}} \right| \right] \quad 16$$

$$\text{minimizar } [f(e)] = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \left[\left| \frac{C_{\text{efl bruto}(i)}}{E_i} - \frac{C_{\text{efl bruto}(j)}}{E_j} \right| \right] \quad 17$$

Um modelo adicional de otimização (equação (18)), originalmente proposto por Louzada, Reis e Mendonça (2013), buscou a determinação das eficiências mínimas de remoção de poluentes no âmbito da área de estudo sem a incorporação de qualquer medida que estabeleça distribuição equânime dos esforços de tratamento entre os polui-

dores. Este modelo foi utilizado como referência para comparação dos diferentes modelos de otimização conformados por meio de funções objetivo estabelecidas a partir de diferentes medidas de equidade.

$$\text{minimizar } [f(e)] = \sum_{i=1}^n E_i \quad 18$$

Nas equações 15 a 18:

- $C_{\text{efl bruto}(i)}$: carga dos poluentes (em Kg/dia) do i-ésimo ponto de lançamento de efluente;
- $\overline{C_{\text{efl bruto}}}$: média aritmética das cargas dos poluentes (em Kg/dia);
- $E(i)$: representa a eficiência do i-ésimo sistema de tratamento de efluente considerado;
- \overline{E} : média aritmética das eficiências dos sistemas de tratamento de efluente.

Constituíram restrições dos diferentes modelos de otimização os padrões de qualidade associados aos cursos d'água classe 2, estabelecidos por meio da resolução CONAMA n° 357/2005. Para matéria orgânica foi também considerada eficiência de remoção de 60%, eficiência mínima de remoção de DBO estabelecida por meio da Resolução CONAMA n° 430/2011 para efluentes de quaisquer origens. Adicionalmente, a adoção da eficiência mínima de 60% permite a disposição final de efluentes com valores de DBO superiores a 120 mg/L, padrão de qualidade primariamente fixado pela Resolução CONAMA n° 430/2011 para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

É relevante observar que a Resolução CONAMA n° 430/2011 indica que o órgão ambiental poderá, de forma excepcional e em caráter temporário, admitir a disposição final de efluentes que não atendam as condições e padrões fixados pela própria resolução desde que atendidos aos seguintes requisitos: **a)** comprovação de relevante inte-

resse público, devidamente motivado; **b)** atendimento ao enquadramento do corpo receptor e às metas intermediárias e finais, progressivas e obrigatórias; **c)** realização de estudo ambiental tecnicamente adequado, às expensas do empreendedor responsável pelo lançamento; **d)** estabelecimento de tratamento e exigências para este lançamento; **e)** fixação de prazo máximo para o lançamento, prorrogável a critério do órgão ambiental competente, enquanto durar a situação que justificou a excepcionalidade aos limites estabelecidos nesta norma; e **f)** estabelecimento de medidas que visem neutralizar os eventuais efeitos do lançamento excepcional. Neste contexto, além do caráter temporário da permissão de lançamentos em desacordo com os padrões fixados pela Resolução, os referidos requisitos não são objetivamente definidos, o que pode comprometer a adequada condução dos processos de licenciamento ambiental ou outorga para lançamento de efluentes.

Como restrição adicional foi definido o valor máximo de eficiências de remoção de 90% para todos os parâmetros objetos de simulação, exceto para os coliformes termotolerantes, parâmetro para o qual foi definida eficiência máxima de remoção de 99,99%. Os valores foram selecionados com base na análise da literatura técnica corrente, sendo observados os maiores valores de eficiência de remoção de poluentes para as tecnologias de tratamento de esgoto atualmente disponíveis, como as tecnologias apresentadas na Tabela 3.

Com o propósito de se avaliar a condição de equidade produzida pelo modelo de otimização desenvolvido foram utilizados a curva de Lorentz e o Coeficiente de Gini, conformada conforme procedimento detalhado por Sun et al. (2010).

É importante o registro de que o SSD objeto de desenvolvimento permite o emprego de modelos de otimização que incorporem, ou não, medidas de equidade para quaisquer combinações dos parâmetros de qualidade de água modelados (DBO, Coliformes Termotolerantes, série nitrogenada e frações de Fósforo).

Tabela 3 - Tecnologias de tratamento de esgoto

Código	TECNOLOGIAS	Eficiência Média de remoção (%)				
		DBO	Amônia Total	Nitrogênio Total	Fósforo Total	Coliformes
A1	Tratamento primário (Tanques sépticos)	32.50	30.00	30.00	35.00	90.00
A2	Tratamento primário convencional	32.50	30.00	30.00	35.00	90.00
A3	Tratamento primário avançado	62.50	30.00	30.00	90.00	90.00
A4	Lagoa facultativa	80.00	50.00	60.00	35.00	95.00
A5	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	80.00	50.00	60.00	35.00	95.00
A6	Lagoa aerada facultativa	80.00	30.00	30.00	35.00	95.00
A7	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	80.00	30.00	30.00	35.00	95.00
A8	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	82.50	65.00	65.00	50.00	99.99
A9	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	82.50	85.00	90.00	60.00	99.95
A10	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	87.50	50.00	60.00	35.00	99.95
A11	Infiltração lenta	94.50	80.00	75.00	85.00	99.99
A12	Infiltração rápida	91.50	65.00	65.00	50.00	99.99
A13	Escoamento superficial	85.00	65.00	65.00	35.00	99.5
A14	Terras úmidas construídas (<i>Wetlands</i>)	85.00	50.00	60.00	35.00	99.95
A15	Tanque séptico + filtro anaeróbio	82.50	45.00	60.00	35.00	95.00
A16	Reator UASB	67.50	50.00	65.00	35.00	90.00
A17	UASB + lodos ativados	88.00	85.00	60.00	35.00	95.00
A18	UASB + biofiltro aerado submerso	88.00	85.00	60.00	35.00	95.00
A19	UASB + filtro anaeróbio	81.00	50.00	60.00	35.00	95.00
A20	UASB + filtro biológico de alta carga	86.50	50.00	60.00	35.00	95.00
A21	UASB + lagoas de polimento	82.00	65.00	65.00	50.00	99.99
A22	UASB + lagoa aerada facultativa	80.00	30.00	30.00	35.00	95.00
A23	UASB + lagoa aerada mist. completa + lagoa decantação	80.00	30.00	30.00	35.00	95.00
A24	UASB + escoamento superficial	83.50	65.00	65.00	35.00	99.99
A25	Lodos ativados convencional	89.00	80.00	60.00	35.00	95.00
A26	Lodos ativados de aeração prolongada	93.50	80.00	60.00	35.00	95.00
A27	Lodos ativados batelada	93.50	80.00	60.00	35.00	95.00
A28	Lodos ativados convencional com remoção biológica de N	89.00	80.00	75.00	35.00	95.00
A29	Lodos ativados convencional com remoção biológica de N/P	89.00	80.00	75.00	81.50	95.00
A30	Lodos ativados convencional + filtração terciária	95.50	80.00	60.00	55.00	99.99
A31	Filtro biológico percolador de baixa carga	89.00	85.00	60.00	35.00	95.00
A32	Filtro biológico percolador de alta carga	85.00	50.00	60.00	35.00	95.00
A33	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	91.50	80.00	60.00	35.00	95.00
A34	Tanque séptico + biodisco	91.50	85.00	60.00	35.00	95.00

Fonte: Von Sperling (1996).

6.1.3 Análise Multicritério

A Teoria de Utilidade Multicritério, técnica de análise multicritério empregada para a condução da presente tese, é de fácil aplicação e compreensão, além de permitir que o decisor estruture um problema complexo em uma hierarquia simples e que envolva múltiplos critérios de análise (MIN, 1994, THEVENOT et al., 2006). Para o problema de seleção de tecnologias de tratamento de esgoto, os critérios são qualitativos e quantitativos devendo-se, portanto, padronizá-los e compará-los para avaliar os mais diversos fatores que influenciam na escolha de uma tecnologia de tratamento de esgotos.

A Teoria da Utilidade permite incorporar à seleção as preferências do decisor e seu comportamento em relação ao risco, criando uma escala de utilidade que estabelece para cada consequência um valor. Desta forma, o processo de seleção passa a ser conduzido com base na escala de utilidade, agregando as incertezas inerentes ao processo de tomada de decisão. A Teoria da Utilidade Multiatributo (*MultiAttribute Utility Theory* - MAUT) é derivada da Teoria da Utilidade (GOMES; GOMES, 2014).

A integração entre modelo matemático de qualidade de água e técnica de otimização, na conformação do SSD, permitirá a pré-seleção de tecnologias de tratamento consideradas tecnicamente viáveis para cada localidade, isto é, as tecnologias que atendam às restrições de eficiências mínimas e às restrições decorrentes das especificidades locais de cada área da bacia. A tomada de decisão de um sistema de tratamento de esgotos por meio da análise multicritério requer, em algum momento da análise, a especificação da estrutura de preferência (critérios de seleção e pesos correspondentes) do tomador de decisão sobre o conjunto de objetivos (GERSHON, 1984).

Neste trabalho foram definidos os critérios de seleção numa abordagem sociotécnica. As tecnologias de tratamento e os critérios validados, por sua vez, compuseram um *Framework*.

Reis (2018) realizou uma pesquisa qualitativa, conduzida por meio de três grupos focados envolvendo especialistas da academia, concessionária de água e esgoto e órgão ambiental. O grupo focado envolvendo a academia contou com voluntários acadêmicos e pós graduandos, com experiência nas áreas de recursos hídricos e saneamento ambiental. O segundo grupo focado, referente a concessionária de água e esgoto, envolveu profissionais da área de saneamento, com experiência nas áreas de tratamento de esgotos e recursos hídricos. O terceiro grupo focado é referente ao processo de regulação, ou seja, profissionais vinculados ao órgão regulador de recursos hídricos. Os referidos grupos focados permitiram a validação dos subsistemas sociotécnicos (Ambiental, Tecnológico, Operação e Social) e dos critérios de seleção, além da apropriação de pesos associados com critérios e grupos sociotécnicos aplicáveis ao processo de seleção de tratamento de esgotos.

Os pesos dos critérios e subsistemas identificados nesta etapa do trabalho permitiram preencher o *Framework* proposto por Frank et al. (2016).

Os pesos dos critérios e subsistemas propostos por Reis (2018) utilizados na condução do presente trabalho estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Estrutura de preferência proposta por Reis (2018) e utilizada para o processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos

Subsistemas	Peso dos Subsistemas	CRITÉRIOS	Peso dos Critérios
Ambiental	9,6	Eficiência de Remoção de matéria orgânica	10,0
		Eficiência de remoção de nitrogênio	7,0
		Eficiência de remoção de fósforo	7,3
		Eficiência de remoção de coliformes	8,7
Tecnológico	8,3	Demanda por Área de Implantação	8,0
		Requisitos de energia	6,3
		Quantidade de lodo a ser tratado	7,0
		Quantidade de lodo a ser disposto	7,7
		Custo de implantação	5,7
		Custo de operação	6,7
Operação	7,0	Capacidade de resistência à variações de vazão	6,0
		Capacidade de resistência à variações das características do afluente	6,0
		Capacidade de resistência à constituintes tóxicos	6,0
		Confiabilidade	6,0
		Simplicidade Operacional	3,3
Social	6,0	Interferência decorrente da geração de Odor	6,7
		Interferência decorrente da Geração de Ruído	4,7
		Interferência decorrente da Geração de Aerossóis	2,7
		Possibilidade de atração de Insetos	2,3

Fonte: Reis (2018)

Na Tabela 5 são apresentadas as características operacionais (eficiências médias de remoção de matéria orgânica, nutriente e coliformes termotolerantes, potência demandada para aeração, demanda por área, custos de implantação e operação, volumes de lodo) e qualitativas (confiabilidade, simplicidade de operação e manutenção, capacidade de resistência a variações do efluente e cargas de choque, possibilidade de geração de odor, ruído, aerossóis e a possibilidade de atração de insetos) para cada uma das tecnologias de tratamento de esgoto analisadas na presente tese. As referidas características foram originalmente sumarizadas por Reis (2018) e aplicadas no desenvolvimento do framework.

Tabela 5 - Tecnologias de tratamento de esgotos e suas características operacionais e qualitativas

Tecnologias de tratamento de esgoto	Eficiência Média de Remoção				Potência para aeração (kWh/hab.ano)	Demanda de área (m ² /hab)	Custos		Volume de Lodo		Confiabilidade	Simplicidade Operação e Manutenção	Capacidade de resistência a variações do efluente e cargas de choque			Menor possibilidade de problemas ambientais			
	DBO ₅ (%)	N total (%)	P total (%)	Coliformes (unid. log)			Implantação (R\$/hab)	Operação e Manutenção (R\$/hab.ano)	Lodo líquido a ser tratado (L/hab.ano)	Lodo desidratado a ser disposto (L/hab.ano)			Va-zão	Quali-dade	Tóxi-cos	Maus Odo-res	Ruí-dos	Ae-ros-sóis	Insetos e Ver-mes
A1	32.5	30	35	1	0	0.04	40	2	235	25	4	3	4	5	4	2	4	5	3
A2	32.5	30	35	1	0	0.03	40	2	530	27.5	4	3	4	5	4	2	4	5	3
A3	62.5	30	90	1	0	0.05	52.5	11.25	1615	75	4	3	4	5	4	3	4	5	3
A4	80	60	35	1.5	0	3	60	3	62.5	22.5	4	5	4	4	3	3	5	5	2
A5	80	60	35	1.5	0	2.25	52.5	3	107.5	40	4	5	4	4	3	1	5	5	2
A6	80	30	35	1.5	14.5	0.38	70	7	125	18.5	4	4	4	4	3	4	1	1	3
A7	80	30	35	1.5	19	0.3	70	7	207.5	22.5	3	3	3	4	3	3	1	1	2
A8	82.5	65	50	4	0	4	75	3.75	107.5	40	4	5	4	4	3	3	5	5	2
A9	82.5	90	60	3.5	1	2.75	70	4.75	107.5	40	4	3	4	4	3	3	2	2	2
A10	87.5	60	35	3.5	0	2.45	70	4.75	125	47.5	4	3	4	4	3	3	5	5	2
A11	94.5	75	85	4	0	30	40	2	0	0	4	4	4	4	4	2	5	3	2
A12	91.5	65	50	4.5	0	3.5	50	2.5	0	0	4	4	4	4	4	2	5	5	2
A13	85	65	35	2.5	0	2.75	60	3	0	0	4	5	4	4	3	2	5	3	2
A14	85	60	35	3.5	0	3	65	3.25	0	0	4	5	4	4	3	2	5	5	2
A15	82.5	60	35	1.5	0	0.28	105	8	590	37.5	3	4	3	3	2	2	4	5	4
A16	67.5	60	35	1	0	0.07	40	3	145	22.5	3	4	2	2	2	2	4	5	4
A17	88	60	35	1.5	17	0.14	90	9.5	290	37.5	4	1	2	2	2	2	1	3	4
A18	88	60	35	1.5	17	0.1	82.5	9.5	290	35	4	2	2	2	2	2	2	5	4
A19	81	60	35	1.5	0	0.1	57.5	4.5	225	30	3	4	2	2	2	2	4	5	4
A20	86.5	60	35	1.5	0	0.15	75	6.25	290	35	4	3	4	5	4	2	4	5	3
A21	82	65	50	4	0	2	60	5.75	200	22.5	4	3	2	2	2	2	4	4	3
A22	80	30	35	1.5	3.5	0.23	65	7	225	32.5	4	5	2	2	2	2	5	5	2
A23	80	30	35	1.5	6	0.2	65	7	225	32.5	4	4	2	2	2	2	1	1	3
A24	83.5	65	35	2.5	0	2.25	65	6	145	22.5	3	3	2	2	2	2	1	1	2
A25	89	60	35	1.5	22	0.19	130	15	2050	62.5	4	5	2	2	2	2	5	3	2
A26	93.5	60	35	1.5	27.5	0.19	105	15	1600	72.5	4	1	3	3	2	4	1	3	4
A27	93.5	60	35	1.5	27.5	0.19	105	15	1600	72.5	4	2	4	4	3	5	1	3	4
A28	89	75	35	1.5	18.5	0.19	140	16	2050	62.5	4	3	4	4	3	3	1	3	4
A29	89	75	81.5	1.5	18.5	0.19	160	20	2050	62.5	4	1	3	3	2	4	1	3	4
A30	95.5	60	55	4	22	0.23	160	20	2150	70	4	1	3	3	2	4	1	3	4
A31	89	60	35	1.5	0	0.23	135	12.5	730	57.5	4	1	3	3	2	4	1	3	4
A32	85	60	35	1.5	0	0.19	135	12.5	1200	57.5	4	3	3	2	2	4	4	4	2
A33	91.5	60	35	1.5	22	0.13	95	11.5	2050	62.5	4	3	4	3	3	4	4	4	3
A34	91.5	60	35	1.5	0	0.15	135	12.5	915	47.5	4	2	3	3	2	5	2	5	4

Fonte: Reis (2018)

O Framework proposto por Frank et al. (2016) é baseado numa transformação de escala Curva-S para padronizar os indicadores e foi aplicado com auxílio do emprego da Teoria da Utilidade Multiatributo. O Framework utilizado nessa tese está apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 - Framework proposto para o ranking dos sistemas de tratamento de esgotos

Subsistemas Sociotécnicos	Critérios	Peso dos subsistemas sociotécnicos	Peso dos critérios	Pontuação do índice dos critérios das tecnologias de tratamento de esgotos			
				A1	A2	...	Aj
C ₁	I ₁	WC ₁	w ₁	r ["] A ₁₁	r ["] A ₂₁	...	r ["] A _{j1}
	

C ₂	...	WC ₂
	
	
...
C _k	...	WC _k
	
	I _i		w _i	r ["] A _{1ji}	r ["] A _{2ji}	...	r ["] A _{ji}
		$\sum WC_k = 1$	$\sum W_i = k$	IA1	IA2	...	ISi

Fonte: Frank et al. (2016)

No Framework apresentado por meio da Tabela 6, a primeira coluna refere-se aos subsistemas sociotécnicos definidos para a condução da presente tese (Ambiental, Tecnológico, Operação, Social). A segunda coluna relaciona os critérios associados a cada um dos subsistemas sociotécnicos. Conforme indicado por Reis (2018), os critérios e os subsistemas sociotécnicos descritos nas fases anteriores, foram validados e valorados, com os pesos correspondentes dispostos nas colunas três e quatro. Os referidos critérios e subsistemas poderão ser eventualmente revistos, em decorrência das informações reunidas a partir das atividades sumarizadas no item 5.2 (Análise e interpretação do problema).

Não foi necessário fazer nenhum tipo de normatização dos critérios selecionados, visto que, as tecnologias de tratamento de esgotos devem tratar o mesmo volume de esgotos gerados individualmente em cada ponto de disposição final de efluente, independente da tecnologia que eventualmente venha a ser implantada.

As variáveis $r^{\prime\prime}A_{ji}$ têm como propósito tornar adimensionais os valores obtidos para os critérios selecionados (FRANK et al., 2016). Para isto, Reis (2018) aplicou a função da Curva-S, com limites inferiores e superiores definidos, conforme a equação 19 para Curva-S invertida e equação 20 para Curva-S normal.

$$r^{\prime\prime}A_{ji} = e^{-\left[\frac{L+\text{critério}}{\theta}\right]^{\gamma}} \quad (19)$$

$$r^{\prime\prime}A_{ji} = 1 - e^{-\left[\frac{L+\text{critério}}{\theta}\right]^{\gamma}} \quad (20)$$

Nas equações 19 e 20 $r^{\prime\prime}A_{ji}$ possui intervalo de escala entre 0 e 1. O parâmetro de referência L assumiu valor nulo para os critérios identificados como “Limitação”, enquanto que para aqueles critérios identificados como “Benefícios”, o parâmetro L assumiu o valor máximo dentre os possíveis valores associados a este subconjunto de critérios.

Os parâmetros de forma γ e de amplitude θ são parâmetros da Curva-S utilizada para a transformação (FRANK et al., 2013). A determinação desses parâmetros foi conduzida com emprego das equações 21 e 22, e equações 21 e 23 (Curva-S normal).

$$\gamma = \frac{\ln\left(\frac{\ln(0,1)}{\ln(0,9)}\right)}{\ln\left(\frac{L + \text{critério}_{\text{máx}}}{L + \text{critério}_{\text{min}}}\right)} \quad (21)$$

$$\theta = \frac{\text{critério}_{\text{min}}}{(-\ln(0,9))^{1/\gamma}} \quad (22)$$

$$\theta = \frac{L + \text{critério}_{\text{máx}}}{(-\ln(0,1))^{1/\gamma}} \quad (23)$$

Seguindo o Framework apresentado na Tabela 4 foi calculado o Índice Sociotécnico (ISi) a partir da equação 24.

$$\text{ISi} = \sum_{i=1}^l \sum_{j=1}^m \sum_{k=1}^n w_{C_k} \times w_i \times r'' A_{ji} \quad (24)$$

Na equação 24, ISi representa o Índice Sociotécnico resultante da consolidação dos critérios das tecnologias A_j , em que w_i é o peso obtido para o critério i , w_{C_k} é o peso atribuído para o subsistema sociotécnico k e $r'' A_{ji}$ representa o valor normalizado do critério i para a tecnologia A_j . O valor obtido para o Índice Sociotécnico permitiu estabelecer o ranking dos sistemas de tratamento de esgotos.

Sendo assim, o ranking das tecnologias de tratamento de esgoto aplicáveis a determinada localidade foi obtida por meio do valor obtido para o Índice Sociotécnico de cada uma das tecnologias estudadas. Quanto maior o valor alcançado pelo Índice Sociotécnico, maior a preferência pelo correspondente sistema de tratamento de esgoto. As 34 (trinta e quatro) tecnologias de tratamento de esgotos identificadas na literatura técnica corrente e estudadas no presente trabalho foram apresentadas na Tabela 3.

6.2 DESENVOLVIMENTO DO SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO (SSD)

Segundo Porto e Porto (2008), SSD's são instrumentos eficientes para auxiliar os grupos de tomada de decisões. Nesses grupos, as diferenças de ponto de vista e interesses dos participantes costumam dificultar, e algumas vezes impossibilitar, a escolha das melhores ações. Isso se torna ainda mais complexo quando considerada a realidade de uma bacia hidrográfica, uma vez que envolve a administração pública de diferentes municípios, órgãos de saneamento e todos os usuários dos recursos hídricos. Nesse ambiente de complexidade, interesses divergentes e até mesmo de valores e ideais distintos, é que os Sistemas de Suporte a Decisões encontram as maiores possibilidades de realização de seus objetivos.

O SSD desenvolvido possui quatro diferentes componentes: **a)** Módulo de Diálogo; **b)** o Base de dados (dados de entrada da bacia hidrográfica); **c)** Base de Modelos (QUAL-UFMG, AG e MAUT); **d)** Base de conhecimentos. A Figura 1 apresentou o esquematicamente o SSD a ser desenvolvido.

A Base de Dados contém todas as informações necessárias para alimentação dos modelos a serem empregados no SSD. No SSD proposto, a Base de Dados é composta por duas planilhas desenvolvidas no ambiente da planilha eletrônica Microsoft Excel, nas quais o usuário adicionará informações necessárias à caracterização e gerenciamento da bacia hidrográfica.

A Base de Conhecimentos contém as informações que forem impossíveis de serem inseridas na Base de Dados, mas indispensáveis para aplicação do SSD. Geralmente essas informações são referentes à experiência do tomador de decisão e disposições de normas e regulamentos.

A base de modelos, por sua vez, agrupa todos os modelos que conformam o SSD, ou seja, o modelo de qualidade de água desenvolvido, a técnica de otimização (AG), os

modelos de otimização implementados/desenvolvidos e o método de análise multicritério (MAUT).

A Base de Modelos está em constante comunicação com a Base de Dados, solicitando e recebendo informações necessárias para apropriação de mínimas eficiências de remoção e estabelecimento do ranking de tecnologias de tratamento de esgoto para a realidade da bacia hidrográfica sob análise.

O módulo diálogo nada mais é que a interface com o usuário. Esse módulo é o responsável pela comunicação entre o(s) tomador(es) de decisões e os demais elementos que conformam o SSD (base de dados e base de modelos). Adicionalmente, o Módulo de Diálogo permite ao usuário acesso a janela “ajuda”, funcionalidade do sistema que contém todas as informações necessárias para a manipulação do SSD.

O SSD traz a ainda a funcionalidade de seleção de tecnologias de tratamento de esgoto a partir de parâmetros pré-estabelecidos pelo usuário, ou seja, permite a escolha da tecnologia de tratamento de esgoto para determinada localidade considerando a eficiência de tratamento de esgoto associada a um parâmetro de qualidade de água ou das eficiências referentes à remoção de quaisquer combinações de parâmetro de qualidade de água.

Capítulo 7

APLICAÇÃO DO SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO

7.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Benevente (Figura 3) constituiu área de estudo para a aplicação do SSD objeto de desenvolvimento. A bacia está localizada no sul do estado do Espírito Santo, possui área de drenagem 1091,5 Km², abrange em sua totalidade o município de Alfredo Chaves e, parcialmente, os municípios de Anchieta, Marechal Floriano, Guarapari e Iconha, todos pertencentes ao estado do Espírito Santo. O rio Benevente, principal curso d'água da bacia, possui 81,5 Km de extensão.

