UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

CENTRO TECNOLÓGICO

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

RODRIGO LEIONE PASSOS

SELEÇÃO DE EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS A PARTIR DA UTILIZAÇÃO COMBINADA DE MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA E DE TÉCNICA META-HEURÍSTICA DE OTIMIZAÇÃO

VITÓRIA

2012

RODRIGO LEIONE PASSOS

SELEÇÃO DE EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS A PARTIR DA UTILIZAÇÃO COMBINADA DE MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA E DE TÉCNICA META-HEURÍSTICA DE OTIMIZAÇÃO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. José Antônio Tosta dos Reis
Co-orientadora: Profª. Maria Cristina Rangel

VITÓRIA

2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

SELEÇÃO DE EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS A PARTIR DA UTILIZAÇÃO COMBINADA DE MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA E DE TÉCNICA METAHENRISTICA DE OTIMIZAÇÃO

RODRIGO LEIONE PASSOS

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

Maria Cristina Rangel

Prof.ª Maria Cristina Rangel
Coorientadora – INF/CT/UFES

Prof. Marco Aurélio Costa Caiado
Examinador Externo

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

Vitória, 02 de Julho de 2012.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Jonas e Alzira, e ao meu irmão, Murilo, pelo apoio e confiança incondicional que sempre me proporcionam força para seguir em frente. agradeço ao amor, à alegria, à amizade, ao respeito em nosso lar.

Aos professores José Antônio Tosta dos Reis e Maria Cristina Rangel pelas orientações sem restrições de hora, pelo incentivo de contínuo crescimento e pela admirável dedicação para com os alunos.

RESUMO

A avaliação da capacidade de autodepuração permite determinar a qualidade do efluente a ser lançado num determinado curso d'água e, portanto, o nível de tratamento necessário. Adicionalmente, em processos de seleção de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) o projetista deve considerar relações de custo e benefício para escolha entre inúmeras possibilidades. À medida que cresce a complexidade do sistema hídrico essa tomada de decisão torna-se mais difícil, demandando o emprego combinado de técnicas de otimização e de modelagem matemática de qualidade de água. Neste contexto, o presente trabalho tem como principal finalidade avaliar o uso da meta-heurística GRASP e de um método Exaustivo em combinação com o modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFMG, quando da seleção de eficiências mínimas nos tratamentos de efluentes domésticos associados à bacia do rio Santa Maria da Vitória. Foram analisados três cenários de disposição de efluentes domésticos na bacia. A função objetivo definida foi a soma das eficiências de tratamento dos esgotos pontualmente lançados nos trechos em estudo. A meta-heurística GRASP demonstrou ser uma técnica eficiente na determinação de eficiências mínimas de tratamento de efluentes e o QUAL-UFMG, por sua vez, uma ferramenta útil e de fácil aplicação para a modelagem da qualidade de água de rios.

Palavras-chave: Modelagem de qualidade de água. Tratamento de esgotos. Otimização. GRASP.

ABSTRACT

The evaluation of the self-cleaning capacity allows to find the quality of the effluent to be released at a certain water course and therefore the level of treatment necessary. Additionally, in selection processes of sewage treatment station, the designer should consider cost-benefit relations for a choice between several possibilities. As the complexity of the water system grows such decision making becomes more difficult, requiring the combined use of optimization techniques and mathematical modeling of water quality. In this context the present work has as main purpose to evaluate the use of grasp and of an exhaustive method in combination with the mathematical model of water quality QUAL-UFMG, in the case of the selection of minimum efficiencies in the treatment of domestic effluents associated with the basin of Santa Maria da Vitoria river. Three scenarios of domestic sewage disposal in the basin were analyzed. The defined objective function was the sum of the efficiencies of sewage treatment released in certain spots of the basin under study. The GRASP has proven to be an efficient technique for the determination of minimum efficiencies of effluent treatment and the is-UFMG, an useful and easily applied to the modeling of water quality of rivers.