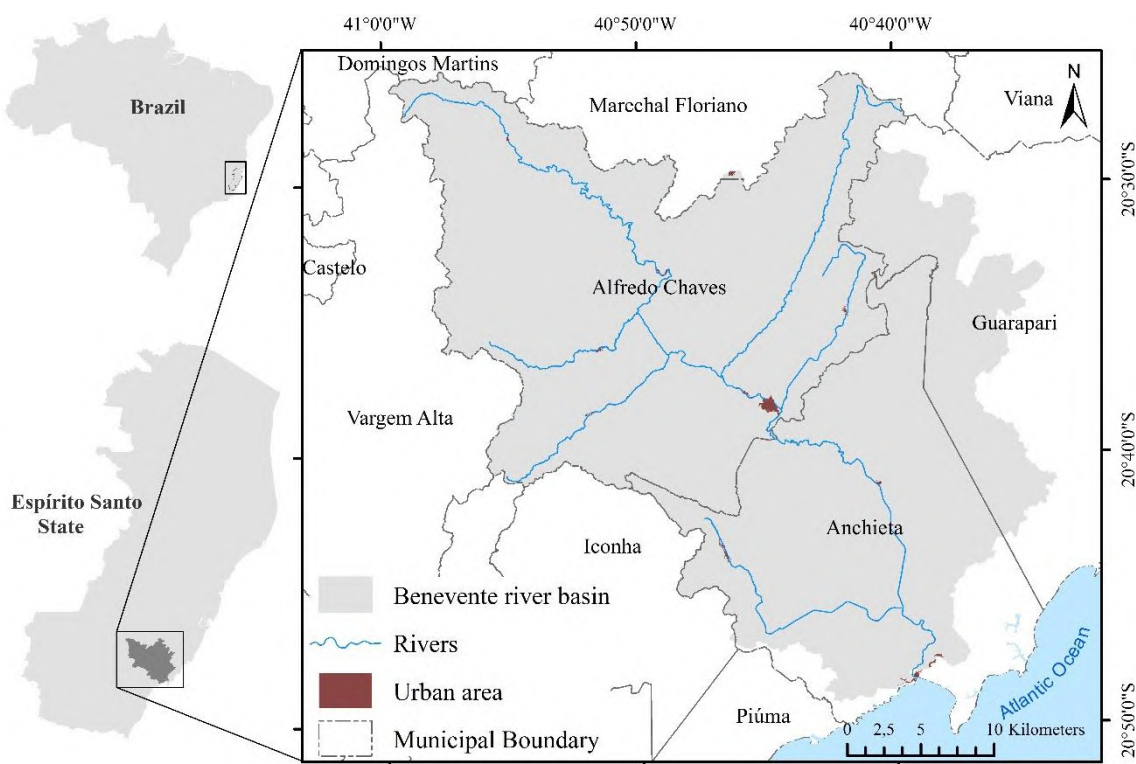


Figura 3 – Bacia hidrográfica do rio Benevente.

A bacia hidrográfica apresenta variações nos valores registrados para precipitações. Nas cabeceiras do rio Benevente os totais anuais precipitados médios variam entre 1860 e 2020 mm. Já nas proximidades da foz os totais anuais precipitados são um pouco menores, variando entre 1160 e 1300 mm (IEMA, 2013). Apresenta apenas dois tipos climáticos: tropical úmido típico nas faixas litorâneas e, nas regiões mais elevadas, o tropical úmido de altitude, ambos apresentando estação chuvosa no verão e seca no inverno (VERVLOET; ROSS, 2013).

O sistema hídrico objeto de aplicação do SSD é composto pelo rio Benevente e diferentes contribuições pontuais e distribuídas (Figura 4). As fontes pontuais são constituídas pelos principais tributários do rio Benevente (rio Santa Maria, ribeirão São Joaquim, rio Batatal, rio Caco do Pote e rio Alto Pongal) e os efluentes domésticos de nove núcleos urbanos situados na bacia (Urânia, Matilde, Crubixá, Ibitiruí, Alfredo Chaves, Aparecida, Sagrada Família, Jabaquara e Alto Pongal). As fontes distribuídas são compostas pelas contribuições da população rural da bacia e foram apresentadas de forma incremental ao longo dos trechos simulados (RODRIGUES, 2018).

O trecho de simulação considerado possui 74km de extensão e abrangeu a porção do rio Benevente desde a sua nascente até a confluência com o rio Pongal. Segundo Rodrigues (2018), o trecho final do rio Benevente com 7,5km de extensão pode apresentar água salobra ou salina. Em função desse aspecto, não foi realizada a modelagem da porção final do rio Benevente.

Cabe destacar que o Conselho Estadual de Recursos Hídricos do estado do Espírito Santo (CERH-ES), por meio da Resolução nº 05, de 17 de junho de 2015, homologou o enquadramento dos corpos de água apresentado pelo Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Benevente (ESPÍRITO SANTO, 2015b). A proposta de enquadramento aprovada foi elaborada pela Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH) por meio da contratação da empresa Lume Estratégia Ambiental Ltda. Na Figura 4 é apresentado diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio Benevente, incluindo-se os principais cursos d'água e pontos de disposição final de efluentes.

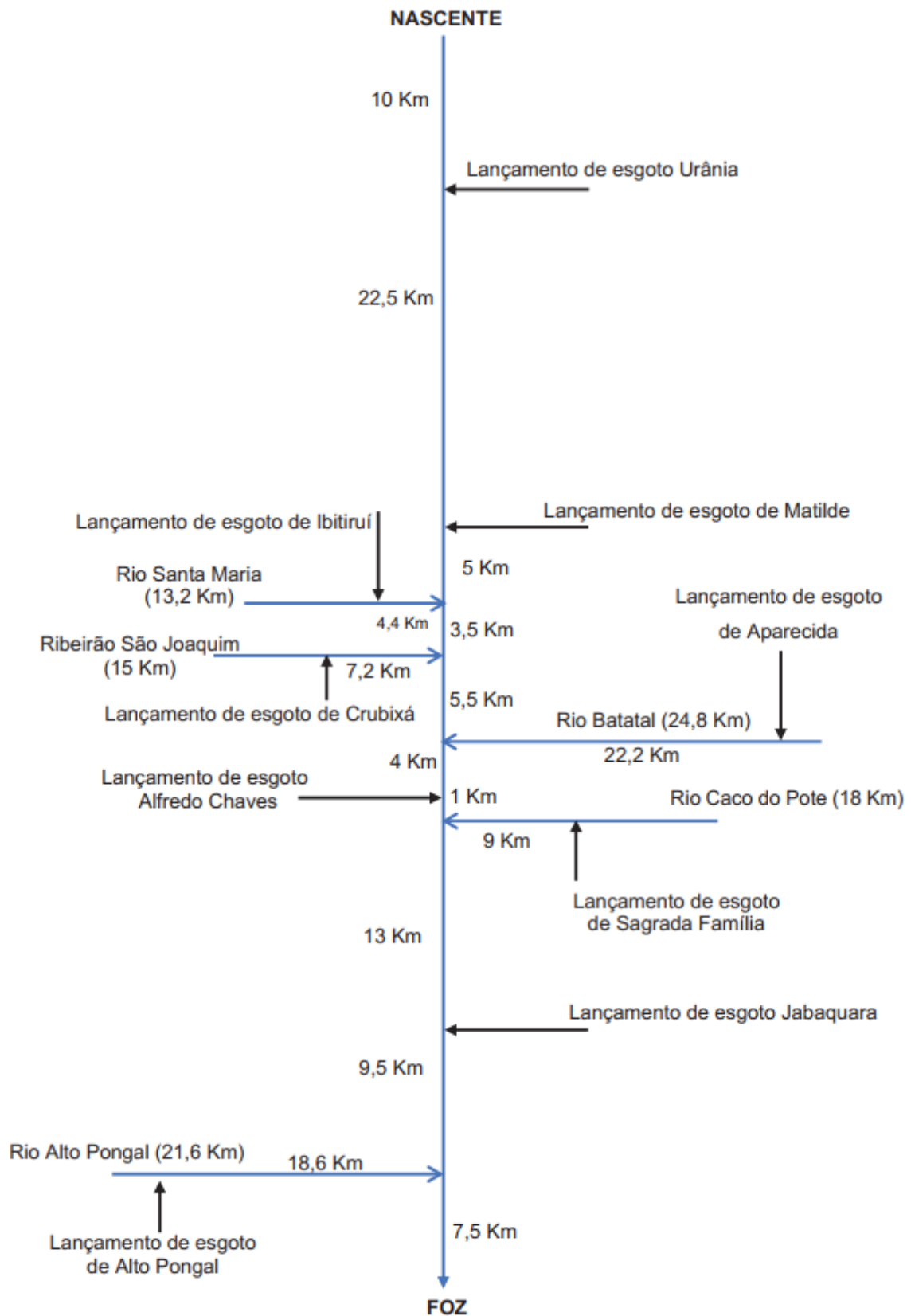


Figura 4 - Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio Benevente

As variáveis hidrodinâmicas e constantes cinéticas adotadas no estudo foram obtidas a partir de LUME (2014) e Rodrigues (2018).

Conforme Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) Nº 005, de 14 de dezembro de 2018, a vazão Q_{90} é a vazão de referência para concessão de outorga no estado do Espírito Santo. Sendo assim, no presente trabalho, foi utilizado a referida vazão na foz do rio Benevente, que assumiu o valor aproximado de $7,62 \text{ m}^3/\text{s}$ e esse valor foi dividido pela extensão total dos cursos d'água modelados. A vazão Q_{90} utilizada foi apropriada por Rodrigues (2018), por meio da regionalização da curva de permanência de vazões pelo uso do Método da Curva Exponencial.

Além disso, foram assumidos os valores reunidos na Tabela 7 referentes à altitude média das áreas de contribuição dos cursos d'água modelados, concentração de saturação de OD e temperatura, obtidos do trabalho de Lume (2014).

Tabela 7 - Altitude média, concentrações de saturação de oxigênio e temperatura adotadas para os cursos d'água da bacia do rio Benevente

Curso d'água	Altitude (m)	Concentração de Saturação de OD (mg/L)	Temperatura (°C)
Rio Benevente	1132	7,41	23,5
Rio Santa Maria	600	7,81	24,0
Ribeirão São Joaquim	429	7,96	24,0
Rio Batatal	600	7,51	26,0
Rio Caco do Pote	750	7,60	24,5
Rio Pongal	260	8,26	23,0

Fonte: Adaptado de LUME (2014).

Os coeficientes de remoção de DBO como o coeficiente de desoxigenação (K_1), coeficiente de decomposição da DBO (K_d) e coeficiente de sedimentação (K_s) adotados para cada curso d'água modelado estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Coeficientes de remoção de DBO adotados para os cursos d'água da bacia do rio Benevente

Curso d'água	Coeficiente de desoxigenação K_1 (1/dia)	Coeficiente de decomposição da DBO K_d (1/dia)	Coeficiente de sedimentação K_s (1/dia)
Rio Benevente	0,10	0,1	0
Rio Santa Maria	0,20	0,2	0
Ribeirão São Joaquim	0,40	0,7	0,2
Rio Batatal	0,40	0,7	0,2
Rio Caco do Pote	0,40	0,7	0,2
Rio Pongal	0,40	0,7	0,2

Fonte: Adaptado de LUME (2014).

O cálculo do coeficiente de reaeração (K_2) baseou-se nas equações apresentadas por O'Connor e Dobbins (1958), reproduzindo-se o que foi proposto por LUME (2014) e Rodrigues (2018). Além disso, as características hidráulicas dos cursos d'água foram estabelecidas seguindo as equações de velocidade e profundidade em função da vazão, propostas por LUME (2014). A equação 25 apresenta a expressão empregada para apropriação da velocidade e a equação 26, por sua vez, a fórmula empregada para apropriação da profundidade.

$$v = a * Q^b \quad (25)$$

$$H = c * Q^d \quad (26)$$

Nas equações 25 e 26:

- v : velocidade (m/s);
- a, b, c e d : coeficientes;
- Q : vazão do curso d'água (m^3/s);
- H : profundidade (m).

As vazões médias dos efluentes domésticos gerados nos distritos da bacia do rio Benevente pela população urbana foram estimadas conforme equação 27, proposta por Von Sperling (1996).

$$Q = P * QPC * R \quad (27)$$

Na equação 27:

- Q: vazão média de efluentes domésticos (l/d);
- P: população (hab);
- QPC: quota per capita (l/hab.dia);
- R: coeficiente de retorno esgoto/água.

A população urbana adotada considerou a projeção populacional para 2050 (horizonte de 30 anos) e o crescimento populacional foi estimado conforme o Método Geométrico (equação 28).

$$P_t = P_0 * (1 + i)^{(t - t_0)} \quad (28)$$

Na equação 28:

- P_t : População estimada no ano t (hab);
- P_0 : População estimada no ano t_0 (hab);
- i: taxa de crescimento geométrica.

A população no ano t_0 , corresponde a população do ano de 2010, e foi obtida por meio do Censo Demográfico 2010 realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). A taxa de crescimento geométrica utilizada foi baseada no crescimento populacional de 2000 a 2010.

Foi adotada a QPC de 196 l/hab.dia para o distrito de Alfredo Chaves e 125 l/hab.dia para os demais distritos, de acordo com o que foi recomendado por LUME (2014) e Rodrigues (2018).

O coeficiente de retorno, que consiste na relação entre o volume de esgotos recebido na rede coletora e o volume de água fornecido à população, usualmente assume valores na faixa de 0,5 a 0,9, variando conforme as condições locais (TSUTIYA; ALÉM SOBRINHO, 2011). O coeficiente de retorno adotado foi de 0,8, conforme recomendado pela NBR 9649:1986 em casos onde não existem dados locais comprovados oriundos de pesquisas (ABNT, 1986).

As cargas dos efluentes domésticos referente a população urbana foram estimadas por meio da equação 29, em função da vazão e concentração, apresentada por Von Sperling (1996).

$$C_g = C * Q \quad 29$$

Na equação 29:

- C_g : carga dos efluentes domésticos (kg/dia);
- C : concentração do poluente (kg/m³);
- Q : vazão média dos efluentes domésticos (m³/dia).

Segundo Von Sperling (1996), a faixa de valores para concentração de matéria orgânica, representada pelo parâmetro DBO, para esgotos domésticos brutos varia de 200 a 500 mg/l. Dessa forma, em uma perspectiva conservadora, a concentração de DBO adotada foi de 500 mg/l. A concentração de OD, por sua vez, foi considerada nula para todos os lançamentos. As demais concentrações para o esgoto bruto, obtidas a partir de LUME (2014) e Rodrigues (2018), foram:

- Norg: 20 mg/L;
- Nanon: 30 mg/L;
- Nitrito: 0 mg/L;
- Nitrato: 0 mg/L;
- Porg: 4 mg/L;
- Pinorg: 10 mg/L;
- Coliformes termotolerantes do rio Benevente: 107 NMP/100ml;
- Coliformes termotolerantes dos tributários: 106 NMP/100ml.

Foram considerados que todos os distritos possuem 100% de atendimento para o serviço de coleta de esgoto, e que as concentrações e cargas dos efluentes domésticos alcançam os cursos d'água na bacia do rio Benevente sem qualquer tipo de tratamento. A referida metodologia foi implementada a fim de pressionar a bacia hidrográfica na seleção das tecnologias de tratamento de esgoto.

Os dados populacionais, as vazões de efluentes e cargas brutas associados à bacia hidrográfica do rio Benevente estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Cargas de efluentes domésticos gerados pela população urbana da bacia hidrográfica do rio Benevente

Núcleo Populacional	Número de Habitantes*	Vazão efluente (L/d)	DBO (kg/d)	Amônia (kg/d)	Nitrogênio Orgânico (kg/d)	Fósforo Total (kg/d)	Coliformes (kg/d)
Urânia	145	14.500	7,25	0,26	0,17	0,08	1.450
Matilde	175	17.500	8,75	0,32	0,21	0,15	1.750
Ibitiruí	285	28.200	14,1	0,51	0,34	0,24	2.820
Crubixá	36	3.600	1,8	0,06	0,04	0,03	360
Aparecida	357	35.700	17,85	0,64	0,43	0,30	3.570
Alfredo Chavez	6320	990.976	495,49	17,84	11,89	8,32	99.097
Sagrada Família	272	27.200	13,6	0,49	0,33	0,23	2.720
Jabaquara	1165	116.500	58,25	2,1	1,40	0,98	11.650
Alto Pongal	1267	126.700	63,35	2,28	1,52	1,06	12.670

*Nota: população urbana estimada para o ano de 2050.

Fonte: Almeida et al. (2021).

7.2 CENÁRIOS DE APLICAÇÃO DO SSD

A aplicação do SSD objeto de desenvolvimento envolve, em linhas gerais, as atividades mostradas no fluxograma apresentado na Figura 5. É relevante o registro de que, como propósito final, para um cenário de simulação, pretende-se estabelecer a hierarquização dos sistemas de tratamento considerados viáveis para uma determinada localidade, viabilidade esta estabelecida na etapa de pré-seleção a partir de eficiências mínimas de remoção de poluentes e das condições de contorno estabelecidas por especificidades locais. O emprego do SSD, como indicado em seções anteriores, permite que o usuário escolha os parâmetros de qualidade de água que deverão conformar a etapa de pré-seleção das opções de tratamento (e que, portanto, serão objetos de simulação do modelo de qualidade de água), a definição da aceitabilidade de sistemas de tratamento mecanizados, de wetlands e de sistemas que envolvam a disposição dos efluentes finais no solo e a estrutura de preferências (conjunto de critérios e pesos correspondentes) que foi empregada para a condução da Análise Multicriterial.

Ainda que todas as aplicações subsequentes do SSD envolvam o emprego da estrutura de preferências estabelecida por Reis (2018), o usuário pode trabalhar com composição diversa de critérios de seleção e pesos.

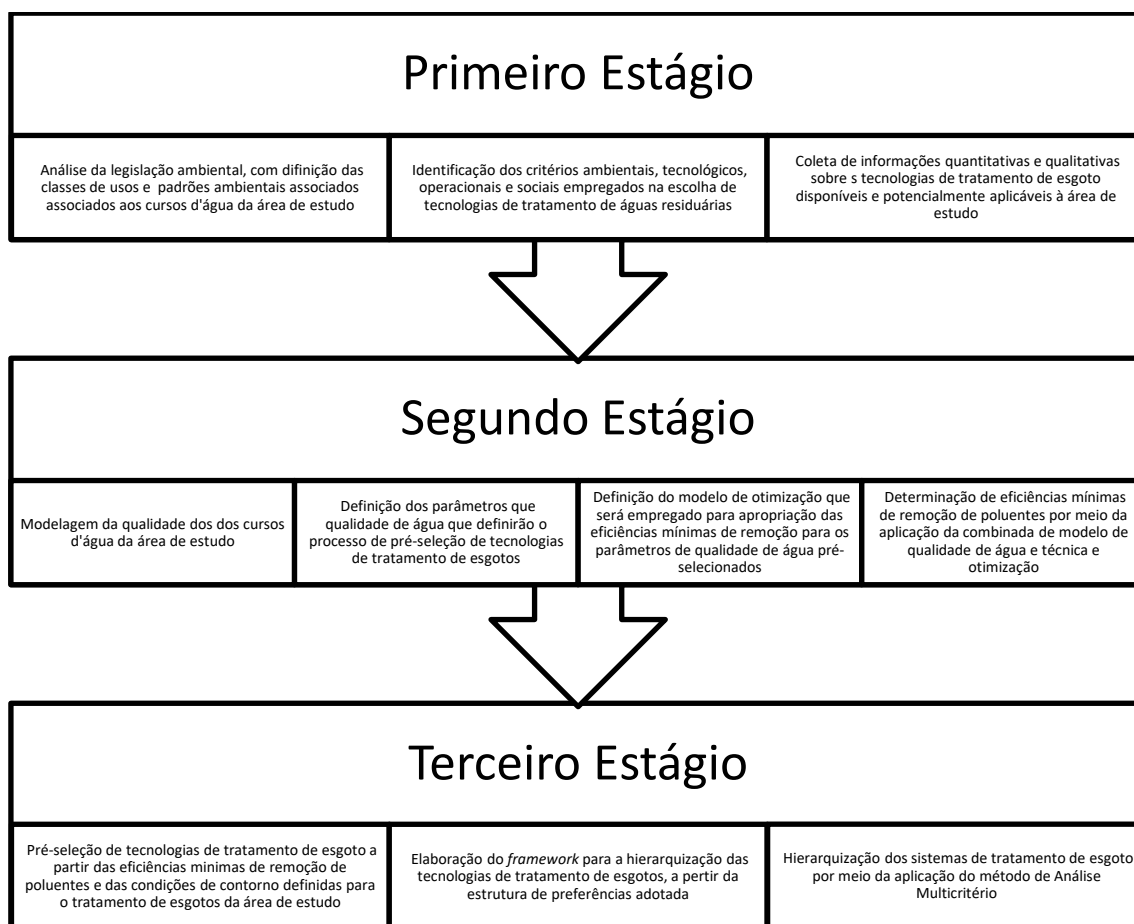


Figura 5 – Etapas para aplicação do SSD proposto

Quatro diferentes cenários foram considerados para demonstração das possibilidades de aplicação do SSD objeto de desenvolvimento. Os cenários divergiram entre si em função dos conjuntos de parâmetros empregados na etapa de pré-seleção dos sistemas de tratamento de esgotos, e da eventual possibilidade de adoção de sistemas de tratamento que envolvessem a disposição de esgotos no solo, de sistemas mecanizados (que demandam maiores cuidados com manutenção, envolvem maiores custos de implantação e estabelecem relevantes consumos de energia) e de *Wetlands*. Neste contexto, os cenários de aplicação do SSD foram assim definidos:

Cenário 1: a pré-seleção dos sistemas de tratamento foi conduzida a partir das eficiências mínimas de remoção de DBO, Amônia, Nitrito, Nitrato, Fósforo e Coliformes Termotolerantes, estimadas a partir de modelo de otimização que tem como função objetivo a minimização do somatório de eficiências de tratamento no âmbito da bacia, sem a incorporação de qualquer medida de equidade. No processo de pré-seleção, não

foram considerados os sistemas de tratamento que envolvessem disposição final no solo e não foi admitido o tratamento por meio de *Wetlands*. Adicionalmente, para localidades com populações inferiores a 1.000 habitantes não foram considerados os sistemas de tratamento de esgoto mecanizados.

No primeiro cenário de aplicação do SSD, o modelo de otimização foi conformado por meio das seguintes restrições: **a)** eficiência mínima para remoção de DBO de 60%, conforme perspectiva estabelecida pela resolução Res nº 430/2011; **b)** imposição de não negatividade para as eficiências mínimas de remoção; **c)** eficiência máxima para remoção de coliformes termotolerantes 99,99%; **d)** eficiência máxima para remoção relativa aos demais poluentes de 90%; **e)** padrões de qualidade para os parâmetros de qualidade estabelecidos para cursos d'água classe 2.

Cenário 2: no segundo cenário, o modelo de otimização empregado utilizou função objetivo com incorporação de medida de equidade, permitindo a avaliação da carga de poluente a montante do lançamento. Neste cenário a pré-seleção dos sistemas de tratamento foi realizada com base no parâmetro DBO. Não foi admitida pré seleção de *wetlands* e de sistemas de tratamento tecnologias com disposição final no solo. Além disso, nas localidades com populações inferiores a 1.000 habitantes, não foram considerados sistemas de tratamento de esgoto mecanizados.

Neste cenário de aplicação do SSD, o modelo de otimização foi conformado a partir do mesmo conjunto de restrições indicadas para o primeiro Cenário de aplicação do SSD.

Cenário 3: neste cenário, a pré-seleção dos sistemas de tratamento foi conduzida a partir das eficiências mínimas de remoção relativa aos parâmetros DBO e coliformes termotolerantes. O modelo de otimização aplicado avaliou a carga de poluente a montante do lançamento, com a incorporação de medida de equidade. No processo de pré-seleção, também não foram considerados *wetlands*, sistemas de tratamento mecanizados e sistemas de tratamento tecnologias com disposição final no solo.

No terceiro cenário de aplicação do SSD, o modelo de otimização envolveu o mesmo conjunto de restrições empregado para os dois primeiros cenários.

Cenário 4: a pré-seleção dos sistemas de tratamento foi conduzida a partir das eficiências mínimas de remoção relativas aos parâmetros DBO, Amônia, Nitrito, Nitrato, Fósforo e Coliformes Termotolerantes, estimadas a partir de modelo de otimização com função objetivo que avalia a carga de poluente a montante do lançamento, com a incorporação de medida de equidade.

No quarto cenário de aplicação do SSD, o processo de pré-seleção considerou todos os sistemas de tratamento de esgoto indicados na Tabela 2. O modelo de otimização foi conformado com a manutenção das restrições associadas à eficiência mínima para remoção de DBO (60%), eficiência máxima para remoção de coliformes termotolerantes (99,99%), eficiência máxima de 90% para remoção relativa aos demais poluentes e obrigatoriedade de manutenção dos padrões de qualidade estabelecidos para cursos d'água classe 2.

Capítulo 8

RESULTADOS

Considerações gerais

A condução da presente tese envolveu a proposição de um modelo de otimização aplicável à apropriação de eficiências de tratamento de esgoto em diferentes pontos de disposição final de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica. O referido modelo deveria permitir a apropriação da eficiência de remoção de DBO, compostos de nitrogênio, compostos de fósforo e coliformes termotolerantes, isoladamente ou em quaisquer combinações.

A estimativa de eficiências de tratamento envolve, invariavelmente, a simulação do processo de autodepuração dos cursos d'água da bacia hidrográfica, processo que permite a atenuação de parte dos poluentes afluentes às ETE's. O modelo de qualidade de água empregado na presente tese reproduziu estruturas conceitual, funcional e computacional do modelo QUAL-UFMG. Para a implementação do modelo foi empregado o *software* Matlab, condição que permitiu a integração com a Metaheurística AG, disponível no *toolbox Optimization* do referido software.

A condução da análise multicritério, buscando hierarquizar as alternativas de tratamento de esgotos pré-selecionadas em função das eficiências mínimas de tratamento envolveu a aplicação do MAUT. Esta etapa do trabalho foi também conduzida no ambiente do *software* Matlab.

O desenvolvimento de um SSD, principal perspectiva da tese, envolveu a integração do modelo de qualidade de água, técnica de otimização e análise multicritério, conformando a base de modelos do sistema. As bases de dados e de conhecimentos, quando integradas à base de modelos, definem a arquitetura do SSD proposto.

Desta forma, estes diferentes aspectos da presente tese definiram a estrutura do capítulo de resultados, onde foram reservadas seções para apresentação do modelo de

qualidade de água, modelo de otimização, arquitetura do SSD e sua aplicação, sob diferentes cenários de teste, para uma bacia hidrográfica.

8.1 Arquitetura do SSD

A arquitetura do SSD desenvolvido envolve a integração de bases de dados, de conhecimento e de modelos, além de um módulo de diálogo que permite a interlocução com decisor (ou grupo de decisores), conforme considerações estabelecidas na seção 6.2 (“Desenvolvimento do Sistema de Suporte à Decisão (SSD)”).

Dois softwares foram utilizados para a construção do SSD: a planilha eletrônica Microsoft Excel, utilizada para **a)** o fornecimento das informações de constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e condições iniciais de qualidade de água, **b)** definição dos parâmetros a serem simulados e estrutura de preferências a ser empregada na análise multicritério e **c)** sumarização dos resultados; e o *software* Matlab, ambiente computacional no qual foram conduzidas as simulações de qualidade de água, pré-seleção de sistemas de tratamento de esgotos e hierarquização das alternativas pré-selecionadas a partir da análise multicritério. Também com auxílio do Matlab foi desenvolvido o módulo de diálogo que, além das funções básicas de controlar a alimentação dos dados e executar as diferentes funcionalidades do SSD de forma integrada, apresenta opção de ajuda ao usuário.

A Figura 6 apresenta a arquitetura do SSD desenvolvido. As Figuras de 7 a 10 ilustram as planilhas desenvolvidas no ambiente da planilha eletrônica Microsoft Excel com o propósito de permitir a inserção dos dados necessários à modelagem de qualidade de água e Análise Multicritério. A Figura 11, por sua vez, apresenta o módulo de diálogo e a opção de ajuda que integra o referido módulo. Relevante o registro de que a execução das diferentes funcionalidades do SSD deve ser precedida pela organização, em planilhas eletrônicas do Microsoft Excel, dos dados de entrada para a modelagem de qualidade de água e indicação das condições de contorno para a pré-seleção dos sis-

temas de tratamento de esgotos e sua subsequente hierarquização. Os resultados decorrentes da aplicação do SSD, particularmente a hierarquização dos sistemas de tratamento por ponto de disposição final de efluentes, são exportados para planilhas eletrônica do Microsoft Excel, tornando simples e versátil a sua manipulação.

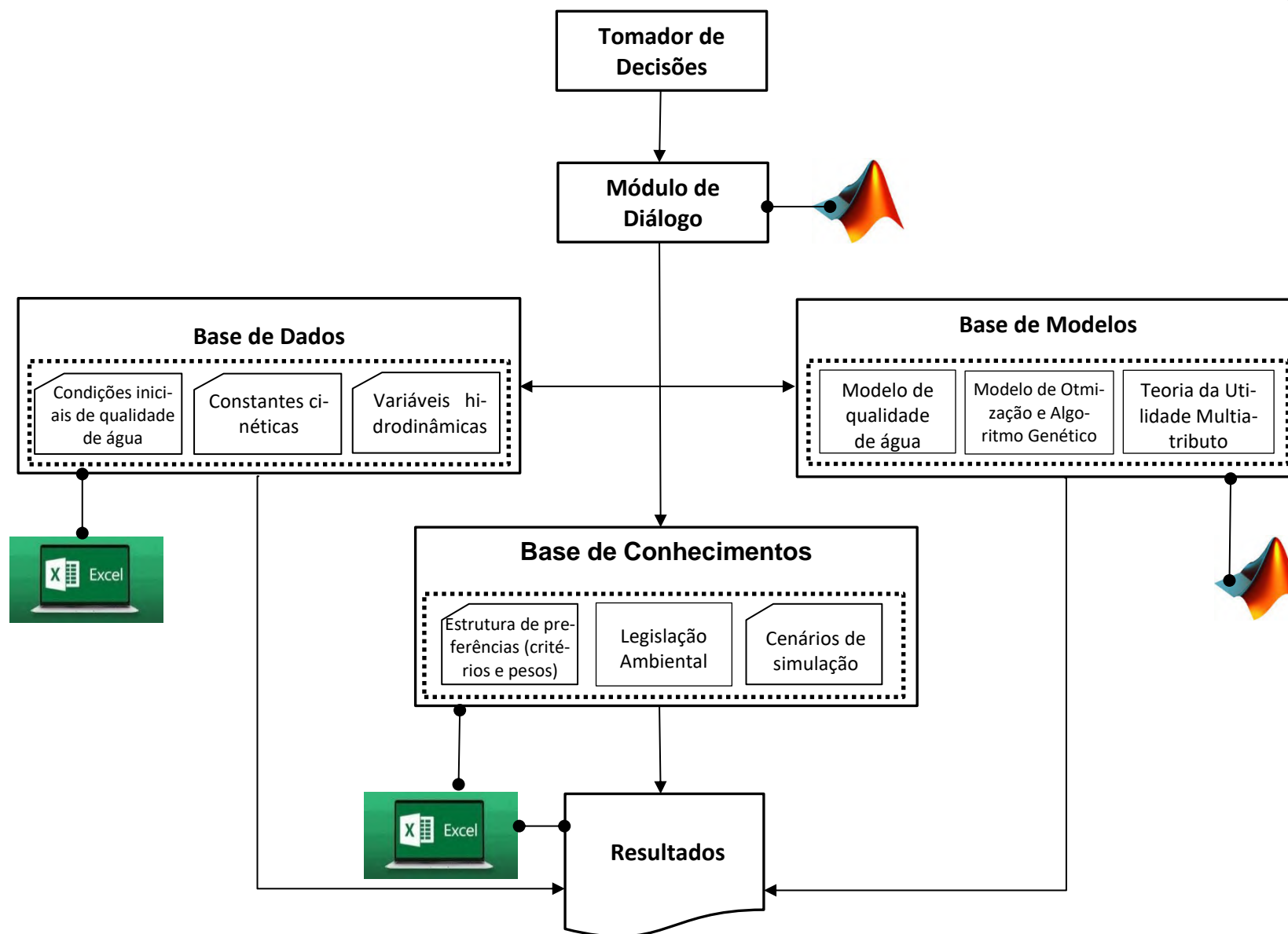


Figura 6 - Arquitetura do SSD desenvolvido

Planilha SSD - Excel (Falha na Ativação do Produto) Ferramentas de Desenho

Arquivo Página Inicial Inserir Layout da Página Fórmulas Dados Revisão Exibir Formatar

Retângulo ...

UFES

Sistema de Suporte à Decisão para Seleção de Sistemas de Tratamento de Esgoto no Âmbito de Bacias Hidrográficas

Laboratório de Modelagem e Otimização em Recursos Hídricos

Modelagem de Qualidade de Água

Análise Multicritério

Arquitetura do SSD

Informações Gerais

Esta planilha, em suas diferentes abas, tem como objetivo estruturar os conjuntos de dados necessários à modelagem matemática da qualidade de água e à condução da Análise Multicritério no Sistema de Suporte à Decisão. Após seu preenchimento, o usuário deve recorrer ao **Módulo de Diálogo**. A planilha apresenta, adicionalmente apresenta a arquitetura do Sistema e apresenta informações gerais que oferecem ajuda para o estendimento básico sobre as diferentes ferramentas que foram integradas para a condução do processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos.

As duas primeiras opções do menu superior devem ser empregadas para o fornecimento de informações necessárias à modelagem de qualidade de água e a Análise Multicritério, respectivamente. A Opção Arquitetura do SSD limita-se a apresentar as diferentes bases que constituem o Sistema e os ambientes computacionais associados a cada uma delas. Em informações gerais, o usuário encontra informações gerais sobre modelo de qualidade de água, técnica metaheurística de otimização e método de Análise Multicritério.

Versão 1.0 - 2023

SSD Modelo de Qualidade de Água Análise Multicritério Arquitetura do SSD Informações Gerais

Figura 7 - Planilha eletrônica para alimentação de dados – Aba de apresentação

Planilha SSD - Excel (Falha na Ativação do Produto)

Arquivo Página Inicial Inserir Layout da Página Fórmulas Dados Revisão Exibir

Normal Visualização da Quebra de Página Layout Modos de Exibição Personalizados Modos de Exibição de Pasta de Trabalho

Régua Barra de Fórmulas Linhas de Grade Títulos

Zoom 100% Zoom na Seleção Nova Janela Organizar Tudo Congelar Painéis



Dividir Ocultar Reexibir

Exibir Lado a Lado Rolagem Sincronizada Redefinir Posição da Janela

Alternar Janelas Macros

A1

A B C D E F G H I J K L M N O

1  **Sistema de Suporte à Decisão para Seleção de Sistemas de Tratamento de Esgoto no Âmbito de Bacias Hidrográficas** 

2

3

4

5

6

7

8 **Informações necessárias para a modelagem da qualidade dos cursos d'água**

9

10

11 Informação importante: o usuário do SSD deverá preencher apenas as células na cor amarela (), observando o padrão numérico indicado em cada uma delas.

12

13

14 Número de cursos d'água objetos de modelagem (indicar rio principal e tributários) 1

15 Vazão de referência da foz da bacia (m³/s) 1,00

16

17 OD na seção de montante de cada curso d'água (mg.L⁻¹) 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00

18 DBO na seção de montante de cada curso d'água (mg.L⁻¹) 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00

19 Nitrogênio orgânico na seção de montante de cada curso d'água (mg.L⁻¹) 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00

20 Amônia na seção de montante de cada curso d'água (mg.L⁻¹) 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00

21 Nitrito na seção de montante de cada curso d'água (mg.L⁻¹) 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00

22 Nitrato na seção de montante de cada curso d'água (mg.L⁻¹) 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00

23 Fósforo orgânico na seção de montante de cada curso d'água (mg.L⁻¹) 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00

24 Fósforo inorgânico na seção de montante de cada curso d'água (mg.L⁻¹) 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00 1,00

25 Coliformes temotolerantes na seção de montante de cada curso d'água (NMP100 mL⁻¹) 1 1 1 1 1 1 1

26 Temperatura de cada curso d'água (°C) 1,0 1,0 1,0 1,0 1,0 1,0 1,0

27 pH de cada curso d'água 1,0 1,0 1,0 1,0 1,0 1,0 1,0

Indique o número de cursos d'água, incluído rio principal e tributários que serão modelados. Inclua novas colunas caso sejam modelados mais de 7 (sete) cursos d'água.

Indique a vazão no exutório da bacia hidrográfrica objeto simulação da qualidade de seus cursos d'água.

Indique as condições de qualidade por cursos d'água para as seções de montante dos trechos modelados. As características do rio principal devem ser inseridas na primeira coluna (Coluna B).

Indique a altitude média e a extensão de cada cursos d'água. As características do rio principal devem ser inseridas na primeira coluna (Coluna B).

Indique os coeficientes de funções potenciais que relacionam velocidade e vazão nos cursos d'água. As características do rio principal devem ser inseridas na primeira coluna (Coluna B).

SSD **Modelo de Qualidade de Água** Análise Multicritério Arquitetura do SSD Informações Gerais

Pronto

Figura 8 - Planilha eletrônica para alimentação de dados – Aba reservada para informações necessárias à modelagem da qualidade de água

Planilha SSD - Excel (Falha na Ativação do Produto)

Arquivo Página Inicial Inserir Layout da Página Fórmulas Dados Revisão Exibir O que você deseja fazer... Compartilhar

Recortar Copiar Pincel de Formatação Área de Transferência Fonte Alinhamento Número

Calibri 10 A A Quebrar Texto Automaticamente Geral

Formatação Condicional Formatar como Tabela Estilos de Célula Inserir Excluir Formatar

AutoSoma Preencher Limpar Classificar e Filtrar Localizar e Selecionar Edição

A24 CRITÉRIOS

Sistema de Suporte à Decisão para Seleção de Sistemas de Tratamento de Esgoto no Âmbito de Bacias Hidrográficas

UFES Laboratório de Modelagem e Otimização em Recursos Hídricos

Informações necessárias para a Análise Multicritério

Informação importante: o usuário do SSD deverá preencher apenas as células na cor amarela (), observando o padrão numérico indicado em cada uma delas.

Indique os nomes das localidades, começando da localidade mais a montante do tributário mais a montante da foz da bacia hidrográfica. As localidades que lançam seus efluentes no rio principal devem ser relacionadas por último, também de montante para jusante. Insira quantas colunas foram necessárias relacionar todas as localidades da bacia.

14	Número de localidades que realizam a disposição final dos esgotos em cursos d'água da bacia	1									
15	Nome das localidades	Localidade 1	Localidade 2	Localidade 3	Localidade 4	Localidade 5	Localidade 6	Localidade 7	Localidade 8	Localidade 9	Localidade 10
16	População (habitantes)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
17	População mínima para a qual serão admitidos sistemas mecanizados (habitantes)	1000									
18	Serão admitidos sistemas de tratamento e disposição final de esgoto no solo?	1									
19	População máxima para a qual serão admitidos sistemas de tratamento e disposição final de esgotos no solo.	1000									
20	Serão admitidos sistemas que envolvam o emprego da tecnologia de Wetlands?	1									
21	Para a determinação de eficiências mínimas de tratamento, empregar modelo de otimização que envolva medida de equidade?	1									
22	SUBSISTEMAS	Ambiental	Tecnológico	Operacional	Social						
23	Peso associado a cada subsistema	1.00	1.00	1.00	1.00						
24	CRITÉRIOS	Eficiência de Remoção de DBO	Eficiência de remoção de nitrogênio	Eficiência de remoção de fósforo	Eficiência de remoção de coliformes	Requisitos de energia	Demanda por Área de Implantação	Custo de implantação	Custo de operação	Quantidade de lodo a ser tratado	Quantidade de lodo a ser disposto
25	Peso associado a cada um dos critérios	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

SSD | Modelo de Qualidade de Água | **Análise Multicritério** | Arquitetura do SSD | Informações Gerais

Pronto 100%

Figura 9 - Planilha eletrônica para alimentação de dados – Aba reservada para informações necessárias à Análise Multicritério

Planilha SSD - Excel (Falha na Ativação do Produto) Ferramentas de Desenho

Arquivo Página Inicial Inserir Layout da Página Fórmulas Dados Revisão Exibir Formatar

Recortar Copiar Pincel de Formatação

Calibri (Corpo) 14 A A

Quebrar Texto Automaticamente

Mesclar e Centralizar

AutoSoma Preencher Limpar

Classificar e Filtrar Localizar e Selecionar

CaixaDeTe...

A B C D E F G H I J K L M N O P Q R S T U V W

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30

Sistema de Suporte à Decisão para Seleção de Sistemas de Tratamento de Esgoto no Âmbito de Bacias Hidrográficas

UFES

Laboratório de Modelagem e Otimização em Recursos Hídricos

Modelo Matemático de Qualidade de Água

Análise Multicritério

Técnica e Modelo de Otimização

Modelo matemático de qualidade da água

O modelo matemático de qualidade de águas para rios, implementado no ambiente computacional do software Matlab, permite simular, em quaisquer combinações, os parâmetros oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, fósforo orgânico e inorgânico e Coliformes Termotolerantes. O modelo foi implementado considerando as estruturas conceitual, funcional e computacional do modelo QUAL-UFMG e envolveu as seguintes simplificações:

- Não foram consideradas algas e todas suas inter-relações com os constituintes de qualidade de água;
- Não foi considerado o efeito da dispersão longitudinal;
- Integração pelo método Euler das equações diferenciais ordinárias que descrevem a variação dos parâmetros de qualidade de água;
- Modelagem de bacias com tributário do tributário do tributário;
- Considerou-se que a fotossíntese e a respiração constituem processos que se anulam quando do balanço das concentrações de oxigênio dissolvido.

Análise Multicritério

A Teoria de Utilidade Multicritério é de fácil aplicação e compreensão, além de permitir que o decisor estruture um problema complexo em uma hierarquia simples e que envolva múltiplos critérios de análise. Para o problema de seleção de tecnologias de tratamento de esgoto, os critérios são qualitativos e quantitativos devendo-se, portanto, padronizá-los e compará-los para avaliar os mais diversos fatores que influenciam na escolha de uma tecnologia de tratamento de esgotos.

A Teoria da Utilidade permite incorporar à seleção as preferências do decisor e seu comportamento em relação ao risco, criando uma escala de utilidade que estabelece para cada consequência um valor. Desta forma, o processo de seleção passa a ser conduzido com base na escala de utilidade, agregando as incertezas inerentes ao processo de tomada de decisão. A Teoria da Utilidade Multiatributo (*MultiAttribute Utility Theory - MAUT*) é derivada da Teoria da Utilidade.

A integração entre modelo matemático de qualidade de água e técnica de otimização, na conformação do SSD,

SSD | Modelo de Qualidade de Água | Análise Multicritério | Arquitetura do SSD | **Informações Gerais**

Pronto

Figura 10 - Planilha eletrônica para alimentação de dados – Aba reservada para informações sobre o SSD



Figura 11 – Módulo de diálogo com o usuário

8.2 Modelo da Qualidade da Água

Por meio da aplicação do modelo de qualidade da água foi possível verificar a capacidade de autodepuração dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente e realizar, de maneira preliminar, uma avaliação dos impactos associados ao lançamento dos efluentes domésticos produzidos na bacia.

Foram obtidas as variações espaciais das concentrações de DBO, OD, Amônia, Fósforo Total e Coliformes, considerando o lançamento de efluentes domésticos brutos gerados pela população urbana estimada para 2050.

Foi considerado que 100% do esgoto produzido pela referida bacia chegaria aos cursos d'água na forma bruta e, para avaliação das condições de qualidade, foram utilizados exclusivamente os padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA

no. 357/2005 para cursos d'água classe 2. Os referidos padrões estão reunidos na Tabela 10.

Tabela 10 - Padrões de qualidade da DBO, OD, nitrogênio total e suas frações (nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (fósforo orgânico e fósforo inorgânico), e coliformes termotolerantes em corpos d'água doce.

Parâmetro	Unidade	Classes de águas doces			
		1	2	3	4
DBO _{5,20}	mg O ₂ /L	3	5	10	-
OD	mg O ₂ /L	6	5	4	2
N amoniacal total (pH≤7,5)	mg N/L	3,7	3,7	13,3	-
N amoniacal total (7,5<pH≤8,0)	mg N/L	2,0	2,0	5,6	-
N amoniacal total (8,0<pH≤8,5)	mg N/L	1,0	1,0	2,2	-
N amoniacal total (pH>8,5)	mg N/L	0,5	0,5	1,0	-
Nitrato	mg N/L	10,0	10,0	10,0	-
Nitrito	mg N/L	1,0	1,0	1,0	-
P total (ambiente lótico e tributário ambiente intermediário)	mg P/L	0,10	0,10	0,15	-
Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	200(*)	1000(*)	(**)	-

(*) Classes 1 e 2: para recreação de contato primário: atender à Resolução CONAMA n° 274/2000 (balneabilidade)

(**) Classe 3: dessedentação de animais criados confinados (1000 NMP/100 mL), recreação de contato secundário (2.500 NMP/100mL), demais usos (4.000 NMP/100 mL)

Fonte: BRASIL (2005)

As figuras de 12 a 16 apresentam, respectivamente, os perfis de concentração de OD, DBO_{5,20}, compostos de nitrogênio, compostos de fósforo e de coliformes termotolerantes simulados para o rio Benevente. Estas figuras constituem exemplos das saídas produzidas a partir do emprego do modelo matemático de qualidade de água. Figuras similares, produzidas para os demais cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente, encontram-se reunidos no Apêndice A.

A partir da análise dos perfis de concentração apresentados a seguir foi possível observar que os cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente demandam a remoção de DBO, Fósforo e/ou Coliformes.

Simulações preliminares de qualidade de água, consideradas as condições de contorno assumidas no presente estudo, indicaram que os cursos d'água da bacia do rio Benevente apresentam, em geral, elevadas capacidades de assimilação de cargas orgânicas, nutrientes e coliformes termotolerantes. Apresentaram-se como exceções os rios

Batatal, Benevente e Pongal. Nas simulações, os rios Batatal e Benevente apresentaram, em parcelas relevantes dos seus cursos, concentrações de coliformes termotolerantes superiores ao padrão de qualidade estabelecidos para cursos d'água classe 2. O rio Pongal, por sua vez, apresentou concentrações de fósforo total, coliformes termotolerantes e de $DBO_{5,20}$ que superam os correspondentes aos padrões de qualidade ambiental.