Keywords: Modeling of water quality. Wastewater treatment. Optimization. GRASP.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1 - Funcionamento da meta-heurística GRASP. 24

Figura 4-1- Rede de Drenagem da Bacia do Rio Santa Maria da Vitória.. 27

Figura 4-2 - Trecho do rio Santa Maria da Vitória, objeto de estudo no presente trabalho. 28

Figura 5-1 - Representação esquemática do sistema hídrico a ser estudado.. 33

Figura 5-2 - Sistema hídrico a ser modelado no cenário 1. 34

Figura 5-3 - Sistema hídrico a ser modelado no cenário 2 35

Figura 5-4 - Sistema hídrico a ser modelado no cenário 3. 36

Figura 5-5 - Esquema representativo da construção da estrutura de vizinhança em cada cenário. 37

Figura 5-6 - Exemplo de geração de soluções vizinhas para o cenário 1. 38

Figura 6-1 - Perfil de OD relativo ao cenário 1 para lançamento de esgoto bruto. 39

Figura 6-2 - Perfil de DBO relativo ao cenário 1 para lançamento de esgoto bruto. 40

Figura 6-3 - Perfil de OD relativo ao cenário 2 para lançamento de esgoto bruto. 40

Figura 6-4 - Perfil de DBO relativo ao cenário 2 para lançamento de esgoto bruto. 41

Figura 6-5 - Perfil de OD relativo ao cenário 3 para lançamento de esgoto bruto. 41

Figura 6-6 - Perfil de DBO relativo ao cenário 3 para lançamento de esgoto bruto. 42

Figura 6-7 -Perfil de OD obtido a partir da utilização das eficiências de tratamento geradas pelo GRASP para o cenário 1. 44

Figura 6-8 -Perfil de DBO obtido a partir da utilização das eficiências de tratamento geradas pelo GRASP para o cenário 1. 44

Figura 6-9 -Perfil de OD obtido a partir da utilização das eficiências de tratamento geradas pelo GRASP para o cenário 2. 45

Figura 6-10 -Perfil de DBO obtido a partir da utilização das eficiências de tratamento geradas pelo GRASP para o cenário 2. 45

Figura 6-11 -Perfil de OD obtido a partir da utilização das eficiências de tratamento geradas pelo GRASP para o cenário 3. 46

Figura 6-12 -Perfil de DBO obtido a partir da utilização das eficiências de tratamento geradas pelo GRASP para o cenário 3. 46

Figura 6-13 -Comparação entre as somas das eficiências obtidas pela aplicação do método exaustivo e o GRASP. 49

LISTA DE TABELAS

Tabela 3-1 – Eficiências de remoção de DBO, Nitrogênio e Fósforo, típicas no tratamento de esgotos domésticos..... 17

Tabela 6-1 – Valores de eficiência obtidos pelo GRASP e EXAUSTIVO. 48

Tabela 6-2 – Comparação entre os tempos de execução. 49

LISTA DE QUADROS

Quadro 3-1 – Evolução histórica dos modelos de qualidade de água..... 7

Quadro 3-2 – Níveis do tratamento de esgoto..... 15

Quadro 3-3 – Critérios gerais utilizados na decisão da metodologia a ser empregada no problema. 18

Quadro 3-4 – Formulação geral do GRASP. 22

Quadro 3-5 –Construção da solução inicial. 22

LISTA DE SIMBOLOS

K_d =Coeficiente de oxidação da DBO no rio (d^{-1})

DBO =Demanda bioquímica de oxigênio

OD =Oxigênio Dissolvido

L =Concentração de DBO última em um tempo do percurso t qualquer (mg/L)

K_2 =Coeficiente de reaeração (d^{-1}).

C_S =Concentração de saturação do OD (mg/L)

C =Concentração de oxigênio dissolvido em um instante t qualquer (mg/L).

E_i =Eficiência do i-ésimo sistema de tratamento de esgoto

Σ =Somatório

t =Tempo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 1

2. OBJETIVOS 3

2.1. Geral 3

2.2. Específicos 3

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 4

3.1. Modelo de Qualidade de água 4

3.2.Processo de seleção de sistemas de tratamento de esgoto 13

3.3.Técnica de otimização 19

4. ÁREA DE ESTUDO 26

5. MATERIAIS E MÉTODOS 29

5.1. O modelo qual-ufmg 29

5.2. O problema de otmização 31

5.3. Cenários Simulados 32

5.4. técnica de otimização grasp 36

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO 39

7. CONCLUSÃO 51

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 52

1. INTRODUÇÃO

A degradação da qualidade da água e os problemas relativos à sua disponibilidade têm sido intensificados, devido, sobretudo, ao desenfreado desenvolvimento econômico que ocasiona, invariavelmente, maior pressão sobre os recursos naturais e, usualmente, sua inadequada utilização.