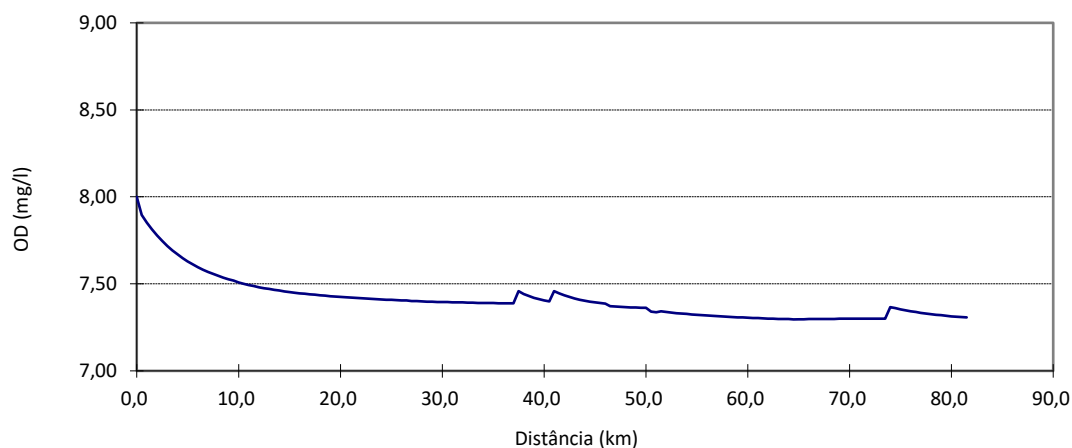


Figura 12 - Apresentação dos perfis de concentração de OD

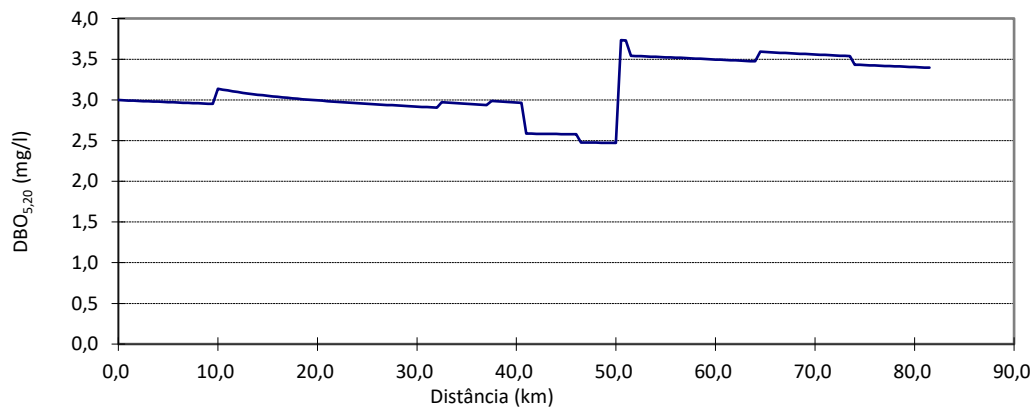


Figura 13 - Apresentação dos perfis de concentração de DBO

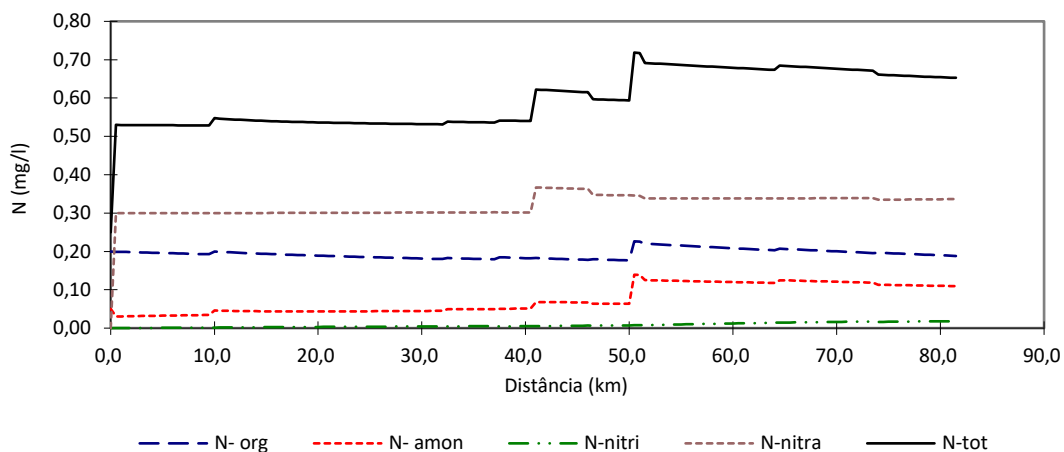


Figura 14 - Apresentação dos perfis de concentração da série nitrogenada

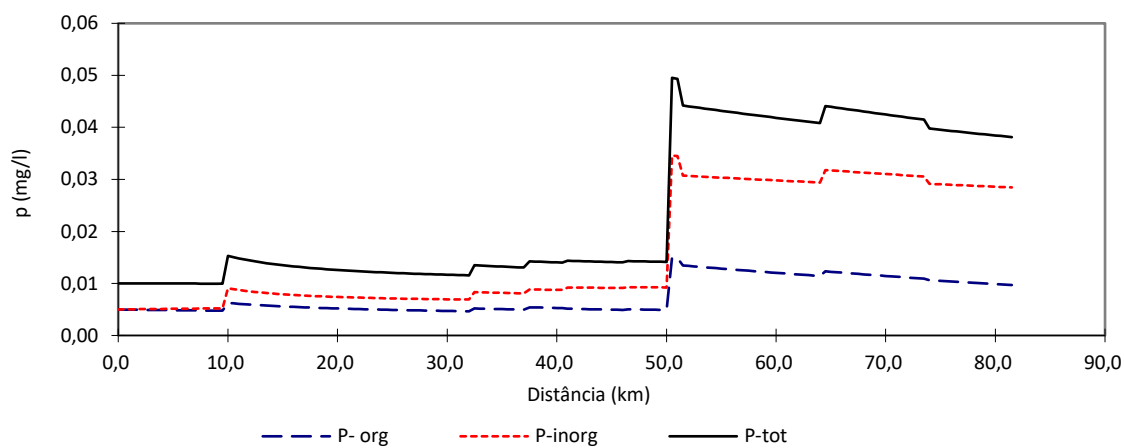


Figura 15 - Apresentação dos perfis de concentração das frações de fósforo

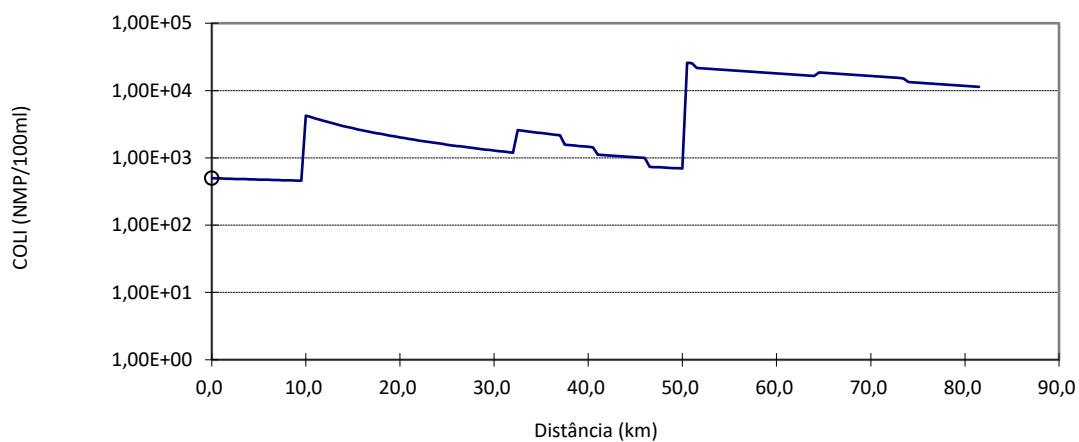


Figura 16 - Apresentação dos perfis de concentração de coliformes

É relevante observar que os perfis de qualidade produzidos a partir do modelo matemático implementado no ambiente computacional do *software* Matlab foram comparados com aqueles produzidos com auxílio do modelo QUAL-UFMG, consideradas idênticas condições de simulação. Apenas após esta análise de equivalência de resultados entre modelos de qualidade de água, o modelo implementado a partir do *software* Matlab foi associado à técnica metaheurística de otimização com o propósito de apropriação das eficiências de tratamento de esgotos, conforme discutido nas seções subsequentes.

8.3 Modelo de Otimização

A apropriação das eficiências mínimas de remoção dos poluentes envolve, nesta tese, a aplicação combinada do modelo de qualidade de água e da técnica metaheurística de otimização AG. A técnica de otimização orienta um processo de busca que demanda, por sua vez, um modelo de otimização estruturado a partir de uma função objetivo e conjunto de restrições.

Os modelos de otimização mais recorrentemente empregados para a determinação de eficiências mínimas de tratamento de esgotos são estabelecidos a partir dos valores de cargas dos efluentes brutos, como ilustram os trabalhos de Albertin (2008), Valory, Reis e Medonça (2016), Santoro, Reis e Mendonça (2016), Fantin, Reis e Mendonça (2017) e Sá et al. (2019). Neste contexto, constitui objetivo da presente tese a proposição e avaliação do desempenho de um modelo de otimização que inclua, além das cargas de poluentes nos efluentes brutos, as cargas nos corpos d'água na seção imediatamente à montante do ponto de disposição final dos efluentes. O modelo proposto, incluindo cargas de efluente e curso d'água, foi conformado por uma função objetivo (equação 30) que busca minimizar uma medida de inequidade entre os diferentes pontos de disposição final de efluentes.

$$\text{minimizar } [f(e)] = \sum_{i=1}^n \sum_{j=i+1}^n \left[\left| \frac{C_{\text{efl bruto}(i)} \cdot C_{\text{rio}(i)}}{E_i} - \frac{C_{\text{efl bruto}(j)} \cdot C_{\text{rio}(j)}}{E_j} \right| \right] \quad 30$$

Na equação 30:

- $C_{\text{efl bruto}(i)}$: carga dos poluentes (em Kg/dia) do i-ésimo ponto de lançamento de efluente;
- $C_{\text{rio}(i)}$: carga do curso d'água (em Kg/dia) do i-ésimo ponto a montante do lançamento de efluente;
- $E_{(i)}$: representa a eficiência do i-ésimo sistema de tratamento de efluente considerado;

De forma a complementar o modelo de otimização proposto, a minimização da função objetivo estabelecida por meio da equação 30 ficará também condicionada aos conjuntos de restrições definidas a partir dos padrões de qualidade definidos para cursos d'água e efluentes e aos valores máximos e mínimos estabelecidos para as eficiências de remoção dos diferentes parâmetros modelados (DBO, compostos nitrogenados, compostos de fósforo e coliformes termotolerantes), conforme esboçado na seção 7.2 ("Cenários de aplicação do SSD").

Para avaliação do desempenho do modelo de otimização estabelecido a partir da função objetivo definido pela equação 30 (simplificadamente indicado deste ponto em diante como **Modelo 4**) serão empregadas curvas de Lorentz e o coeficiente de Gini, consideradas como referências as respostas produzidas pelos modelos de otimização 1, 2 e 3, previamente apresentados na seção 6.1.2 ("Técnica Metaheurística e Determinação do Modelo de Otimização").

Nas tabelas de 11 a 14 são apresentadas as eficiências mínimas de remoção dos diferentes poluentes, apropriadas para cada uma das localidades da bacia hidrográfica do rio Benevente com auxílio dos modelos de otimização anteriormente apresentados – modelos 1, 2, 3 e 4, representados pelas funções objetivo estabelecidas por meio das equações 6, 7, 8 e 16, respectivamente. Relevante o registro que o emprego dos diferentes modelos de otimização nesta etapa do trabalho considerou como restrições os padrões de qualidade de água, as eficiências máximas de tratamento e a imposição de não negatividade para as eficiências apropriadas.

Tabela 11 - Eficiências mínimas de remoção obtidas por meio da aplicação do Modelo de otimização 1

	Urânia	Matilde	Ibitiruí	Crubixá	Aparecida	Alfredo Chaves	Sagrada Família	Jabaquara	Pongal
DBO	88%	84%	20%	86%	19%	85%	80%	25%	28%
NH ₃	69%	86%	49%	60%	10%	86%	83%	29%	61%
P	80%	56%	84%	54%	18%	78%	70%	65%	37%
Coli	89%	89%	12%	86%	88%	89%	13%	24%	27%

Nota: restrições estabelecidas a partir dos padrões de qualidade definidos para cursos d'água classe 2, assumindo-se $\text{pH} \leq 7,5$.

Tabela 12. Eficiências mínimas de remoção obtidas por meio da aplicação do Modelo de otimização 2

	Urânia	Matilde	Ibitiruí	Crubixá	Aparecida	Alfredo Chaves	Sagrada Família	Jabaquara	Pongal
DBO	6%	4%	5%	5%	4%	83%	9%	10%	7%
NH ₃	9%	6%	7%	2%	6%	88%	9%	7%	14%
P	1%	5%	10%	3%	3%	82%	3%	7%	8%
Coli	4%	12%	2%	10%	3%	88%	3%	7%	9%

Nota: restrições estabelecidas a partir dos padrões de qualidade definidos para cursos d'água classe 2, assumindo-se $\text{pH} \leq 7,5$.

Tabela 13 - Eficiências mínimas de remoção obtidas por meio da aplicação do Modelo de otimização 3

	Urânia	Matilde	Ibitiruí	Crubixá	Aparecida	Alfredo Chaves	Sagrada Família	Jabaquara	Pongal
DBO	22%	25%	44%	6%	54%	90%	41%	89%	89%
NH ₃	26%	33%	51%	12%	65%	88%	52%	87%	84%
P	13%	24%	54%	5%	50%	89%	39%	71%	83%
Coli	10%	12%	20%	3%	25%	90%	20%	82%	89%

Nota: restrições estabelecidas a partir dos padrões de qualidade definidos para cursos d'água classe 2, assumindo-se $\text{pH} \leq 7,5$.

Tabela 14 - Eficiências mínimas de remoção obtidas por meio da aplicação do Modelo de otimização 4.

	Urânia	Matilde	Ibitiruí	Crubixá	Aparecida	Alfredo Chaves	Sagrada Família	Jabaquara	Pongal
DBO	11%	11%	34%	4%	71%	89%	18%	84%	44%
NH ₃	23%	13%	40%	18%	86%	87%	40%	88%	59%
P	35%	58%	30%	12%	87%	86%	19%	73%	53%
Coli	33%	13%	1%	3%	89%	90%	2%	90%	87%

Nota: restrições estabelecidas a partir dos padrões de qualidade definidos para cursos d'água classe 2, assumindo-se $\text{pH} \leq 7,5$.

Nas figuras de 17 a 20 são apresentadas as curvas de Lorentz associadas à diferentes parâmetros de qualidade de água (DBO, fósforo total, amônia e coliformes termotolerantes), obtidas a partir das eficiências mínimas de tratamento reunidas nas tabelas de 9 a 12.

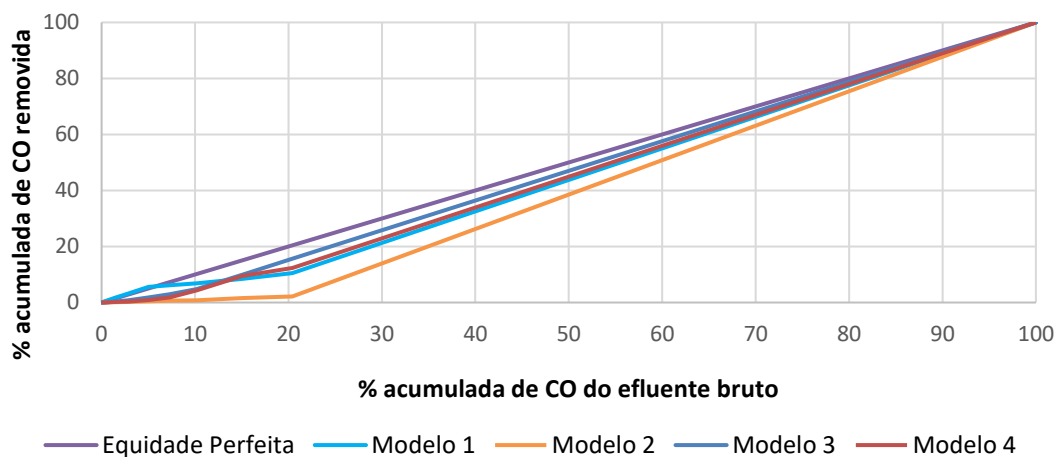


Figura 17 - Curvas de Lorentz definidas a partir dos diferentes modelos de otimização considerados para apropriação de eficiências de remoção de DBO

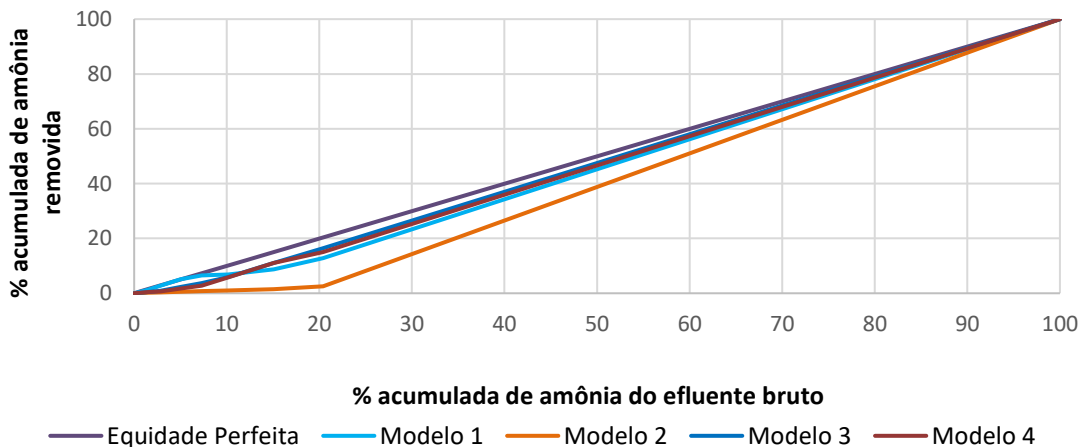


Figura 18 - Curvas de Lorentz definidas a partir dos diferentes modelos de otimização considerados para apropriação de eficiências de remoção de Amônia

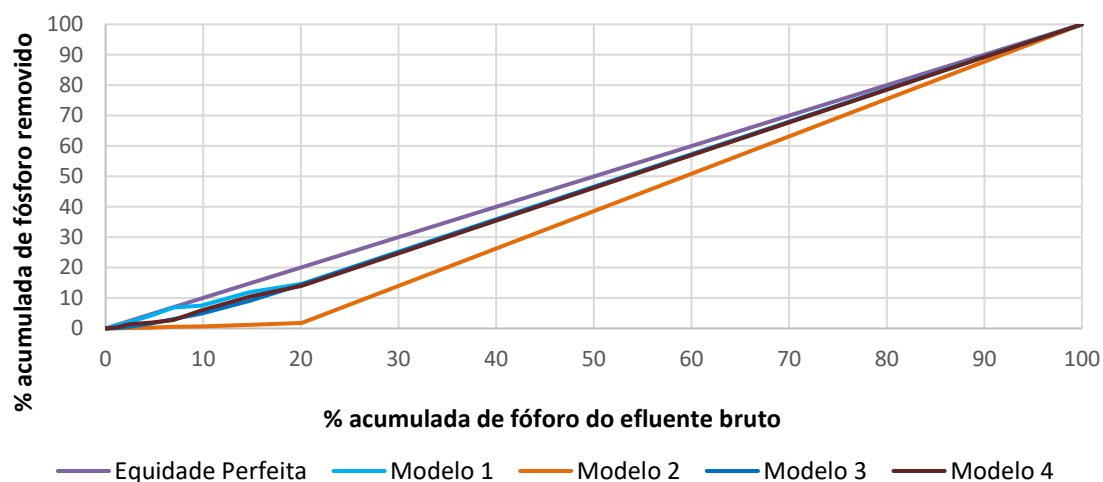


Figura 19 Curvas de Lorentz definidas a partir dos diferentes modelos de otimização considerados para apropriação de eficiências de remoção de Fósforo Total

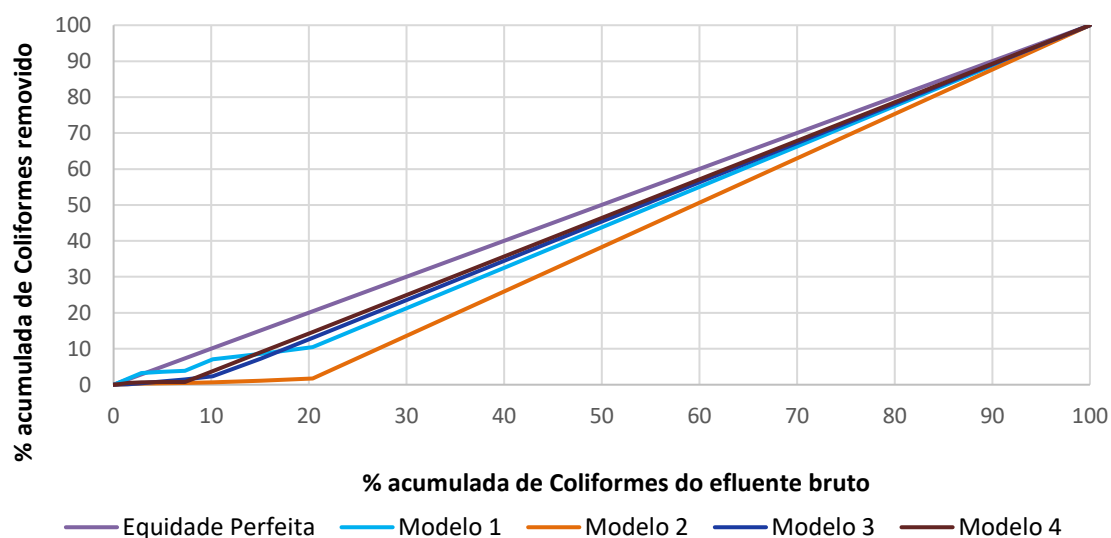


Figura 20 Curvas de Lorentz definidas a partir dos diferentes modelos de otimização considerados para apropriação de eficiências de remoção de coliformes

A Tabela 15, por sua vez, reúne, por parâmetro de qualidade de água e por modelo de otimização, os valores do Coeficiente de Gini decorrentes do conjunto de Curvas de Lorentz estabelecidas.

Tabela 15 - Coeficiente de Gini alcançado para cada parâmetro de qualidade da água aplicado na bacia hidrográfica do rio Benevente

Parâmetros	Modelos de Otimização			
	Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4
DBO	0.09	0.98	0.06	0.09
Amônia	0.07	0.18	0.05	0.06
Fósforo total	0.05	0.18	0.06	0.06
Coliformes	0.10	0.19	0.08	0.07

A simples inspeção das Curvas de Lorentz (figuras de 17 a 20) e dos valores dos coeficientes de Gini são relevantes as seguintes observações:

- Do conjunto de modelos testados, o modelo de otimização 2 foi aquele que apresentou pior desempenho. Independentemente do parâmetro de qualidade de água, a Curva de Lorentz produzida com auxílio do modelo de otimização 2 foi a que invariavelmente mais se afastou da equidade perfeita. Por consequência, os maiores valores do Coeficiente de Gini foram associados ao referido modelo de otimização;
- Os modelos de otimização 1, 3 e 4 apresentaram comportamentos similares com relação à perspectiva de manutenção de equidade entre os diferentes pontos de disposição final de efluentes. Para a manutenção de equidade quando da remoção de DBO, os melhores resultados foram obtidos a partir modelo de otimização 3. Para a manutenção de equidade associada à remoção de coliformes termotolerantes, os melhores resultados foram obtidos com auxílio do modelo de otimização 4 – ainda que os resultados estejam muito próximos daqueles obtidos a partir do modelo de otimização 3. Para a manutenção de equidade quando da remoção de amônia e fósforo total, os resultados obtidos por meio dos modelos 1, 3 e 4 foram muito próximos entre si.

Ainda que os modelos 1, 3 e 4 tenham apresentado desempenhos similares quando da perspectiva de manutenção de equidade entre os esforços de tratamento nos diferentes pontos de disposição final de esgotos, as estimativas das eficiências mínimas de tratamento que envolveram a manutenção de equidade foram conduzidas com auxílio do modelo de otimização desenvolvido na presente tese (modelo de otimização 4).

8.4. Framework consolidado para Análise multicritério

A aplicação do SSD objeto de desenvolvimento envolve, a partir da apropriação de eficiências mínimas de tratamento de esgotos e da pré-seleção de tecnologias de tratamento, a hierarquização das tecnologias pré-selecionadas por meio da análise multicritério. Conforme estabelecido na seção 6.1.3 (Análise Multicritério), a técnica selecionada para aplicação da Análise Multicritério foi o MAUT e sua utilização envolveu estrutura de preferências que abrange diferentes critérios, distribuídos entre quatro grupos sociotécnicos (Ambiental, Tecnológico, Operacional e Social). A hierarquização produzida com auxílio do MAUT envolve a apropriação do Índice Sociotécnico estimado com auxílio de um framework.

A Tabela 16 apresenta o framework consolidado, com indicação do índice ambiental associada a cada uma das tecnologias de tratamento de esgoto analisadas na presente tese. É relevante observar que o referido framework foi produzido a partir do conjunto de critérios e subsistemas propostos por Reis (2018). Em aplicações que considerem outras estruturas de preferências, o processo de normalização deverá ser refeito para o novo conjunto de critérios e subsistemas, produzindo novos valores para o índice sociotécnico responsável pela hierarquização das tecnologias de tratamento de esgotos.

Tabela 16 - Framework consolidado para a bacia hidrográfica do rio Benevente

SUBSISTEMAS	CRITÉRIOS	Peso dos subsistemas	Peso dos critérios	p	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	A13	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A23	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30	A31	A32	A33	A34				
Ambiental	Eficiência de Remoção de matéria orgânica	0.31	0.34	0.10	0.1	0.1	0.4	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.8	0.9	0.9	0.8	0.8	0.7	0.5	0.8	0.8	0.7	0.8	0.7	0.7	0.7	0.8	0.8	0.9	0.9	0.8	0.8	0.9	0.8	0.8	0.9	0.9				
	Eficiência de remoção de nitrogênio		0.24	0.07	0.1	0.1	0.1	0.4	0.4	0.1	0.1	0.5	0.9	0.4	0.7	0.5	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.5	0.1	0.1	0.5	0.4	0.4	0.4	0.7	0.7	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4				
	Eficiência de remoção de fósforo		0.25	0.08	0.1	0.1	0.9	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.4	0.1	0.8	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.8	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1			
	Eficiência de remoção de coliformes		0.29	0.09	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.8	0.7	0.7	0.8	0.9	0.4	0.7	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.8	0.2	0.2	0.4	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.8	0.2	0.2	0.2	0.2			
Tecnológico	Requisitos de energia	0.27	0.27	0.07	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.1	0.1	1.0	0.4	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.1	0.1	1.0	1.0	1.0	0.3	0.2	1.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1.0	1.0	0.1	1.0				
	Demanda por Área de Implantação		0.21	0.06	0.6	0.7	0.6	0.3	0.3	0.5	0.5	0.2	0.3	0.3	0.1	0.3	0.3	0.3	0.5	0.6	0.6	0.6	0.6	0.5	0.3	0.5	0.5	0.3	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.6	0.5		
	Custo de implantação		0.24	0.06	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	
	Custo de operação		0.27	0.07	0.3	0.3	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	
	Quantidade de lodo a ser tratado		0.20	0.05	0.2	0.2	0.1	0.3	0.3	0.3	0.2	0.3	0.3	0.3	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
	Quantidade de lodo a ser disposto		0.22	0.06	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Operação	Confiabilidade do sistema	0.23	0.20	0.05	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.1	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.1	0.1	0.9	0.9	0.1	0.9	0.9	0.9	0.1	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.1	
	Simplicidade Operacional		0.20	0.05	0.5	0.5	0.5	0.9	0.9	0.7	0.5	0.9	0.5	0.5	0.7	0.7	0.9	0.9	0.7	0.7	0.1	0.2	0.7	0.5	0.9	0.7	0.5	0.9	0.1	0.2	0.5	0.1	0.1	0.1	0.5	0.5	0.2	0.5				
	Capacidade de resistência à variações de vazão		0.20	0.05	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.4	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.9	0.9	0.4	0.4	0.4	0.4	0.9	0.4	0.4	
	Capacidade de resistência à variações das características do afluente		0.21	0.05	0.9	0.9	0.9	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.6	0.6	0.3	0.3	0.3	0.3	0.1	0.3	0.3	0.3	
	Capacidade de resistência à constituintes tóxicos		0.12	0.03	0.9	0.9	0.9	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.9	0.9	0.4	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.1	0.1
Social	Interferência decorrente da geração de Odor	0.19	0.22	0.04	0.7	0.7	0.4	0.4	0.9	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.2	0.1	0.4	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2			
	Interferência decorrente da Geração de Ruído		0.15	0.03	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.9	0.9	0.1	0.7	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.9	0.7	0.2	0.2	0.1	0.9	0.9	0.1	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.2	0.2	0.7	0.2	
	Interferência decorrente da Geração de Aerossóis		0.09	0.02	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.9	0.9	0.1	0.7	0.1	0.4	0.1	0.4	0.1	0.1	0.1	0.4	0.1	0.1	0.2	0.1	0.9	0.9	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.2	0.2	0.1	0.1	
	Possibilidade de atração de Insetos		0.08	0.02	0.5	0.5	0.5	0.9	0.9	0.5	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	0.9	0.5	0.9	0.9	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.9	0.5	0.1	0.5
Índice Sociotécnico (I)					0.41	0.41	0.48	0.47	0.49	0.40	0.34	0.54	0.53	0.50	0.73	0.68	0.61	0.62	0.38	0.35	0.34	0.34	0.37	0.41	0.49	0.36	0.31	0.44	0.33	0.39	0.41	0.35	0.40	0.41	0.40	0.43	0.33	0.37				

8.5. Avaliação das respostas do SSD sob diferentes cenários de aplicação

8.5.1 Primeiro cenário de aplicação – Remoção do conjunto de poluentes analisados sem incorporação da equidade entre lançamentos

No primeiro cenário de aplicação do SSD, a pré-seleção envolveu a apropriação de eficiências mínimas de remoção para o conjunto de poluentes simulados pelo modelo de qualidade de água (DBO, Amônia Total, Fósforo Total e Coliformes Termotolerantes). Conforme estabelecido na seção 7.2 (“Cenários de aplicação do SSD”), a estimativa de eficiências de tratamento não considerou a perspectiva de equidade entre os pontos de disposição final de efluentes e não foram admitidos sistemas de tratamento associados à disposição final do efluente tratado no solo e *wetlands* e, para os locais com populações inferiores a 1.000 habitantes, sistemas de tratamento de esgoto mecanizados.

As eficiências mínimas de remoção para os diferentes parâmetros e pontos de disposição final de efluentes na bacia hidrográfica do rio Benevente, estimadas com auxílio de modelo de otimização que não incorpora medida de equidade (modelo de otimização definido a partir da função objetivo estabelecida pela equação 18), estão apresentadas na Tabela 17.

Tabela 17 - Eficiências mínimas de tratamento de efluentes domésticos (%), sem a incorporação de equidade para a bacia hidrográfica do rio Benevente

Parâmetros	Localidades								
	Urânia	Matilde	Ibitiruí	Crubixá	Aparecida	Alfredo Chaves	Sagrada Família	Jabaquara	Alto Pongal
	Eficiências mínimas de remoção (%)								
DBO	60.54	61.58	60.40	60.80	61.47	60.57	60.63	61.08	62.53
Amônia	1.70	2.01	1.95	2.04	1.64	1.14	1.78	1.16	1.79
Nitrogênio Total	2.53	2.33	1.99	2.55	1.81	2.68	1.53	1.96	2.67
Fósforo	1.28	2.52	2.29	2.44	2.49	1.22	1.35	2.45	43.30
Coliformes	86.87	64.98	2.12	1.81	81.99	99.97	2.15	91.09	96.87

Os valores de eficiências mínimas de tratamento indicam que, de maneira geral, os cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente são pouco pressionados pela disposição final dos esgotos domésticos. As eficiências mínimas de remoção de DBO, quando ignorada a perspectiva de equidade entre os pontos de disposição final de efluentes, apresentaram-se ligeiramente acima do valor mínimo de eficiência de tratamento estabelecido como restrição do modelo de otimização (60%). Para nutrientes, as eficiências mínimas de remoção foram inexpressivas (invariavelmente inferiores a 3%), excluindo-se a demanda por remoção de fósforo para a localidade de Pongal (43.3%). Ao analisar as eficiências mínimas de remoção de coliformes, é possível observar a necessidade de maior esforço de remoção na bacia, principalmente para as localidades de Jabaquara, Alfredo Chaves e Alto Pongal.

Os sistemas de tratamento pré-selecionados para os diferentes pontos de disposição final de esgotos da bacia hidrográfica estão reunidos na Tabela 18. É relevante observar que o processo de pré-seleção foi condicionado pelas eficiências de remoção de DBO e coliformes termotolerantes e pela restrição de emprego dos sistemas mecanizados para as localidades com populações inferiores a 1.000 habitantes. As eficiências mínimas de remoção associadas aos compostos de nitrogênio e fósforo total apresentaram-se substancialmente menores que as eficiências médias de remoção para o conjunto de tecnologias de tratamento analisado (tecnologias reunidas na Tabela 3). Neste contexto, independentemente do sistema de tratamento pré-selecionado a partir das concentrações de DBO e coliformes termotolerantes, as eficiências mínimas de remoção para os demais poluentes objetos de avaliação também seriam atendidas.

Tabela 18 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados a partir do primeiro cenário de aplicação do SSD

Localidade	Sistemas de tratamento de esgoto
Urânia Matilde Crubixá Aparecida Sagrada Família Ibitiruí	A3 Tratamento primário avançado
	A4 Lagoa facultativa
	A5 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
	A8 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação
	A9 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa
	A10 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas
	A15 Tanqué séptico + filtro anaeróbio
	A16 Reator UASB
	A19 UASB + filtro anaeróbio
	A20 UASB + filtro biológico de alta carga
	A21 UASB + lagoas de polimento
	A31 Filtro biológico percolador de baixa carga
	A32 Filtro biológico percolador de alta carga
	A34 Tanque séptico + biodisco
Jabaquara	A4 Lagoa facultativa
	A5 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
	A6 Lagoa aerada facultativa
	A7 Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação
	A8 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação
	A9 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa
	A10 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas
	A15 Tanque séptico + filtro anaeróbio
	A17 UASB + lodos ativados
	A18 UASB + biofiltro aerado submerso
	A19 UASB + filtro anaeróbio
	A20 UASB + filtro biológico de alta carga
	A21 UASB + lagoas de polimento
	A22 UASB + lagoa aerada facultativa
	A23 UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação
	A25 Lodos ativados convencional
	A26 Lodo ativado aeração prolongada
	A27 Lodos ativados batelada
A28 Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	
A29 Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	
A30 Lodo ativado convencional + filtração terciária	
A31 Filtro biológico percolador de baixa carga	
A32 Filtro biológico percolador de alta carga	
A33 Biofiltro aerado submerso com nitrificação	
A34 Tanque séptico + biodisco	
Alto Pongal	A8 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação
	A9 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa
	A21 UASB + lagoas de polimento
	A30 Lodo ativado convencional + filtração terciária
Alfredo Chaves	A8 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação
	A21 UASB + lagoas de polimento
	A30 Lodo ativado convencional + filtração terciária

A hierarquização das tecnologias de tratamento de esgotos pré-selecionadas foi conduzida com auxílio do MAUT, considerada a estrutura de preferências apresentada

por meio das tabelas 4 e 5. O resultado desta etapa do trabalho, conduzida por ponto de disposição final de esgotos na bacia hidrográfica do rio Benevente, está sumarizada na Tabela 19. É relevante ressaltar que o ranking de tecnologias é estabelecido pelo índice sociotécnico, cujos valores estão apresentados entre parênteses na Tabela (16) e nas tabelas subsequentes reservadas para a indicação da hierarquização dos sistemas de tratamento de esgotos.

Tabela 19 - Ranking dos sistemas de tratamento de esgoto selecionados para a bacia hidrográfica do rio Benevente a partir do primeiro cenário de aplicação do SSD

Localidade	Sistemas de tratamento de esgoto
Urânia Matilde Crubixá Aparecida Sagrada Família Ibitiruí	A8 (0,54); A9 (0,53); A10 (0,5); A5 e A21 (0,49); A3 (0,48); A4 (0,47); A32 (0,43); A20 (0,41); A31 (0,4); A15 (0,38); A19 e A34 (0,37) e A16 (0,35)
Jabaquara	A8 (0,54); A9 (0,53); A10 (0,5); A5 e A21 (0,49); A4 (0,47); A32 (0,43); A30, A27 e A20 (0,41); A29, A6 e A31 (0,4); A26 (0,39); A15 (0,38); A19 e A34 (0,37); A22 (0,36); A28 (0,35); A7 e A17 e A18 (0,34); A25 e A33 (0,33) e A23 (0,31)
Pongal	A8 (0,54); A9 (0,53); A21 (0,49) e A30 (0,41)
Alfredo Chaves	A8 (0,54); A21 (0,49) e A30 (0,41)

Para o distrito de Jabaquara, o *ranking* de tecnologias indicou maior diversidade de alternativas de tratamento de esgoto, uma vez que para Jabaquara foram admitidos processos mecanizados para o tratamento de esgoto e a eficiência de remoção de coliformes exigida foi menor do que as correspondentes às localidades de Alfredo Chaves e Pongal. No entanto, é relevante observar que, para todas as localidades da bacia hidrográfica do rio Benevente, o tratamento de esgoto a partir da associação entre lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação (Alternativa A8) foi indicado como melhor opção a ser implementada.

8.5.2 Segundo cenário de aplicação – Remoção de DBO com incorporação da equidade entre lançamentos

No segundo cenário de aplicação do SSD, a pré-seleção das tecnologias de tratamento de esgoto envolveu exclusivamente a apropriação de eficiências mínimas de remoção de DBO. Conforme estabelecido na seção 7.2 (“Cenários de aplicação do SSD”), a estimativas de eficiências de tratamento levou em consideração a apropriação de equidade entre os pontos de disposição final de efluentes e não foram admitidos sistemas de tratamento associados à disposição final do efluente tratado no solo, *wetlands* e, para os locais com população inferior a 1000 habitantes, sistemas de tratamento de esgoto mecanizados

As eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica obtidas para os diferentes pontos de disposição final de efluentes na bacia do rio Benevente estão apresentados na Tabela 20. O modelo de otimização que incorporou medida de equidade foi apresentado na equação 30.

Tabela 20 - Eficiências mínimas de tratamento de efluentes domésticos (%), com a incorporação de equidade para DBO

Parâmetros	Localidades								
	Urânia	Matilde	Ibitiruí	Crubixá	Aparecida	Alfredo Chaves	Sagrada Família	Jabaquara	Alto Pongal
	Eficiências mínimas de remoção (%)								
DBO	77.91	74.72	79.94	87.49	69.98	90.00	65.18	90.00	89.56

Os distritos de Alfredo Chaves, Alto Pongal e Jabaquara, respectivamente, são os responsáveis pelas maiores cargas orgânicas produzidas na bacia do rio Benevente, com cargas substancialmente maiores que aquelas produzidas pelos demais distritos. Desta forma, o emprego de um modelo de otimização com incorporação de medida de equidade, estimou eficiências para esses distritos no limite superior da faixa de remoção de DBO admitida no presente trabalho (90%). Condição semelhante foi obtida por Bringer (2018) para os distritos mais populosos da bacia hidrográfica do rio Pardo (Espírito Santo, Brasil), quando do emprego de modelo de otimização conformado com o propósito de garantir equidade entre lançamentos de efluentes.

Para os distritos de Urânia, Matilde, Ibitiruí, Aparecida e Sagrada Família foram estimadas eficiências menores para a remoção de matéria orgânica, usualmente mais próximas do limite mínimo que conformou restrição do modelo de otimização, com valores variando entre 65% e 79%. Já para o distrito de Crubixá, a eficiência estimada foi de 87%. Esta condição foi decorrente das condições iniciais de qualidade assumidas para o rio Benevente, uma vez que a referida localidade está localizada na porção superior do rio, próximo da caberia, num trecho onde a vazão do curso d'água é reduzida.

Os sistemas de tratamento pré-selecionados para os diferentes pontos de disposição final de esgotos da bacia hidrográfica estão reunidos na Tabela 21. A hierarquização das tecnologias de tratamento de esgotos pré-selecionadas, conduzida por ponto de disposição final de esgotos na bacia hidrográfica do rio Benevente, está sumarizada na Tabela 22.

Tabela 21 - Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados a partir do segundo cenário de aplicação do SSD

Localidade	Sistemas de tratamento de esgoto
Urânia Matilde Ibitiruí Aparecida	A4 Lagoa facultativa
	A5 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
	A8 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação
	A9 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa
	A10 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas
	A15 Tanque séptico + filtro anaeróbio
	A19 UASB + filtro anaeróbio
	A20 UASB + filtro biológico de alta carga
	A21 UASB + lagoas de polimento
	A31 Filtro biológico percolador de baixa carga
A32 Filtro biológico percolador de alta carga	
A34 Tanque séptico + biodisco	
Sagrada Família	A4 Lagoa facultativa
	A5 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
	A8 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação
	A9 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa
	A10 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas
	A15 Tanque séptico + filtro anaeróbio
	A16 Reator UASB
	A19 UASB + filtro anaeróbio
	A20 UASB + filtro biológico de alta carga
	A21 UASB + lagoas de polimento
A31 Filtro biológico percolador de baixa carga	
A32 Filtro biológico percolador de alta carga	
A34 Tanque séptico + biodisco	

Tabela 21 - Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados a partir do segundo cenário de aplicação do SSD

(continuação)

Crubixá	A10	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas
	A31	Filtro biológico percolador de baixa carga
	A34	Tanque séptico + biodisco
Alfredo Chavez	A26	Lodo ativado aeração prolongada
	A27	Lodos ativados batelada
Jabaquara	A30	Lodo ativado convencional + filtração terciária
Alto Pongal	A33	Biofiltro aerado submerso com nitrificação
	A34	Tanque séptico + biodisco

Tabela 22 - Ranking dos sistemas de tratamento de esgoto selecionados para a bacia hidrográfica do rio Benevente a partir do segundo cenário de aplicação do SSD

Localidade	Sistemas de tratamento de esgoto
Urânia Matilde Ibitiruí Aparecida	A8 (0,54); A9 (0,53); A10 (0,5); A5 e A21 (0,49); A4 (0,47); A32 (0,43); A20 (0,41); A31 (0,4); A15 (0,38) e A19 e A34 (0,37)
Sagrada Família	A8 (0,54); A9 (0,53); A10 (0,5); A5 e A21 (0,49); A4 (0,47); A32 (0,43); A20 (0,41); A31 (0,4); A15 (0,38); A19 e A34 (0,37) e A16 (0,35)
Crubixá	A10 (0,5); A31 (0,4) e A34 (0,37)
Alfredo Chavez Jabaquara Alto Pongal	A30 e A27(0,41); A26 (0,39); A34 (0,37) e A33 (0,33)

Para os distritos mais populosos da bacia hidrográfica do rio Benevente (Jabaquara, Alfredo Chaves e Alto Pongal), a ordenação decorrente do emprego da análise multicriterial indicou a seleção de variações processo de lodos ativados (tecnologias A30 e A27), com índices sociotécnicos muito próximos entre si.

Para as localidades de Urânia, Matilde, Aparecida, Sagrada Família e Ibitiruí a alternativa de tratamento de esgoto A8 (Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação) foi indicada como melhor opção a ser implementada. Para a localidade de Crubixá, os resultados da análise multicriterial indicaram como melhor opção de tratamento de esgoto o sistema A10 (Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas).

É relevante observar que as condições de contorno assumidas para a condução do presente estudo assumiram como perspectiva a manutenção de condições de qualidade entre os lançamentos e a adoção de eficiência mínima de remoção de DBO de 60%. Neste contexto, ainda que os distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente sejam de pequeno porte, apresentam significativa variação de populações entre si, aspecto que condicionou a apropriação das maiores eficiências de remoção de matéria orgânica para os distritos mais populosos e a indicação de eficiências próximas do valor mínimo (60%) para os distritos menos populosos.

É relevante observar que, ainda que para os distritos de menores populações o processo de ordenação tenha indicado a adoção de sistema estabelecido a partir da associação de lagoas de estabilização (Tecnologia A8), o Tratamento Primário Avançado (Tecnologia A3) constituiu alternativa que atendeu aos critérios de pré-seleção. No mesmo contexto de análise, ainda que para os distritos mais populosos tenham sido sugeridas variações dos processos de lodos ativados (tecnologias A27 e A30), a associação entre tanque séptico e biodisco (Tecnologia A34) constituiu alternativa de tratamento que atendeu aos contornos do processo de pré-seleção.

8.5.3. Terceiro cenário de aplicação – Remoção de DBO e Coliformes com incorporação da equidade entre lançamentos

A pré-seleção estabelecida pelo terceiro cenário de simulação envolveu a apropriação de eficiências mínimas de remoção de DBO e Coliformes Termotolerantes. Conforme estabelecido na seção 7.2 (“Cenários de aplicação do SSD”), as estimativas de eficiências de tratamento considerou a perspectiva de equidade entre os pontos de disposição final de efluentes e não foram admitidos sistemas de tratamento associados à disposição final do efluente tratado no solo, *wetlands* e, para os locais com população inferior a 1000 habitantes, sistemas de tratamento de esgoto mecanizados

As eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica e coliformes, estimadas com auxílio de modelo de otimização que incorporou medida de equidade (modelo de

otimização definido a partir da função objetivo estabelecida pela equação 30) para os diferentes pontos de disposição final de efluentes na bacia do rio Benevente estão apresentados na Tabela 23.

Tabela 23 - Eficiências mínimas de tratamento de efluentes domésticos (%), com a incorporação de equidade para DBO e Coliformes

Parâmetros	Localidades								
	Urânia	Matilde	Ibitiruí	Crubixá	Aparecida	Alfredo Chaves	Sagrada Família	Jabaquara	Alto Pongal
	Eficiências mínimas de remoção (%)								
DBO	77.91	74.72	79.94	87.49	69.98	90.00	65.18	90.00	89.56
Coliformes	99.99	98.72	99.99	81.34	89.21	99.99	99.51	99.99	99.99

Os distritos de Alfredo Chaves e Alto Pongal são responsáveis pelas maiores cargas orgânicas produzidas na bacia do rio Benevente, produzindo cargas substancialmente maiores que os demais distritos. Desta forma, o emprego de um modelo de otimização com incorporação de medida de equidade, apropriou eficiências para esses distritos que correspondem ao valor máximo de remoção de DBO admitido como restrição do modelo de otimização utilizado para apropriação de eficiências.

O emprego de modelo de otimização que impõe condição de equidade entre lançamentos e as concentrações iniciais de coliformes termotolerantes nos cursos d'água, particularmente elevadas para os rios Batatal, Pongal e Benevente, conduziram a eficiências mínimas de tratamento usualmente superiores a 99% para a maior parte das localidades da área de estudo. Os sistemas de tratamento pré-selecionados para os diferentes pontos de disposição final de esgotos da bacia hidrográfica do rio Benevente estão reunidos na Tabela 24.

Tabela 24 - Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados a partir do terceiro cenário de aplicação do SSD

Localidade	Sistemas de tratamento de esgoto
Ibitiruí Urânia Matilde	A8 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação A21 UASB + lagoas de polimento
Crubixá	A10 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas A31 Filtro biológico percolador de baixa carga A34 Tanque séptico + biodisco
Aparecida	A4 Lagoa facultativa A5 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa A8 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação A9 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa A10 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas A15 Tanque séptico + filtro anaeróbio A19 UASB + filtro anaeróbio A20 UASB + filtro biológico de alta carga A21 UASB + lagoas de polimento A31 Filtro biológico percolador de baixa carga A32 Filtro biológico percolador de alta carga A34 Tanque séptico + biodisco
Sagrada Família	A8 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação A9 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa A10 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas A21 UASB + lagoas de polimento
Jabaquara Pongal Alfredo Chavez	A30 Lodo ativado convencional + filtração terciária

Conforme metodologia estabelecida para a estruturação do SSD, a hierarquização das tecnologias de tratamento de esgotos pré-selecionadas foi conduzida com auxílio do MAUT, considerada a estrutura de preferências apresentada por meio da Tabela 3. O resultado desta etapa do trabalho, conduzida por ponto de disposição final de esgotos na bacia hidrográfica do rio Benevente, está sumarizada na Tabela 25.

Tabela 25 - Ranking dos sistemas de tratamento de esgoto selecionados para a bacia hidrográfica do rio Benevente a partir do terceiro cenário de aplicação do SSD

Localidade	Sistemas de tratamento de esgoto
Ibitiruí Urânia Matilde	A8 (0,54) e A21 (0,49)
Crubixá	A10 (0,5); A31 (0,4) e A34 (0,37)
Aparecida	A8 (0,54); A9 (0,53); A10 (0,5); A5 e A21 (0,49); A4 (0,47); A32 (0,43); A20 (0,41); A31 (0,4); A15 (0,38); A19 e A34 (0,37)
Sagrada Família	A8 (0,54); A9 (0,53); A10 (0,5) e A21 (0,49)
Jabaquara Pongal Alfredo Chavez	A30 (0,41)

Para os distritos mais populosos da bacia hidrográfica do rio Benevente (Alfredo Chaves, Jabaquara e Alto Pongal), a ordenação decorrente do emprego da análise multicriterial indicou a seleção de processo de lodos ativados (tecnologias A30). Para as localidades de Urânia, Matilde, Crubixá, Ibitiruí, Sagrada Família e Aparecida, as alternativas de tratamento de esgoto A8 (Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação) e A10 (Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas) foram indicadas como as melhores opções a serem implementadas.

É relevante observar que o emprego de modelo de otimização estabelecido a partir de função objetivo conformada por meio de medida de equidade para as eficiências de remoção de DBO e Coliformes acarretou em um esforço maior de tratamento no âmbito da bacia hidrográfica do rio Benevente, quando consideradas as eficiências de tratamento apropriadas a partir de função de objetivo com a incorporação da equidade apenas para o parâmetro DBO.

8.5.4. Quarto cenário de aplicação – Remoção do conjunto de poluentes analisados com incorporação da equidade entre lançamentos

No quarto cenário de aplicação do SSD, a pré-seleção envolveu a apropriação de eficiências mínimas de remoção para o conjunto de poluentes simulados pelo modelo de qualidade de água (DBO, Amônia Total, Fósforo Total e Coliformes Termotolerantes). Neste cenário, a estimativa das eficiências de tratamento considerou a perspectiva de equidade entre os pontos de disposição final de efluentes e foram admitidos sistemas de tratamento associados à disposição final do efluente tratado no solo, *wetlands* e sistemas de tratamento de esgoto mecanizados independente da densidade populacional.

As eficiências mínimas de remoção para os diferentes parâmetros e pontos de disposição final de efluentes na bacia hidrográfica do rio Benevente estão apresentadas

na Tabela 26. Já os sistemas de tratamento pré-selecionados para os diferentes pontos de disposição final de esgotos da bacia hidrográfica estão reunidos na Tabela 27.

Tabela 26 - Eficiências mínimas de tratamento de efluentes domésticos (%), com a incorporação de equidade, para a bacia hidrográfica do rio Benevente

Parâmetros	Localidades								
	Urânia	Matilde	Ibitiruí	Crubixá	Aparecida	Alfredo Chaves	Sagrada Família	Jabaquara	Alto Pongal
	Eficiências mínimas de remoção (%)								
DBO	77.91	74.72	79.94	87.49	69.98	90.00	65.18	90.00	89.56
Amônia	9.95	24.8	75.00	43.13	51.18	77.88	56.62	19.04	80.00
Nitrogênio Total	57.75	75.00	75.00	74.98	39.21	46.80	73.03	66.54	47.27
Fósforo	12.74	64.07	80.88	9.83	30.37	14.22	56.00	5.94	83.22
Coliformes	99.99	99.99	99.99	81.34	89.21	99.99	99.51	99.99	99.99

Tabela 27 - Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados a partir do quarto cenário de aplicação do SSD

Localidade	Sistemas de tratamento de esgoto
Crubixá	A9 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa
Aparecida	A8 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação A9 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa A11 Infiltração lenta A12 Infiltração rápida A13 Escoamento superficial A17 UASB + lodos ativados A18 UASB + biofiltro aerado submerso A21 UASB + lagoas de polimento A24 UASB + escoamento superficial A25 Lodos ativados convencional A26 Lodo ativado aeração prolongada A27 Lodo ativado batelada A28 Lodo ativado convencional com remoção biológica de N A29 Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P A30 Lodo ativado convencional + filtração terciária A31 Filtro biológico percolador de baixa carga A33 Biofiltro aerado submerso com nitrificação A34 Tanque séptico + biodisco
Urânia	A8 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação A11 Infiltração lenta A12 Infiltração rápida A21 UASB + lagoas de polimento A30 Lodo ativado convencional + filtração terciária
Sagrada Família	A9 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa A11 Infiltração lenta
Alfredo Chaves	A11 Infiltração lenta A30 Lodo ativado convencional + filtração terciária
Ibitiruí Matilde Jabaquara Pongal	A11 Infiltração lenta

A incorporação da medida de equidade para a bacia hidrográfica do rio Benevente indicou a necessidade de altas eficiências de remoção de nutrientes (frações de fósforo e compostos de nitrogênio). As elevadas eficiências de remoção de nutrientes apontaram para a necessidade de tratamento terciário, mesmo em localidades que baixa densidade populacional. Como nos cenários anteriores em que utilizou modelo de otimização que estabelecia equidade entre lançamentos, os maiores níveis de remoção de DBO foram associados aos núcleos urbanos mais populosos da bacia (Alfredo Chavez Jabaquara e Alto Pongal), com eficiências de remoção de matéria orgânica no limite superior do espaço de busca (90%).