Ainda que a água seja utilizada prioritariamente para dessedentação dos seres vivos e irrigação, a evolução cultural, social e tecnológica observada tem feito com que as necessidades de utilização dos recursos hídricos se modifiquem, ganhando relevância a utilização na indústria, geração de energia elétrica, navegação, diluição de despejos, dentre outros.

Não obstante, o aumento da densidade populacional tem gerado uma grande produção de esgotos domésticos e industriais, o que tem produzido sérios problemas de qualidade associados aos recursos hídricos.

Existem diversas alternativas no que concerne ao controle da poluição por esgotos, tais como a regularização da vazão do curso d'água, a aeração do curso d'água, a aeração dos esgotos tratados. Entretanto, o tratamento individual ou coletivo dos esgotos antes do lançamento é usualmente a principal e, muitas vezes, a única estratégia de controle, por meio da qual se busca modificar a qualidade dos poluentes lançados e possibilitar o atendimento de padrões de qualidade preconizados pela legislação referente aos recursos hídricos.

Para a escolha de processos de tratamento de esgotos adequados para o atendimento da capacidade suporte do corpo d'água pode ser utilizada a modelagem matemática da qualidade de água, procedimento a partir do qual pode ser selecionada a eficiência de remoção de poluentes em cada ponto de disposição final de efluentes. Todavia, a escolha do processo de tratamento de esgoto não deve ser feita de modo pontual e isolada. As tomadas de decisão

em um corpo d'água precisam levar em consideração os efeitos que tais medidas ocasionarão em toda bacia hidrográfica a qual o corpo d'agua pertence.

A utilização de modelos matemáticos, no que tange ao gerenciamento de recursos hídricos, tem demonstrado ser uma poderosa ferramenta de análise por permitir a avaliação da evolução temporal e espacial dos parâmetros de qualidade de água.

A complexidade inerente a problemas que surgem no processo de seleção de processos de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica, sobretudo aqueles de ordem combinatória que antecedem a tomada de decisão, tem estimulado a utilização de técnicas de otimização e de modelos matemáticos de qualidade de água.

Os trabalhos de Lynn; Logan; Charnes (1962), Revelle; Loucks; Lynn (1968), Wen; Fu (1991), Wang; Jamieson (2002) constituem exemplos de aplicação de técnica de otimização para a resolução de problemas associados à alocação de cargas poluidoras em corpos d'água. Nestes trabalhos a eficiência do tratamento tem figurado como a variável de decisão para maximizar a eficiência econômica, assumindo-se como restrição a qualidade desejável do corpo d'água.

O presente trabalho combina o modelo QUAL-UFMG e a técnica meta-heurística de otimização GRASP para a seleção de eficiências de tratamento de esgotos que permitam a manutenção dos padrões de qualidade ambiental para a porção superior da bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória.

.

2. OBJETIVOS

2.1. GERAL

Estudar a associação das características preditivas de um modelo de qualidade de água a uma técnica de otimização combinatória, quando do processo de seleção de eficiências de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica.

2.2. ESPECÍFICOS

- Simular, com o auxílio do modelo computacional QUAL-UFMG, a qualidade das águas da porção superior do rio Santa Maria da Vitória;
- Determinar eficiências mínimas de sistemas de tratamento de efluentes para a área de estudo, a partir da aplicação combinada da metaheurísitica GRASP e do modelo QUAL-UFMG
- Determinar o conjunto de eficiências mínimas que proporcione a solução ótima global do problema estudado, a partir da utilização conjunta do Método Exaustivo e do modelo QUAL-UFMG.
- Comparar os resultados produzidos pelo Método Exaustivo e pela Meta-heurística GRASP.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste tópico serão discutidos temas considerados relevantes para a condução do presente trabalho, com particular atenção a modelagem matemática da qualidade da água, processos de seleção de sistema de tratamento de esgoto e técnicas de otimização.

3.1. MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA

Um modelo é uma representação simplificada de um sistema real que se deseja analisar. As situações reais são, em geral, demasiadamente complexas para serem representadas na sua íntegra e grande parte desta complexidade é irrelevante para o problema que se quer resolver (LANNA, 2002).

Os modelos matemáticos de qualidade de água são constituídos por diversas expressões matemáticas que definem os processos físicos, químicos e biológicos presentes no corpo d'agua. A maioria é composta de equações de conservação de quantidade de movimento e massa. A partir da seleção de uma variável de qualidade de particular interesse e da identificação dos processos que a afetam, o balanço de massa pode ser desenvolvido e envolverá três fenômenos fundamentais: a entrada do constituinte no volume de controle, o transporte dele através do volume de controle e as reações ocorridas que resultam no aumento ou decaimento da concentração do constituinte, (ALBERTIN, 2008).

A utilização de modelos matemáticos para representar corpos d'água tem se mostrado uma valiosa ferramenta na avaliação de impactos ambientais e na identificação e definição de estratégias para operacionalizar e gerenciar programas de monitoramento ambiental (SALDANHA, 2007).

A utilização dos modelos tem a grande vantagem de fornecer resultados quantitativos. Entretanto, antes da escolha de um modelo, algumas questões devem ser avaliadas. A primeira é o objetivo da modelagem, pois a escolha do

modelo está diretamente relacionada à sua finalidade. A segunda é a escolha do tipo do modelo (DONATELLI, 1998).

Tucci (1998) realiza a classificação dos modelos matemáticos de qualidade de água de acordo com alguns critérios:

- A discretização espacial:
    - Modelos Unidimensionais – Simulam os processos, considerando apenas uma direção no espaço. Pode ser unidirecional vertical ou horizontal.
    - Modelos Bidimensionais – Simulam os fenômenos desprezando uma das direções. Podem ser bidimensionais no plano (direções longitudinal e transversal) ou no perfil (direções longitudinal e vertical).
    - Modelos Tridimensionais - Representam todas as direções do espaço. Apresentam um grande número de fatores que necessitam ser estimulados para que possam ser utilizados.
- A variação no tempo
    - Modelos em regime permanente – Desconsideram a variação no tempo das variáveis envolvidas no processo. Os modelos em regime permanente podem ser ainda classificados em uniformes (velocidade do rio constante) e não-uniformes (velocidade varia ao longo do rio).
    - Modelos em regime não-permanente: Permitem a análise das variações temporais envolvidas no processo.
- O tipo de parâmetro
    - Conservativo – Modelos que simulam parâmetros cujas concentrações não mudam devido a reações químicas e biológicas internas, como sais, por exemplo;

- Não-conservativo: Modelos que simulam constituintes que reagem por processos químicos ou biológicos internos, modificando sua concentração como, por exemplo, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e o Oxigênio Dissolvido (OD).

Ademais, os modelos podem ser determinísticos ou estocásticos. Os primeiros estimam valores médios dos vários índices de qualidade da água, enquanto que os estocásticos levam em consideração as incertezas dos processos físicos, químicos e biológicos.

Outro aspecto fundamental na formulação do modelo matemático de qualidade de água é o regime hidráulico do curso d'água. Em termos do padrão de mistura há dois modelos hidráulicos básicos: mistura completa e de fluxo pistão.

O fluxo pistão tem como característica a divisão do escoamento em seções transversais que funcionam como êmbolos sem relação uns com os outros, no interior dos quais a qualidade de água é uniforme. À medida que o êmbolo flui para jusante, vão se processando as reações da autodepuração.

O regime de mistura completa se caracteriza por apresentar, em todos os pontos do corpo d'água, a mesma concentração. Logo, a concentração efluente é igual à concentração em qualquer ponto do corpo hídrico.