A Tabela 28 apresenta a hierarquização dos sistemas de tratamento de esgoto pré-selecionados para cada uma das localidades da bacia hidrográfica do rio Benevente, considerando a incorporação da equidade nos esforços de tratamento entre os diferentes pontos de disposição final de efluentes e para todos os parâmetros de qualidade objetos de análise.

Tabela 28 - Ranking dos sistemas de tratamento de esgoto selecionados para a bacia do rio Benevente a partir do quarto cenário de aplicação do SSD

Localidade	Sistemas de tratamento de esgoto
Crubixá	A9 (0,53)
Aparecida	A11 (0.73); A12 (0.68); A13 (0.61); A8 (0.54); A9 (0.53); A21 (0.49); A24 (0.44); A27, A29 e A30 (0.41); A31 (0.40); A26 (0.39); A34 (0.37); A28 (0.35); A17 e A18 (0.34) e A33 (0,33)
Urânia	A11 (0.73); A12 (0.68); A8 (0.54); A21 (0.49) e A30 (0.41)
Sagrada Família	A11 (0,73) e A9 (0,53)
Alfredo Chaves	A11 (0,73) e A30 (0,41)
Ibitiruí Matilde Jabaquara Pongal	A11 (0,73)

Para todas as localidades da bacia hidrográfica do rio Benevente o tratamento de esgotos por meio de Infiltração Lenta (tecnologia A11) foi a opção selecionada, exceto para a localidade de Crubixá, para a qual foi sugerida variação do sistema de lagoa de estabilização. Para a localidade Aparecida, em função das eficiências de tratamento estimadas, um conjunto mais amplo de tecnologias apresentou-se viável, incluindo-se o sistema de infiltração lenta foram selecionadas.

Conforme observar von Sperling (2014), mecanismos de ordem física (sedimentação, radiação, volatilização e desidratação), químicos (oxidação, precipitação, adsorção, troca iônica e complexação) e biológica (biodegradação e predação) atuam na remoção de poluentes dispostos no solo. Neste contexto, o referido autor sugere que aplicação de esgotos no solo pode ser considerada tanto uma forma de tratamento (nível primário, secundário e terciário) como de disposição final dos esgotos.

Os elevados valores de remoção de poluentes, além do bom desempenho em diferentes critérios associados aos subsistemas Tecnológico, Operação e Social tendem a promover a priorização aos sistemas de infiltração no solo sempre que pré-selecionados para a condução da análise multicriterial. É relevante observar, no entendo, que a seleção final dos referidos sistemas deve envolver cuidadosa consideração de condições locais, particularmente aquelas associadas ao tipo e composição do solo, espessura do extrato permeável, profundidade do lençol freático e das condições climáticas que, em função da perspectiva de manutenção das condições de umidade, poderão afetar sazonalmente e de forma relevante a capacidade de infiltração do solo.

8.5.5. Síntese dos resultados e principais contribuições da tese

A partir da confrontação dos diferentes cenários de aplicação do SSD, foram consideradas relevantes as seguintes considerações para a área de estudo:

O emprego de modelo de otimização que tem como único propósito a minimização do esforço de tratamento impõe, invariavelmente, menores esforços de tratamento no âmbito de uma bacia hidrográfica, o que permite a pré-seleção e a hierarquização de maior diversidade de tecnologias de tratamento. Modelo de otimização que busca estabelecer condição de equidade entre lançamento produz condição oposta;

A ampliação do número de parâmetros de qualidade de água empregados para o processo de pré-seleção de tecnologias limitou o conjunto de tecnologias que poderiam ser hierarquizadas com auxílio da análise multicriterial. Na bacia hidrográfica do rio Benevente, ainda que o fósforo total tenha se apresentado como relevante para as condições de qualidade de um curso d'água (rio Pongal), a DBO e os coliformes termotolerantes apresentaram-se como os parâmetros relevantes para o processo de seleção de tecnologias de tratamento de esgotos;

Ainda que variações dos sistemas de lagoas de estabilização e do processo de lodos ativados tenham constituído as tecnologias que predominantemente se apresentaram como as mais adequadas ao final da análise multicriterial, os sistemas de tratamento de esgotos que envolvem a disposição final no solo tendem a prevalecer sempre que pré-selecionados. O emprego dessas tecnologias, no entanto, deve ser avaliada com cautela, em função da forte dependência das condições locais para seus efetivos funcionamentos.

Consideradas as avaliações conduzidas, entende-se que as contribuições da presente tese foram: **a)** Desenvolvimento de um modelo de otimização que incorporou medida de equidade e avaliou não somente a carga de poluente no efluente bruto, mas também a carga de poluente no curso d'água imediatamente a montante do lançamento, **b)** Integração de um modelo de qualidade do água, modelo e técnica de otimização e análise multicritério em um sistema de suporte de decisão que irá nortear a escolha das técnicas de otimização, **c)** Pré-seleção de tecnologias de tratamento de esgoto analisando apenas um parâmetro ou quaisquer combinações dos parâmetros de qualidade de água (DBO, nutrientes e coliformes termotolerantes).

Capítulo 9

CONCLUSÕES

A partir da análise dos resultados obtidos na presente tese, foram consideradas relevantes as seguintes conclusões:

- O modelo de qualidade implementado no ambiente computacional do *software* Matlab se mostrou adequado e reproduziu, de forma extremamente consistente, os resultados produzidos com auxílio do modelo Qual-UFMG.; A implementação do modelo no ambiente do *software* Matlab permitiu, adicionalmente, a integração expedita com as ferramentas associadas ao AG, disponíveis no *Toolbox Optimization*;
- O modelo de otimização proposto permitiu o estabelecimento da distribuição equânime dos esforços de tratamento no âmbito de uma bacia hidrográfica, produzindo resultados similares àqueles produzidos por outros modelos de otimização consolidados na literatura técnica corrente;
- Foi possível promover a integração do modelo de qualidade, modelo de otimização e análise multicritério para desenvolvimento do SDD;
- O sistema de suporte a decisão, produzido a partir da integração do modelo de qualidade, modelo de otimização e análise multicritério, permitiu a determinação de eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total e coliformes para os diferentes pontos de disposição final de efluentes da bacia hidrográfica do rio Benevente, bem como a hierarquização das tecnologias de tratamento em diferentes cenários de aplicação. O emprego de modelo de otimização conformado a partir de medida de equidade ampliou o esforço de tratamento no âmbito da bacia hidrográfica;
- A ampliação dos parâmetros de qualidade para a condução do processo de pré-

seleção de tecnologias de tratamento de esgotos limitou a diversidade de sistemas a serem hierarquizados com auxílio da técnica de análise multicritério. Para a bacia hidrográfica do rio Benevente, os parâmetros DBO e coliformes termotolerantes apresentaram-se como os mais relevantes para as eventuais seleções de tecnologias de tratamento de esgotos;

- Variações dos sistemas de lagoas de estabilização e do processo de lodos ativados constituíram as tecnologias que usualmente se apresentaram como as mais adequadas ao final da análise multicriterial. No entanto, sistemas de tratamento de esgotos que envolvessem a disposição final no solo tenderam a prevalecer sempre que pré-selecionados.

Capítulo 10

RECOMENDAÇÕES

Considerando os resultados obtidos nesse estudo, são consideradas relevantes as seguintes recomendações para futuras:

- Aplicar o SSD desenvolvido a maior diversidade de cenários;
- Aplicar o SSD desenvolvido em outras bacias hidrográficas, particularmente em bacias que sejam mais pressionadas pelo aporte de nutrientes.
- Avaliar a estrutura de preferência empregada com auxílio de técnicas de Análise Qualitativa, considerando a perspectiva de revisão de critérios e subsistemas, bem como dos respectivos pesos;
- Avaliar a utilidade do emprego de outras técnicas de otimização e de análise multicritério, bem como a incorporação de inteligência artificial, quando de eventuais revisões estruturais do SSD desenvolvido;
- Aprimorar o módulo de diálogo com o usuário, particularmente as funcionalidades associadas a entrada de dados e saída dos resultados, eliminando ou tornando opcional a manipulação de planilhas eletrônicas do Microsoft Excel.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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.

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, SP, 2008.

AMARAL, K. G. C.; AISSE, M. M.; POSSETTI, G. R. C. Sustainability assessment of sludge and biogas management in wastewater treatment plants using the LCA technique. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 5, p. 1-14, 2019.

ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil). Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017.

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) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2012.

ARAS, E; TOGAN, V; BERKUN, M. River water quality management model using genetic algorithm. **Environmental Fluidic Mechanical**, v. 7, p. 439-450, 2007.

ASHTIANI, E.F.; NIKSOKHAN, M.H.; JAMSHIDI, S. Equitable fund allocation, an economical approach for sustainable waste load allocation. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.187, n. 8, p.1-11, 2015.

BÄUMLE, A.M.B. **Avaliação de benefícios econômicos da despoluição hídrica: efeitos**

de erros de calibração de modelos de qualidade da água. 2005. 262 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BEYER, H. G.; SCHWEFEL, H.P. Evolution strategies: A comprehensive introduction. **Natural computing**, v.1, p. 3-52, 2002.

BOTTERO, M.; COMINO, E.; RIGGIO, V. Application of the Analytic Hierarchy Process and the Analytic Network Process for the assessment of different wastewater treatment systems. **Environmental modelling & software**, v.26(10), p.1211-1224, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Política Nacional do Meio Ambiente. Lei Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 1981.

BRASIL. Política Nacional de Recursos Hídricos. Lei Nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 1997.

BRASIL. Lei Nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2007.

BRAVO, J. M.; COLLISCHON, W.; TUCCI, C. E. M. Verificação da eficiência e eficácia de um algoritmo evolucionário multiobjetivo na calibração automática do modelo hidrológico IPH II. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n. 3, p. 37-50, jul/set. 2009.

BRINGER, L. M.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Wastewater treatment systems selection inside watersheds by using multiobjective analysis. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, e22, 2018.

BRINGER, L., M. **Seleção de sistemas de tratamento de esgotos no âmbito de bacias hidrográficas a partir do emprego de modelagem de qualidade, otimização e da análise multiobjetivo**. 2017. 207 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo. 2017.

BROWN, L. C.; BARNWELL T. O., Jr. The enhanced stream water quality models qual2e and qual2e—uncad: documentation and user manual. Athens, Ga, USA: **US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory**; 1987.

BURN, D. H.; YULIANTI, J. S. Waste-load allocation using genetic algorithms. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 127, n. 2, p. 121-129, 2001.

CALMON, A. P. S. **Metodologia para suporte ao processo de enquadramento dos cursos d'água superficiais considerando curvas de permanência de qualidade e processo de autodepuração**. 2014. 207 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2014.

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

CAMPOS, Vanessa Ribeiro. **Modelo de apoio à decisão multicritério para priorização de projetos em saneamento**. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade de São Paulo. São Carlos, 2011.

CARNEIRO, G. A.; BARBOSA, R. F. M.; SOUZA, M. A. A. II-086 – Tecnologia apropriada em saneamento: uma nova abordagem com o emprego de análise multiobjetivo e multicritério. **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2001.

CARVALHO, R. C.; KAVISKI, E. Modelo de Auxílio à Tomada de Decisões em Processos de Despoluição de Bacias Hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 14,

n. 4, p. 17-27, 2009.

CHAPRA, S. C.; 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.

CHAVES, E. M. B. **Coletânea em análise multiobjetivo**. 1 ed. eBook. Jundiaí, SP: Paco Editorial, 2014.

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

CASTILLO et al. Validation of a decision support tool for wastewater treatment Selection. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 409-418, 2016.

CHEUNG, P. B. **Análise de Reabilitação de Redes de Distribuição de Água para Abastecimento via Algoritmos Genéticos Multiobjetivo**. 2004. 268 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Es

CHO, J. H.; SUNG, K. S.; HA, S. R. A river water quality management model for optimising regional wastewater treatment using a genetic algorithm. **Journal Environment Management**, v. 73, n. 3, p. 229–242, 2004.

CHO, J. H.; LEE, J. H. Multi-objective waste load allocation model for optimizing waste load abatement and inequality among waste dischargers. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 225, n. 3, p.1-17, 2014.

COLLINSCHON, W.; TUCCI, C. E. M. Ajuste multiobjetivo dos parâmetros de um modelo hidrológico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 3, p. 27-39. 2003.

CORDEIRO NETTO, O. M.; SOUZA, M. A. A. ; LOPES JÚNIOR, R. P. Retrospectiva e prospectiva da análise tecnológica das alternativas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. *In*: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo. (Org.). **Pós- tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios - Coletânea de Trabalhos Técnicos** - Volume 2. 1 ed. Belo Horizonte: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico / FINEP - Financiadora de Estudos e Projetos., 2001, v. 2, p. 253- 272.

CORNELLI, R. **Análise e seleção de alternativas sustentáveis de esgotamento sanitário**. 2014. 136 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2014.

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.

COSTA, L. H. M.; CASTRO, M. A. H.; RAMOS, H. Utilização de um algoritmo genético híbrido para operação ótima de sistemas de abastecimento de água. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 187-196, abr/jun. 2010.

FANTINATTI, P. A. P.; ZUFFO, A. C. Mudança de paradigma no planejamento dos recursos hídricos por meio da abordagem MCDA: avaliação da bacia do ribeirão Anhumas, em Campinas [São Paulo], Brasil. **Revista Labor & Engenho**, v 6, n 3, 2012.

FANTIN, L. L. D. **Proposta metodológica para a pré-seleção de sistemas de tratamento de esgoto no âmbito de bacias hidrográficas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Vitória. 2016.

FANTIN, L. L. D.; REIS, J. A.T. dos; MENDONÇA, A. S. F. Proposal of a methodology for pre-selection of sewage treatment systems within watersheds. **RBRH**, v. 22, p. e- 12, 2017.

FLECK, L; TAVARES, M. H. F; EYNG, E. Especificidades e importância de modelos mate-

máticos de qualidade da água. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia, Paraná**, v. 1, n. 7, p. 47-62. 2013.

FRAGA, M. S. et al. Methodological proposal for the allocation of water quality monitoring stations using strategic decision analysis. **Environ Monit Assess**, 191:776, 2019.

FRANK, A. G., RIBEIRO, J.L.D.; ECHEVESTE, M.E. Factors influencing knowledge transfer between NPD teams: a taxonomic analysis based on a sociotechnical approach. **R&D Management**, v. 45, n. 1, p. 1-22, 2015.

FRANK, A. G., SOUZA, D. V. S. D., RIBEIRO, J. L. D., ECHEVESTE, M. E. A Framework for decision-making in investment alternatives selection. **International Journal of Production Research**, v. 51, n. 19, p. 5866-5883, 2013.

FRANK, A.G., MOLLE, N.D., GERSTLBERGER, W., BERNARDI, J. A. B., PEDRINI, D. C. An integrative environmental performance index for benchmarking in oil and gas industry. **Journal of Cleaner Production**, v. 133, p. 1190-1203, 2016.

GARCIA, J. I. B. **Sistema de suporte a decisão para o lançamento de efluentes**. 2011. 182 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

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.

GENERINO, R. C. M. **Contribuição da abordagem multicritério na seleção de alternativas de reuso de água: aplicação em um caso de irrigação agrícola e paisagística no Distrito Federal**. 2006. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

GERSHON, M. The role of weights and scales in the application of multiobjective decision making. **European Journal of Operational Research**, v. 15, 2, p. 244-250, 1984.

GOBBETTI, L. E. C.; BARROS, M. T. L. (1993) **Análise Multiobjetivo Aplicada ao Planejamento de Sistemas de Recursos Hídricos**. In: X SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. Anais... Gramado, Rio Grande do Sul, Brasil: ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos pp 317-326.

GOLFI, A. S. **Uso da análise multicritério para a seleção de tecnologias de tratamento de efluentes**. 2017. 113 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção e Sistemas. Pato Branco, PR, 2017.

GOMES, L. F. A. M. G.; GOMES, C. F. S. (2014). **Tomada de decisão Gerencial: enfoque multicritério**. - 5. ed. - São Paulo: Atlas.

GOMES, S. H. R.; GUEDES, H. A. S.; SIQUEIRA, T. M.; CORRÊA, L. B.; ANDREAZZA, R.; HUFFNER, A. N. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 23, n. 2, p. 275-285, mar/abr. 2018.

GUARNIERI, P. Síntese dos Principais Critérios, Métodos e Subproblemas da Seleção de Fornecedores Multicritério. RAC - **Revista de Administração Contemporânea**, v. 19, n. 1, jan-fev, p. 1-25, 2015.

HAAGSMA, I.G.; JOHANNIS, R.D., 1994. Decision support systems: an integrated approach. In: Zannetti, P. (Ed.), *Environmental Systems*, vol. II., pp. 205–212.

HAJKOWICZ, S.; COLLINS, K. A review of multiple criteria analysis for water resource planning and management. **Water resources management**, v. 21, n. 9, p. 1553-1566, 2007.

HAIMES, Y. Y.; HALL, W. A.; FREDMAN, H. T. Multiobjective Optimization in Water Resources Systems – The Surrogate Worth Trade-Off Method. *Developments in Water Science*. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam. p.200, 1975.

HAMOUDA, M.A., ANDERSON, W.B., HUCK, P.M. Decision support systems in water and wastewater treatment process selection and design: a review. *Water Sci. Technol*, v. 60, n.7, p. 1757-1770, 2009.

HELLER, P. G. B.; VON SPERLING, M.; HELLER, L. Desempenho tecnológico dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário em quatro municípios de Minas Gerais: uma análise comparativa. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.14, n.1, jan-mar, p. 109-118. 2009.

HENZE, M.; HARREMOËS, P.; JANSEN, J. L. C.; ARVIN, E. **Wastewater treatment: biological and chemical processes**. Berlin: Springer Science & Business Media, 2002.

Holland, J. H. [1975]. **“Adaptation in Natural and Artificial Systems,”** University of Michigan Press, Ann Arbor.

HUANG, I. B.; KEISLER, J.; LINKOV, I. Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Ten years of applications and trends. *Science of the Total Environment*, v. 409, p. 3578–3594. 2011.

HUNT, C. C. **Modelo Multicritério de Apoio à Decisão Aplicado à Seleção de Sistema de Tratamento de Esgoto para Pequenos Municípios**. 2013. 118 f. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2013.

IEMA. Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **As Bacias Hidrográficas do Estado do Espírito Santo**. 2013. Disponível em:<<http://www.iema.es.gov.br>:> Acesso em 10 de agosto. 2019.

JIMENEZ, A.; MATEOS, A.; SABIO, P. Dominance intensity measure within fuzzy weight oriented MAUT: an application. **Omega**, v. 41, p397-405, 2013.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014. 1050 p.

KAINI, P.; ARTITA, K.; NICKLOW, J. W. Optimizing Structural Best Management Practices Using SWAT and Genetic Algorithm to Improve Water Quality Goals. **Water Resource Manage**, v. 26, n. 7, p. 1827-1845, 2012.

KALBAR, P. P.; KARMAKAR, S.; ASOLEKAR, S. R. Selection of an appropriate wastewater treatment technology: A scenario-based multiple-attribute decision-making approach. **Journal of Environmental Management**, v.113, p.158-169, 2012.

KANNEL et al. A review of public domain water quality models for simulating dissolved oxygen in rivers and streams. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 16, n. 2, p. 183–204, 2011.

KARIMI, A. R.; MEHRDADI N.; HASHEMIAN S. J.; NABI BIDHENDI G. R., TAVAKKOLI MOGHADDAM R. Selection of wastewater treatment process based on the analytical hierarchy process and fuzzy analytical hierarchy process methods. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 8, n. 2, p. 267-280, 2011.

KNAPIK, H. G. et al. Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguaçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 2, p. 75-88, Abr/Jun 2011.

KIM et al. Prioritizing the best sites for treated wastewater instream use in an urban watershed using fuzzy TOPSIS. **Resour.Conserv. Recycl.** V.73, p. 23-32. 2013.

KONDAGESKI, J. H. **Calibração de modelo de qualidade da água para rio utilizando algoritmo genético**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos

e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR. 2008.

KUMAR, R. **System and method for the use of an adaptive mutation operator in genetic algorithms**. US 7.660.773 B1. Feb.9, 2010.

LACERDA, E. G. M. de; CARVALHO, A. C. P. L. F. de. Introdução aos algoritmos genéticos. In: Galvão, C. de O.; Valença, M.J.S. (Orgs.). **Sistemas inteligentes: aplicações a recursos hídricos e ciências ambientais**. Porto Alegre, RS: Ed. Universidade/UFRGS, 1999. p. 99-150.

LANNA, A. E. Gestão de Recursos Hídricos – In: Tucci C. E. M. (Org) – **Hidrologia: ciência e aplicação**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH. 2 ed. São Paulo: EDUSP. 1997.

LEONETI, A. B. **Avaliação de modelo de tomada de decisão para escolha de sistema de tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado em Administração de Organizações) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade de Ribeirão Preto (FEARP). Ribeirão Preto. 2009.

LIMA, E. B. N. R. **Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 184 F. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2001.

LOUZADA, J. P; REIS, J. A. T; MENDONÇA, A. S. F. Uso de otimização e modelagem de qualidade de água no planejamento de implantação de sistemas de tratamento de esgotos sanitários em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 1, p. 277-286, 2013.

LUME Estratégia Ambiental Ltda. **Enquadramento dos Corpos de Água e Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente** - REA – Relatório da Etapa A: Diagnóstico e Prognóstico, 2013.

_____. **Enquadramento dos Corpos de Água e Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente - RS** – Relatórios Síntese, 2015.

LOUREIRO, S. C. **Análise técnica e econômica da viabilidade de utilização de sistemas compactos de tratamento e reuso de efluentes domésticos em projetos de expansão urbana**. 2015. 154 F. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP. Ribeirão Preto, 2015.

MARCUZZO, F. F. N. Algoritmos genéticos e programação matemática não linear na otimização de curva-chave. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 21, 2015, Brasília, DF. Anais... Brasília, DF: ABRH, 2015.

MACHADO, E. C. M. N.; CRUZ, C. A. L.; RÊGO, M. G.; CARVALHO, M. W. A.; LACERDA, I. S.; GALVÃO, C. O. Operação multi-objetivo de sistemas de abastecimento de água: algoritmo genético. In: **SEMINÁRIO IBEROAMERICANO SOBRE SISTEMAS DE ABASTECIMENTO URBANO DE ÁGUA**. 8., 2008. Lisboa. Anais... Lisboa, Portugal: SEREA, 2008.

MANNINA, G.; VIVIANI, G. Water quality modelling for ephemeral rivers: Model development and parameter assessment. **Journal of Hydrology**, v. 393, p. 186-196, 2010.

MARSH, M. T.; SCHILLING, D. A. Equity measurement in facility location analysis: A review and Framework. **European Journal of Operational Research**, v. 74, p. 1-17, 1994.

MARTTUNEN, M.; LIENERT, J.; BELTON, V. Structuring problems for Multi-Criteria Decision Analysis in practice: A literature review of method combinations. **European Journal of Operational Research**, v. 263, p.1–17, 2017.

MENDONÇA, A. S. F., Application of the QUAL2E Model to Environmental Impact Assessment. **Advances in Hydro Science and Engineering**, v.1, n 2, p 349-354. 1992.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.

Michalewicz, Z. (1994) Genetic Algorithm + Data Structures = Evolution Programs. 2nd Edition, **Springer**, Berlin Heidelberg, New York.

MIN, Hokey. International supplier selection: a multi-attribute utility approach. **International Journal of Physical Distribution & Logistics Management**, v. 24, n. 5, p. 24-33, 1994.

MOLINOS-SENANTE et al. Assessment of wastewater treatment alternatives for small communities: An analytic network process approach. **The Science of the Total Environment**, Vol.532, p.676(12), 2015.

MULLIGAN, G. F. Equality measures and facility location. **Regional Science**, v. 70, n.4, p. 345-365, 1991.

MUSIYARIRA, H.; REYNDERS, C. C.; MARJANOVIC, P. Decision Making Support in Wastewater Management: Comparative analysis of techniques and tools used in centralized and decentralized system layouts UDK 628.2. **Journal of Economic Development**, Vol.1(1), pp.71-90, 2012.

NASCIMENTO, N. O; HELLER, L. Ciência, tecnologia e inovação na interface entre as áreas de recursos hídricos e saneamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n.1, 36-48. 2005.