A utilização de reatores de mistura completa em série é feita para modelar o regime hidráulico que existe entre os regimes ideais de fluxo em pistão e mistura completa, usualmente denominado fluxo disperso. Na série composta por apenas uma unidade, o sistema reproduz um modelo de mistura completa e no caso do sistema apresentar um número infinito de seções em série, o fluxo em pistão é reproduzido.

Segundo Lima (2001), que apresentou um histórico de modificações e evoluções dos modelos de simulação da qualidade da água, a grande maioria dos modelos usados atualmente tem como precursores as equações

originalmente propostas por Streeter & Phelps. Um breve histórico das modificações e evoluções dos modelos de qualidade de água é apresentado por meio do Quadro 3.1.

Quadro 3.1. Evolução histórica dos modelos de qualidade água.

Ano	Modelo	Características
1925	Streeter & Phelps	Este modelo representa o balanço entre OD e DBO definidos na forma de equações diferenciais de primeira ordem.
1963	Camp	É um modelo de simulação de OD/DBO que modifica as equações originais adicionando os termos referentes à sedimentação e/ou suspensão, DBO de escoamento superficial e fotossíntese.
1964	Dobbins	Modelo de simulação no qual o OD/DBO apresenta-se na forma de equações diferenciais de segunda ordem, considerando os efeitos da demanda bentônica, fotossíntese e respiração no acréscimo da taxa de OD.
1967	O'Connor	Este modelo de simulação OD/DBO utiliza uma equação onde os termos referentes à DBO carbonácea e DBO nitrificante estão separados.
1970	Dosag I	Modelo proposto pelo Texas Water Board (WDB), que mostra, de forma integrada, que a equação de Streeter Phelps é aplicável a sistemas unidimensionais sem considerar os efeitos da dispersão.
1970	Dosag III	Criado pela Enviromental Protection Agency (EPA), este modelo registra maior habilidade nos procedimentos de simulação e maior número de parâmetros simulados no Dosag I.
1971	Qual I	O modelo Qual I, desenvolvido pelo Texas WDB, usa equações unidimensionais de dispersão-advecção pela solução de diferenças finitas. É diferente dos modelos acima citados, que utilizam um trecho como elemento computacional e necessitam apenas de lançamento no início e final de cada trecho a ser alimentado. 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.

Ano	Modelo	Características
1972	Qual II	O modelo Qual II, proposto pelo EPA, é uma modificação do Qual I, sendo aplicável para rios profundos e dendríticos. Pode simular variações temporais e espaciais de até treze parâmetros de qualidade de água.
1974	Simox	Dissolved Oxygen Simulation Model- O modelo de simulação oxigênio dissolvido inclui OD/DBO, bactéria (Chik's Law) 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.
1976	Qual-Semog	Qual II/ Semog é um modelo matemático determinístico, unidimensional de qualidade de água, desenvolvido pela firma Water Resource Engineering para o Southeast Michigan Concil of Governments, a partir dos modelos Qual I e Qual II. Pode ser operado tanto em regime permanente quanto dinâmico, embora, em termos hidráulicos, forneça apenas soluções permanentes.
1976	CE-QUAL-W2	O modelo Ce-QUAL-W2 é bidimensional (vertical), hidrodinâmico e de qualidade de água. Inclui temperatura, salinidade, ciclo de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo, fitoplânctons e bactérias. Vários níveis de complexidade são possíveis devido a organização modular das simulações de qualidade d'agua. O CE-QUAL-W2 tem sido aplicado largamente para rios, lagos, reservatórios e estuários nos Estados Unidos.
1985	Qual2-E	Qual2-E é um modelo unidimensional de estado permanente, usado frequentemente para simular os efeitos da poluição de fontes pontuais e não pontuais na qualidade de água de rios. Ciclos detalhados de OD/DBO e de nutriente são simulados, considerando os efeitos de respiração de algas, reaeração e demanda de oxigênio de sedimentos. Os metais podem ser simulados arbitrariamente como constituintes conservativos ou não. Sua hidrodinâmica baseia-se na equação unidimensional de advecção-dispersão. É amplamente utilizado em todo o mundo, havendo diversos casos de aplicação no Brasil.
1985	HSPF	Hydrologic Simulation Program-Fortran. Este modelo

		combina as cargas de escoamento da bacia e cargas, transporte e formação, os rios de OD/DBO, nutrientes, algas e pesticidas/tóxicos. O HSPF requer uma extensa gama de dados de entrada e coeficientes para parametrizar cada processo de qualidade e quantidade de água. As simulações detalhadas de ciclo de nutriente incluem nitrificação e desnitrificação, absorção de amônia e de ortofosfato, uptake (coletor ascendente de gás), vaporização e imobilização. As transformações de tóxicos no rio abrangem solubilidade, volatilização, fotólises, oxidação e biodegradação. Somente a variação em uma dimensão é considerada no corpo d'agua. O HSPF inclui três compartimentos de algas e considera a respiração, crescimento, assentamento e morte usando a cinética de Michaelis-Menten. É um modelo altamente detalhado e tem sido largamente aplicado nos Estados Unidos.
1985	Mike 11	Este modelo foi desenvolvido pelo Instituto Dinamarquês de hidráulica para simular processos de águas pluviais, escoamentos em bacias e qualidade de água em corpos de águas unidimensionais. Os módulos de águas pluviais escoamento usam uma abordagem parâmetro global para simular escoamentos, mas as cargas poluentes não são simuladas.
1985	Wasp	Water Analysis Simulation Program- Este programa de simulação de análise de água foi desenvolvido para simular os processos de hidrodinâmica e de grande qualidade de água em 1, 2 ou 3 dimensões para avaliar o destino e transporte de contaminantes convencionais e tóxicos. Ciclos de OD/DBO detalhados, nitrogênio, fósforo e fitoplâncton são simulados, usando-se a componente de qualidade de água neutro. O módulo "toxi' também avalia a cinética das substâncias tóxicas.
2007	Qual-UFMG	O modelo Qual-UFMG, desenvolvido para o ambiente computacional da planilha Excel, possibilita a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL2-E, modelo desenvolvido pela EPA. O Qual-UFMG torna possível uma simulação rápida e simples do OD, DBO, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e os coliformes termotolerantes.

Fonte: Adaptado de Lima (2001), com inclusões de informações a cerca do modelo QUAL-UFMG.

Os modelos de qualidade têm sido largamente utilizados não só para controle da qualidade das águas e avaliações decorrentes do estado de ocupação da bacia, mas, também, para prognosticar condições provenientes da implantação de empreendimentos.

Al-layla (1989) considera o QUAL II um dos mais abrangentes no grupo dos modelos desenvolvidos nos Estados Unidos e observa que o mesmo tem sido amplamente utilizado em redes de drenagem de vários países europeus para simulação da operação de ecossistemas aquáticos.

Al-rizzo (1989) descreve a calibração e a simulação do modelo matemático QUAL II para o rio Tigres, entre a barragem Sadam e a cidade de Mosul, no Iraque, num trecho de 75 Km. A calibração do modelo permitiu a adequada simulação de constituintes conservativos e não-conservativos. As eventuais diferenças entre as concentrações medidas e simuladas foram atribuídas à falta de dados de campo, à complexidade da formulação do modelo e às considerações adotadas na construção do modelo.

Cubillo *et al*. (1992) relata que a Companhia Canal de Isabel II, responsável pelo gerenciamento da água e esgoto de Madrid, na Espanha, tem feito uso do modelo para a maioria dos rios da região de Madrid. Inicialmente, ele foi aplicado no planejamento de um programa de expansão de tratamento de resíduos e posteriormente para gerenciar as estações de tratamento de esgoto e avaliar o controle da qualidade das águas dos rios de Madrid.

Bauermann (1992) utilizou o modelo QUAL2-E em conjunto com uma planilha eletrônica do Lotus1-2-3 para geração de índices de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Potiribu, zona de produção de soja, trigo e pecuária, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Os parâmetros simulados foram OD, DBO, série N, série P, coliformes, três substâncias conservativas (DQO, Cloretos e Sulfetos) e uma substância não-conservativa arbitrária (Ferro Total). Entre outros interesses, o trabalho mostrou a compatibilidade de utilização de um modelo matemático com uma planilha expandida (spreadsheet), criando um instrumento de gerenciamento computacional acessível tanto ao pessoal técnico como aos responsáveis pelas tomadas de decisão.