NICKLOW, J. et al. State of the Art for Genetic Algorithms and Beyond in Water Resources Planning and Management. **Journal of Water Resources Planning and Management**. v. 136, n. 4, p. 412-432, 2010.

NIKOO, M. R. ; BEIGLOU, P. H. B.; MAHJOURI, N. Optimizing Multiple-Pollutant Waste Load Allocation in Rivers: An Interval Parameter Game Theoretic Model. **Water Resources Management**, v. 30, n. 12, p. 4201-4221, 2016.

NING, S. K. et al. Assessing pollution prevention program by QUAL2E simulation analysis

for the Kao-Ping River Basin, Taiwan. **Journal of Environmental Management**, v. 61, p. 61-76, 2001.

OECD. The Polluter-Pays Principle. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development, 1972.

OLIVEIRA, S. V. W.B. **Modelo para tomada de decisão na escolha de sistema de tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

OUYANG et al. Development of the integrated fuzzy analytical hierarchy process with multidimensional scaling in selection of natural wastewater treatment alternatives. **Ecological Engineering**, Vol.74, pp.438-447, 2015.

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

PALMIERI, V.; CARVALHO, R.J. Qual2e model for the Corumbataí River. **Ecological Modelling**, v.198, n.1-2, p. 269-275, 2006.

PARK, D. K.; KO, N. Y; LEE, K. K. Optimal groundwater remediation design considering effects of natural attenuation processes: pumping strategy with enhanced-natural-attenuation. **Geoscience Journal**, v. 11, n. 4, p. 377 -385, 2007.

PARK, K. et al. A regional information-based multi-attribute and multi-objective decision-making approach for sustainable supplier selection and order allocation. **Journal Of Cleaner Production**, v. 187, p. 590-604, 2018.

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. Anais eletrônicos. João Pessoa, Paraíba, 2005.

PINHEIRO, R. B.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, S. R.; MEDEIROS, Y. D. P.; AURELIANO, J. T. Outorga para lançamento de efluentes — uma metodologia de apoio à gestão de recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 4, p. 55-65, out/dez. 2013.

POCH et al. Designing and building real environmental decision support systems. *Environmental Modelling & Software*, v.19, p. 857-873, 2003.

PORTO, Monica F. A.; PORTO, Rubem La Laina. Gestão de bacias hidrográficas. **Estud. av.**, São Paulo , v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008 .

POZO, A. et al. 2005. **Computação evolutiva.** Grupo de Pesquisas em Computação Evolutiva, Departamento de Informática. Universidade Federal do Paraná. 61 f. 2005.

RAHM et al., 2013. A watershed-scale goals approach to assessing and funding wastewater infrastructure. **Journal of Environmental Management**, v.129, p. 124- 133, 2013.

REAMI, L. **Aplicação de métodos multicriteriais de apoio à tomada de decisão para escolha de tecnologia de tratamento de esgoto: estudo de caso de Restinga SP.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011.

REIS, A. O. P. **Sistemática para seleção de tecnologias de tratamento de efluentes: uma análise multicriterial aplicada à bacia hidrográfica.** Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre. 2018.

REIS, J. A. T.; VALORY, J. L. P.; MENDONÇA, A. S. F. Seleção de eficiências de tratamento de esgotos a partir da manutenção de equidade entre sistemas de tratamento - uma

abordagem para o gerenciamento de bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 4, p. 862 - 871, 2015.

RODRIGUES, D. B. B. et al. **Análise da qualidade da água de Rio Anhanduí – MS utilizando o modelo QUAL-UFMG**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. Anais eletrônicos. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, 2009.

RODRIGUES, M. B. **Emprego de curvas de permanência de qualidade como subsídio ao processo de enquadramento de cursos d'água**. 2018. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2018.

RODRIGUES, M. V. S. Multicriteria Method in Data Envelopment Analysis: na application to measure the performance of the instrument of charging for water in the State of Ceará basins. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 22, e8, 2017.

RODRIGUEZ, D. S. S.; COSTA, H. G.; CARMO, L. F. R. R. S. Métodos de auxílio multicritério à decisão aplicados a problemas de PCP: Mapeamento da produção em periódicos publicados no Brasil. **Gestão & Produção**, v. 20, n. 1, p. 134-146, 2013.

ROY, B. Decision-aid and decision-making. **European Journal Of Operational Research**, v. 45, p.324-331, 1990.

SAADATPOUR, M. AFSHAR. A. Waste load allocation modeling with fuzzy goals; simulation- optimization approach. **Water Resource Management**, v. 21, p. 1207- 1224, 2007.

SÁ, G. L. N. et al. Methodology for minimum nitrogen compounds removal efficiencies estimation and wastewater treatment systems pre-selection: a watershed approach. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.24 e.41 p. 1-14, 2019.

SÁ, G. L. N. **Estimativa de eficiências mínimas de remoção de nitrogênio em sistemas de tratamento de esgotos – uma abordagem para o âmbito de bacias hidrográficas**.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Vitória. 2018.

SÁ, G. L. N.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F.; SILVA, F. G. B. Methodology for minimum nitrogen compounds removal efficiencies estimation and wastewater treatment systems pre-selection: a watershed approach. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, n. 41, p. 1-14, 2019.

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; DE PAULA, L. M.; 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, 2013.

SAMPAIO, G. S. **Otimização da exploração de centrais hídricas utilizando Algoritmos Genéticos, em ambiente de mercado**. 2012. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Eletrotécnica e de Computadores Major Energia) – Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. 2012.

SANTORO, M. C. **Modelos de otimização para determinação de eficiências de tratamento de efluentes sanitários no âmbito de bacias hidrográficas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.

SANTORO, M. C.; REIS, J. A. T. dos; MENDONÇA, A. S. F. Performance evaluation of optimization models in the determination of wastewater treatment efficiencies inside watersheds. **RBRH**, v. 21, p. 694-706, 2016.

SANTOS, C. A. G.; SUZUKI, K.; WATANABE, M. Modificação no Algoritmo Genético SCE-UA e sua Aplicação a um Modelo Hidrossedimentológico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 8, n. 1, p. 137-147. 2003.

SANTOS, A. R. **Análise de localização de emissários de efluentes com uso de modelagem de qualidade de água e otimização – estudo de caso**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2018.

SCHARDONG, A. **Aplicação de algoritmos evolucionários à gestão integrada de sistemas de recursos hídricos**. 2011. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2011.

SHARMA, D.; KANSAL, A.; PELLETIER, G. Water quality modeling for urban reach of Yamuna river, India (1999-2009), using QUAL2Kw. **Applied Water Science**, v. 7, p.1535-1559, 2017.

SILVA, S. R.; SILVA JUNIOR, M. A. B. S.; LIMA, E. E. S. de. Analysis and modeling of water quality as a contribution to the preliminary framework proposal for the Una River (Pernambuco/Brazil). **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 13, n. 6, nov. 2018.

SOARES, G. L. **Algoritmo genético: estudo, novas técnicas e aplicações**. 1997. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG. 1997.

SOUSA, A. C.; SOARES, A. K.; ABE, N. Modelo para otimização da operação de sistemas de distribuição de água utilizando algoritmos genéticos multiobjetivo SPEA. **Exacta**, v. 12, n. 3, p. 313-324. 2014.

SOUZA, M. A. A. (1992). **Methodology for Selection of Wastewater Treatment Processes**. PhD Thesis. Birmingham, UK: School of Civil Engineering, The University of Birmingham.

SOUZA, M. A. A. de; CORDEIRO, B. S.; SILVA, C. L da. Avaliação Multiobjetivo e Multicritério de Alternativas de Gestão de Lodo de Fossa/Tanque Séptico. *In*: ANDREOLI, C. V. (Coordenador). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 327-374.

SOUZA, A. A. M; FORSTER, L. C. Metodologias para a seleção de processos de tratamento de águas residuárias. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.2, n.1, p. 19-

31. Jan. 1996.

SUN, T.; ZHANG, H.; WANG, Y.; MENG, X.; WANG, C. The application of environmental Gini coefficient (EGC) in allocating wastewater discharge permit: The case study of watershed total mass control in Tianjin, China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, p. 601-608, 2010.

TCHOBANOGLIOUS, G. et al. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. New York: Metcalf & Eddy/ AECOM. 2016.

TECLE, A.; FOGEL, M.; e DUCKSTEIN, L. (1988). Multicriterion Selection of Wastewater Management Alternatives. **Journal of Water Resources Planning and Management Division**. Proceedings of ASCE, v. 114, n 4, pp 383-398.

TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, A. O.; DA SILVA, J. B. 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, 2013.

THEVENOT, Henri J. et al. A Multi-attribute Utility Theory-based approach to product line consolidation and selection. In: ASME 2006 International Design Engineering Technical Conferences and Computers and Information in Engineering Conference. **American Society of Mechanical Engineers**, 2006. p. 441-450.

TONON, K. **Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos StreeterPhelps e QUAL-UFMG na bacia do rio Lambari**. 2014. 167 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, Minas Gerais. 2014.

TSAKIRIS, G.; ALEXAKIS, D. Water quality models: an overview. **European Water**, v. 37, p. 33-46, 2012.

TSUTIYA, M. T.; ALEM SOBRINHO, P. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 3 ed. Rio

de Janeiro: ABES, 2011.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. 2 ed. Porto Alegre: Editora da FRGS, 2005.

UNITED NATIONS. **Waste-water treatment technologies: a general review**. New York, United Nations. 2003. 122 p.

VALORY, J. P. L. **Aplicação combinada de técnica de otimização e modelo de qualidade de água na determinação de eficiências de sistemas de tratamento de efluentes domésticos: uma abordagem para gerenciamento de bacias hidrográficas**. 2013. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2013.

VALORY, J. P. L.; REIS, J. A. T. dos; MENDONÇA, A. S. F. Combining Genetic Algorithms with a Water Quality Model to Determine Efficiencies of Sewage Treatment Systems in Watersheds. **Journal of Environmental Engineering** (New York, N.Y.), v. 142, p. 04015080-04015080-9, 2016.

VERVLOET, R. J.; ROSS, J. L. S. Associação Entre Fatos Geomórficos e os Dobramentos de Fundo na Evolução de uma Rede de Drenagem na Margem Atlântica do Planalto Brasileiro: O Caso da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente—ES. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, n. 35, p. 174-191, 2013.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG. 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472 p.

VON SPERLING, M. **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.

WANG, Q.; LI, S.; JIA, P.; QI, C.; DING, F. A Review of Surface Water Quality Models. **The Scientific World Journal**, 2013, 231768. <http://doi.org/10.1155/2013/231768>.

WERNKE, R.; BORNIA, A. C. A contabilidade gerencial e os métodos multicriteriais. **Revista Contabilidade & Finanças FIPECAFI – FEA – USP**, v. 14, n.25, p.60, janeiro/abril 2001.

WMO. **The Dublin Statement and Report of the Conference**. International Conference on Water and the Environment: Development Issues for the 21st Century. 26-31 January 1992. Dublin, Ireland.

WOLF, P. (1987) Auswahl-und Bewertungskriterien für Kleine Klarangen. **Abwassertechnik**, v.38, n. 2, p 5-7. **Water SA**, v. 44, n. 4, october 2018.

WONDIM, T. T.; DZWAIRO, B. A scenario-based multiple attribute decision-making approach for site selection of a wastewater treatment plant: Bahir Dar City (Ethiopia) case study.

YANDAMURI, S. R. M.; SRINIVASAN, K.; BHALLAMUDI, S. M. Multiobjective optimal waste load allocation models for rivers using nondominated sorting genetic 147 algorithm-II. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 132, n. 3, p. 133-143, 2006.

YEH, W. W-G. (1985). Reservoir Management and Operation Models: a State-of-theArt Review, **Water Resources Research**, v. 21, n. 12, p.1797-1818.

YU, Hanqing; TAY, Joo-Hwa; WILSON, Francis. A sustainable municipal wastewater treatment process for tropical and subtropical regions in developing countries. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 9, p. 191-198, 1997.

ZANDONADI, L. U.; MENDONÇA, A. S. F.; REIS, J. A. T. Outorga de lançamento de efluentes em rios - estimativas de vazões de diluição. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 179-191, 2016.

ZENG et al. Optimization of wastewater treatment alternative selection by hierarchy grey relational analysis. **Journal of Environmental Management**, v.82, p. 250–259, 2007.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Perfis de Concentração

Perfis de concentração para o rio Pongal

As figuras de 21 a 25 apresentam os perfis de qualidade da água para o rio Pongal, considerado horizonte estabelecido para o ano de 2050.

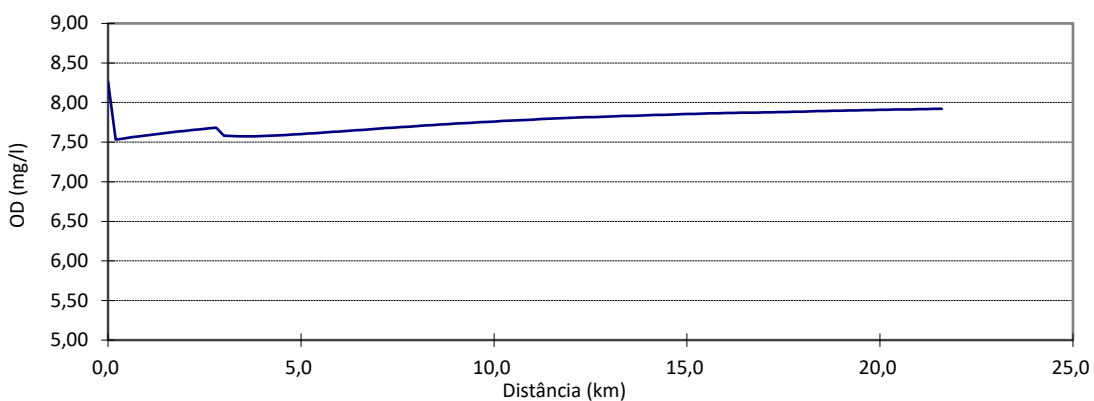


Figura 21 - Apresentação dos perfis de concentração de OD

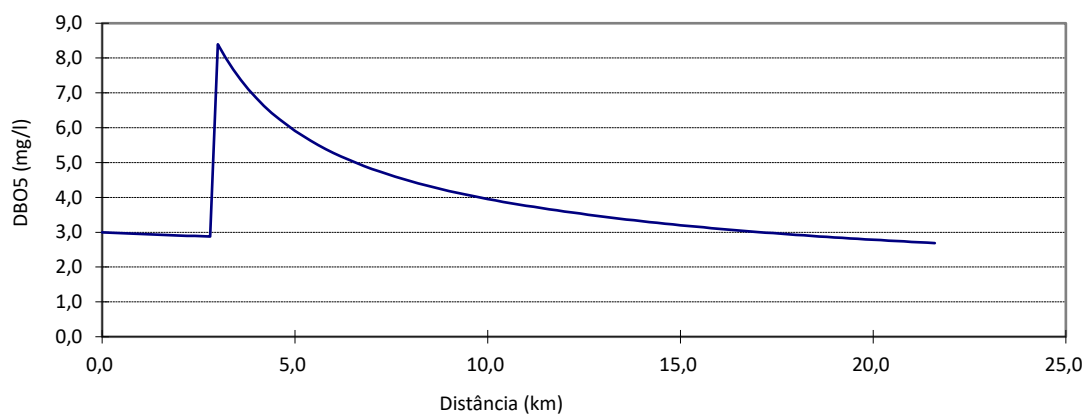


Figura 22 - Apresentação dos perfis de concentração de DBO

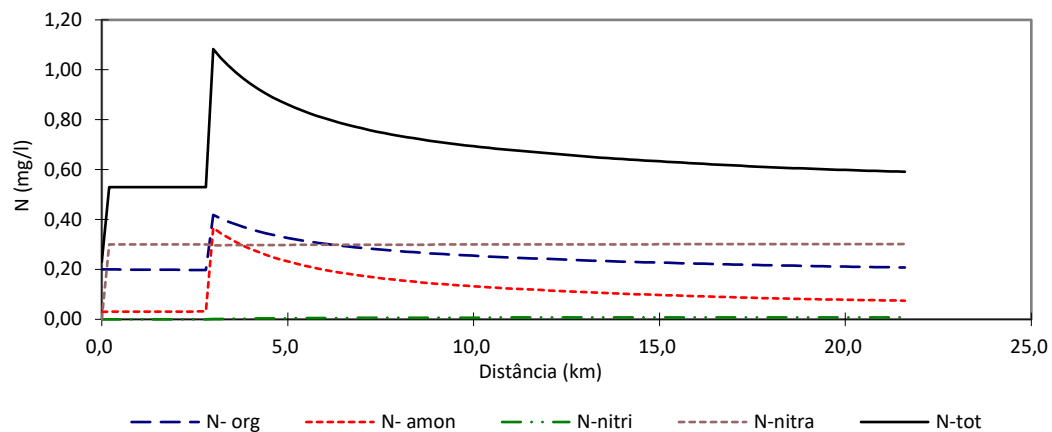


Figura 23 - Apresentação dos perfis de concentração da série nitrogenada

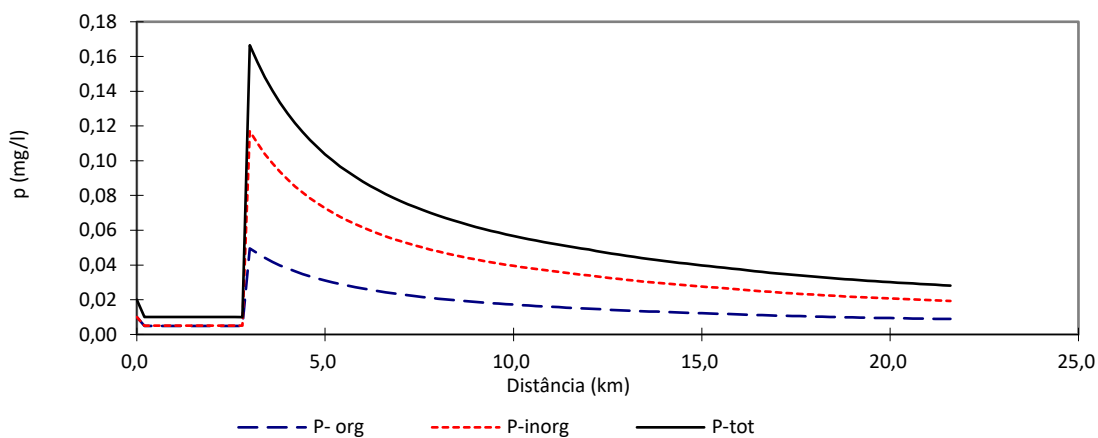


Figura 24 - Apresentação dos perfis de concentração das frações de fósforo

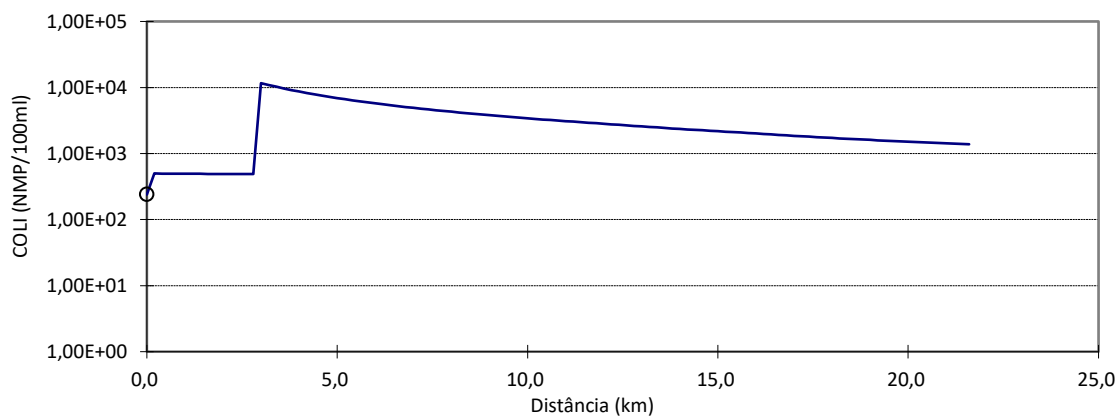


Figura 25 - Apresentação dos perfis de concentração de coliformes

Perfis de concentração para o rio Santa Maria

As figuras de 26 a 30 apresentam os perfis de qualidade da água para o rio Santa Maria, considerado horizonte estabelecido para o ano de 2050.

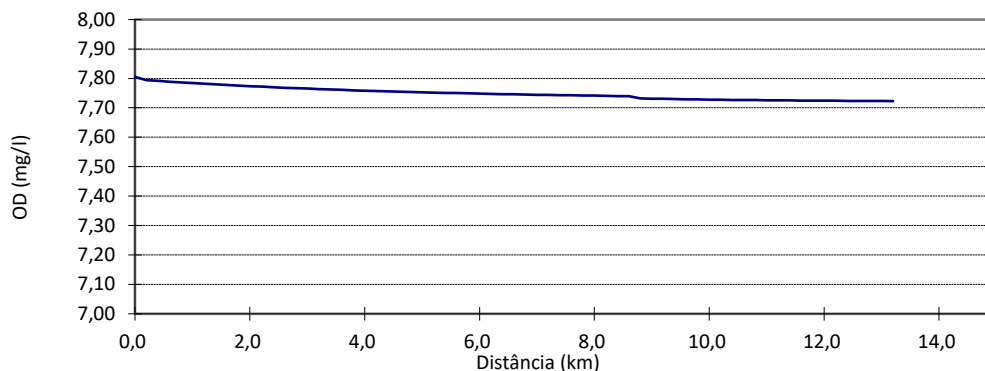


Figura 26 - Apresentação dos perfis de concentração de OD

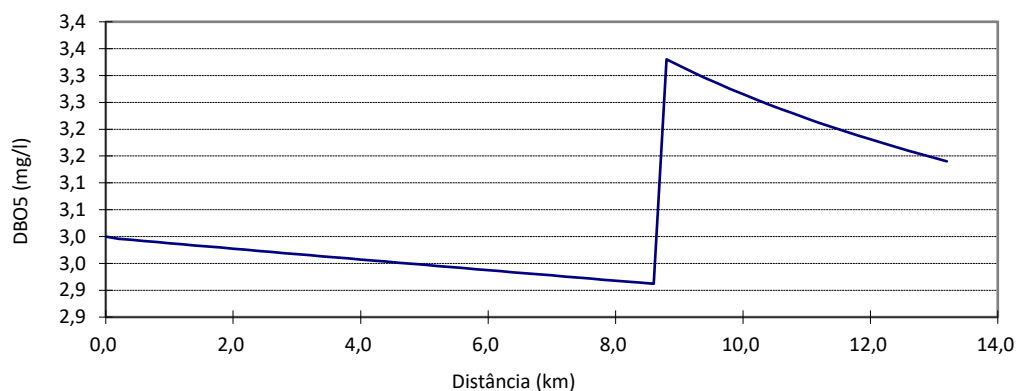


Figura 27 - Apresentação dos perfis de concentração de DBO

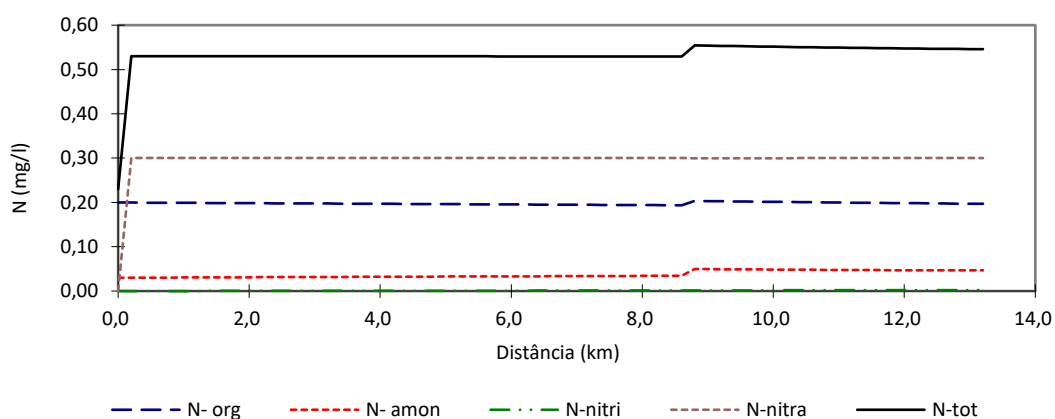


Figura 28 - Apresentação dos perfis de concentração da série nitrogenada

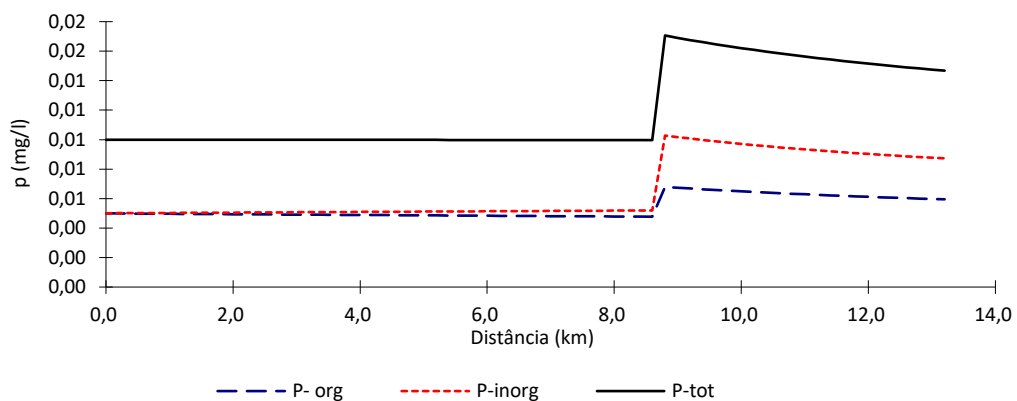


Figura 29 - Apresentação dos perfis de concentração das frações de fósforo

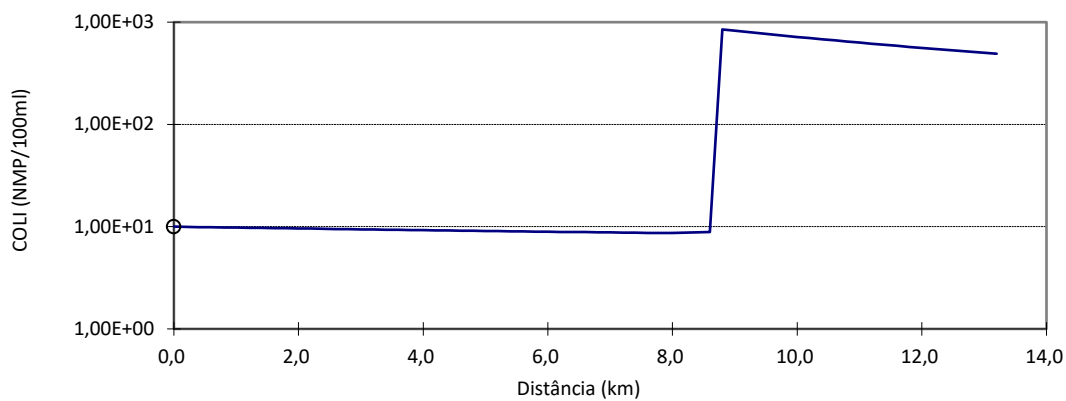


Figura 30 - Apresentação dos perfis de concentração de coliformes

Perfis de concentração para o rio São Joaquim

As figuras de 31 a 35 apresentam os perfis de qualidade da água para o rio São Joaquim, considerado horizonte estabelecido para o ano de 2050.

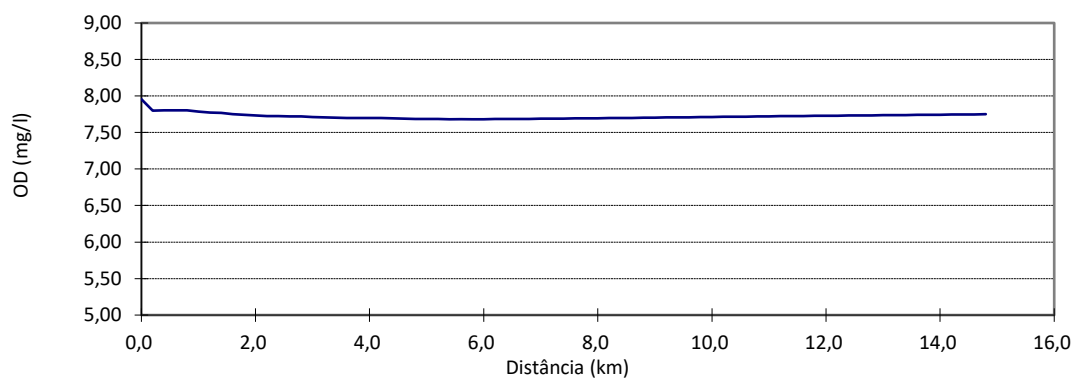


Figura 31 - Apresentação dos perfis de concentração de OD

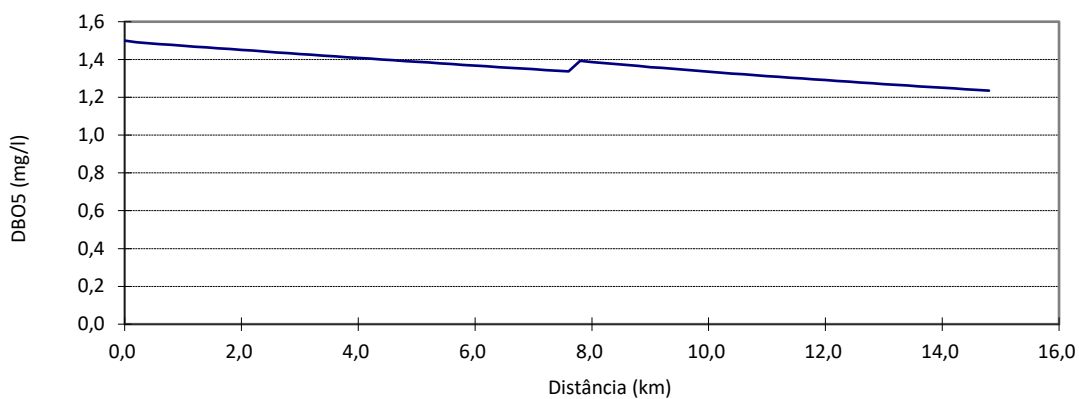


Figura 32 - Apresentação dos perfis de concentração de DBO

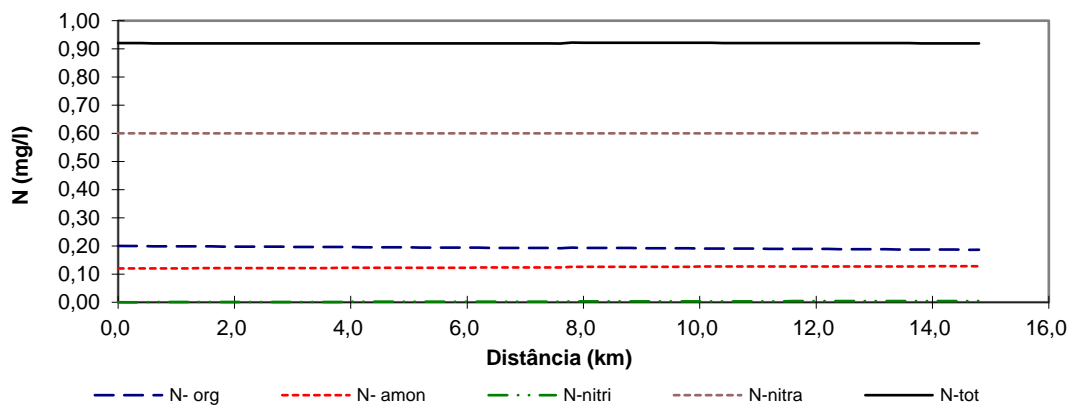


Figura 33 - Apresentação dos perfis de concentração da série nitrogenada

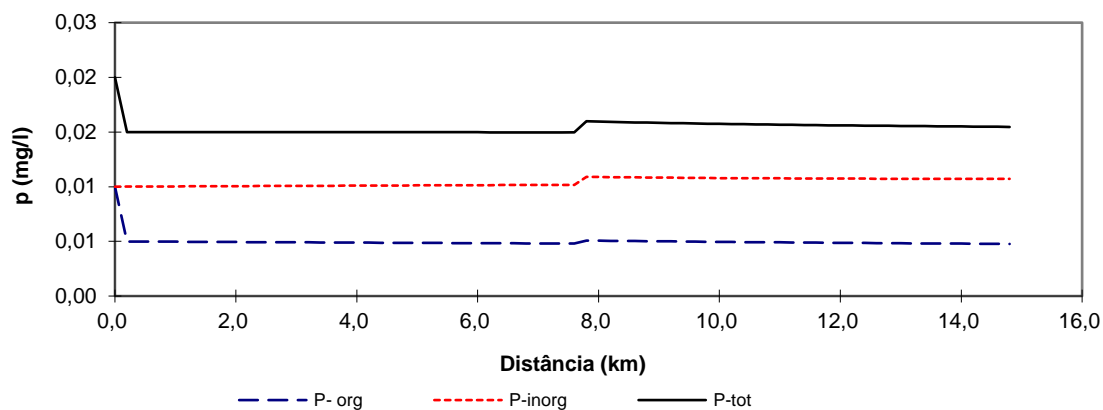


Figura 34 - Apresentação dos perfis de concentração das frações de fósforo

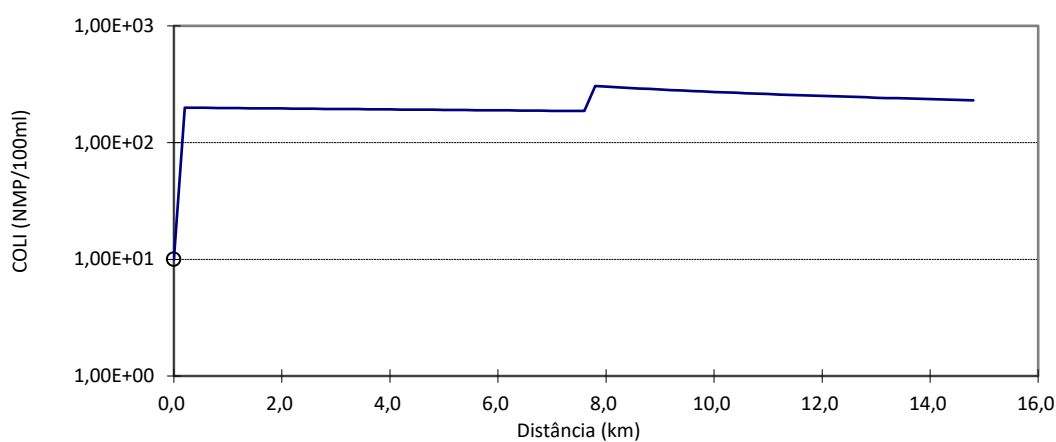


Figura 35 - Apresentação dos perfis de concentração de coliformes

Perfis de concentração para o rio Batatal

As figuras de 36 a 40 apresentam os perfis de qualidade da água para o rio Batatal, considerado horizonte estabelecido para o ano de 2050.

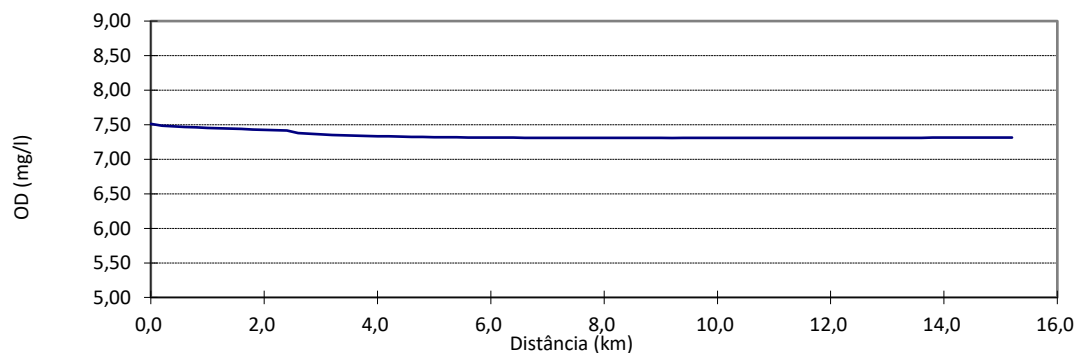


Figura 36 - Apresentação dos perfis de concentração de OD

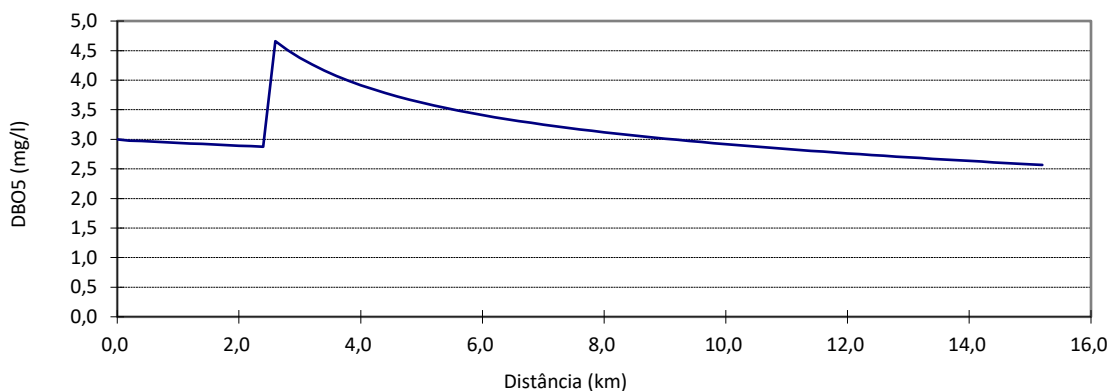


Figura 37 - Apresentação dos perfis de concentração de DBO-

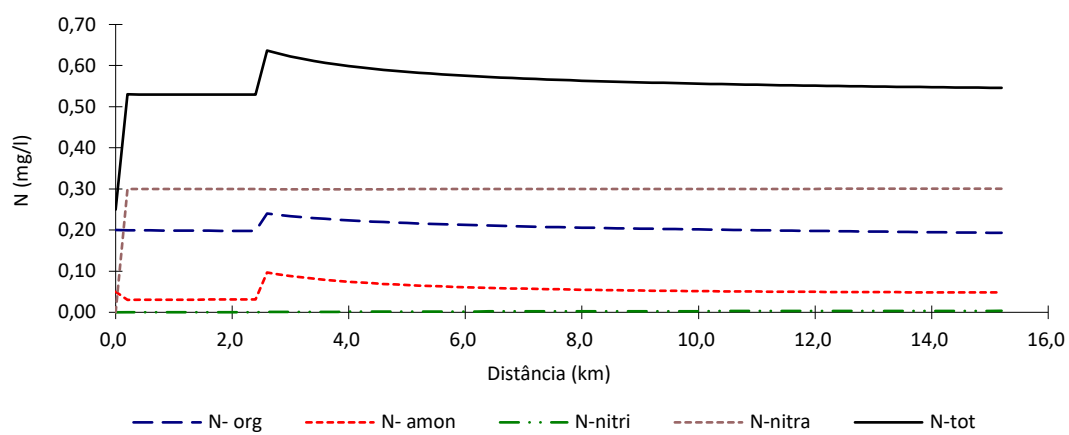


Figura 38 - Apresentação dos perfis de concentração da série nitrogenada

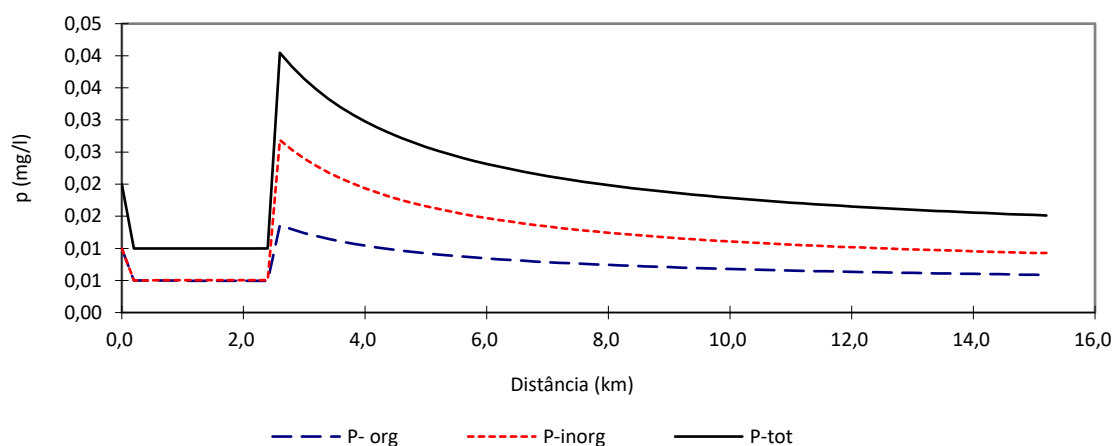


Figura 39 - Apresentação dos perfis de concentração das frações de fósforo

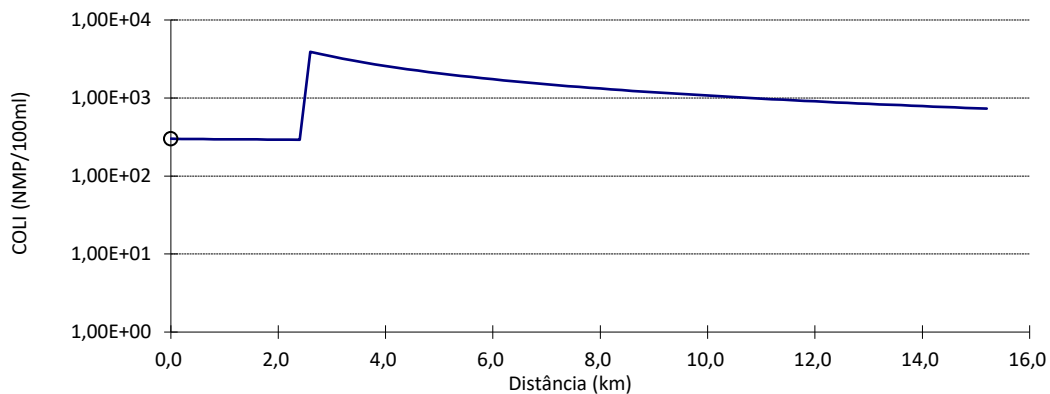


Figura 40 - Apresentação dos perfis de concentração de coliformes

Perfis de concentração para o rio Caco Pote

As figuras de 41 a 45 apresentam os perfis de qualidade da água para o rio Caco Pote, considerado horizonte estabelecido para o ano de 2050.

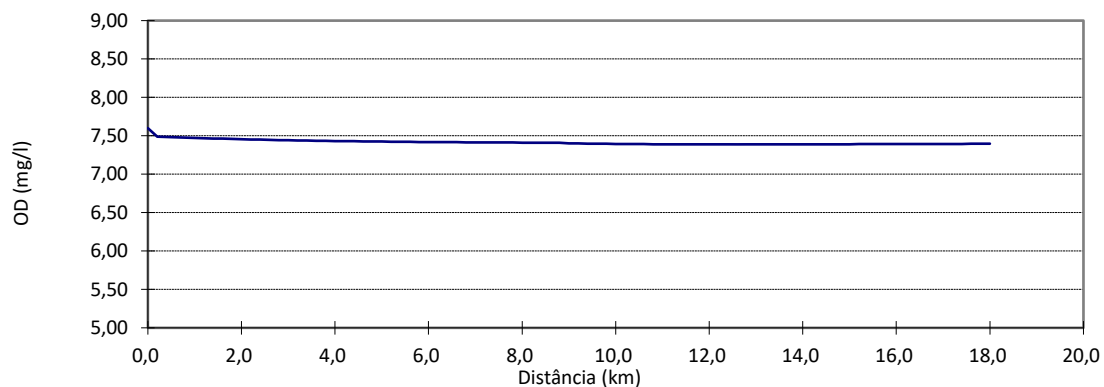


Figura 41 - Apresentação dos perfis de concentração de OD

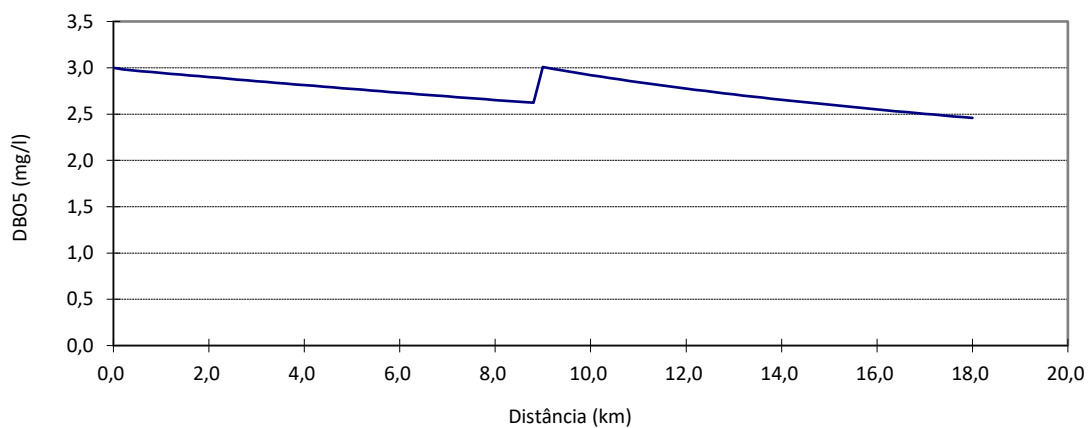


Figura 42 - Apresentação dos perfis de concentração de DBO-

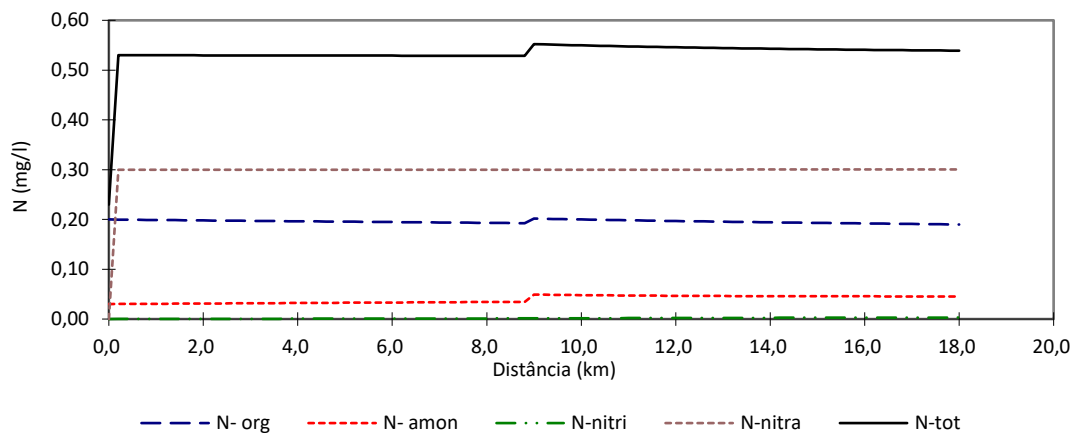


Figura 43 - Apresentação dos perfis de concentração da série nitrogenada

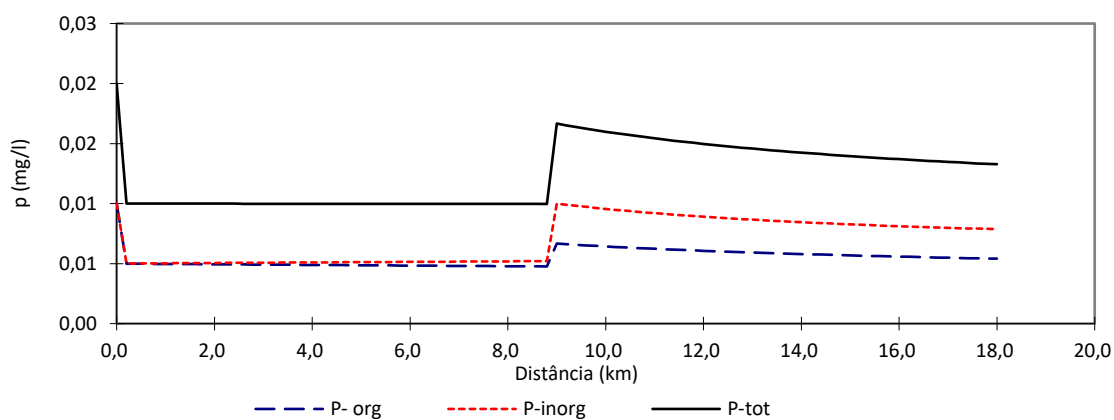


Figura 44 - Apresentação dos perfis de concentração das frações de fósforo

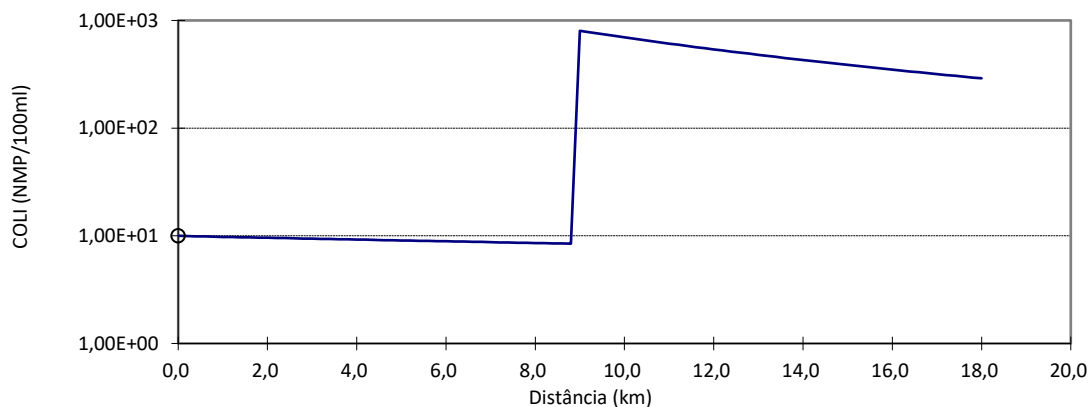


Figura 45 - Apresentação dos perfis de concentração de coliformes