Mendonça (1992) fez uso do modelo QUAL-2E para determinar o impacto ambiental de uma fábrica de papel e celulose (CENIBRA), na bacia hidrográfica do rio Doce, no estado de Minas Gerais, Brasil. A simulação foi realizada em

época de estiagem, considerando dois aspectos: variação da concentração da DBO com a vazão de descarga de efluente constante e a variação da vazão de descarga de efluente com a concentração da DBO fixa. Onze pontos foram monitorados, considerando os parâmetros OD, DBO, DQO, pH, condutividade, turbidez, nitrogênio, fosfato, resíduo sedimentável e coliformes. Nas conclusões, o autor menciona que o QUAL-2E permitiu boa calibração e pode ser uma importante ferramenta nos trabalhos de planejamento ambiental e simulações dos impactos na qualidade da água de rios.

Siqueira (1996) utilizou o QUAL2-E na modelagem de oxigênio dissolvido no rio Meia Ponte, em Goiás, em um trecho de 19 Km, para um período de vazões baixas. Foram determinados os coeficientes do modelo relativos à reaeração atmosférica e demanda bioquímica de oxigênio. Para isso foram utilizadas metodologias baseadas em equações empíricas, semi-empíricas e no uso de traçadores. O autor sugere que, não sendo possível a realização de estudos detalhados acerca da capacidade de autodepuração do rio em análise, a utilização da metodologia proposta torna-se uma importante ferramenta na avaliação de impactos ambientais em corpos d'água corrente.

Para a avaliação do processo de nitrificação nos rio Piracicaba e Doce e posterior discussão sobre o processo de estabelecimento dos padrões ambientais, Reis (1997) utilizou o modelo QUAL2-E, concluindo que o modelo demonstrou ser uma ferramenta prática e versátil para a simulação do processo de nitrificação em rios.

Ferraz e Braga (1998) utilizaram o Modelo Matemático Simox II, Sistemas de Suporte à Decisão (SSD), um Sistema de Informação Geográfica (SIG) para propor um modelo decisório para dar suporte ao gerenciamento e planejamento integrado dos recursos hídricos, no que se refere às metas de outorga do uso da água na bacia hidrográfica do rio Corumbataí e rio Piracicaba. Os autores consideraram viável o emprego das referidas técnicas que, quando reunidas, aumentaram a eficiência do sistema de gestão de recursos hídricos nas bacias estudadas.

A fim de comparar um modelo bidimensional com o modelo unidimensional de Street & Phelps, Gobira e Côco (2009) sugeriram o modelo bidimensional de decaimento da DBO e OD que se mostrou uma ferramenta eficaz para as simulações de qualidade de água realizadas e para a identificação das zonas de não conformidade. Adicionalmente, os autores observaram que os modelos unidimensionais podem subestimar a extensão das zonas de não conformidade por considerarem a mistura completa dos efluentes no ponto inicial do lançamento do efluente e não englobarem o fenômeno de dispersão transversal dos constituintes.

Ao utilizar a Modelagem Orientada a Objetos com o modelo QUAL2-E, Salim (2004), a fim de disponibilizar uma ferramenta que auxiliasse o gerenciamento da qualidade das águas em rios e o planejamento de ações voltadas ao controle da poluição pontual, realizou simulações hipotéticas no Rio Santa Maria da Vitória. A referida autora concluiu que o sistema desenvolvido apresentou-se como uma alternativa interessante e eficiente para o gerenciamento da qualidade das águas.

A fim de simular a dispersão de substâncias solúveis no Rio Atibaia, Machado *et al* (2008) utilizaram um modelo matemático determinístico, com o auxílio de técnicas da fluidodinâmica Computacional tridimensional (CFD), com o objetivo de predizer o impacto causado pela ocorrência de múltiplos pontos de emissão no trecho estudado. Os dados experimentais obtidos mostraram boa concordância com os resultados fornecidos pelo modelo, demonstrando a grande aplicabilidade do modelo apresentado em estudos de impacto ambiental causado pela emissão de efluentes em rios.

De acordo com Von Sperling (2007), o modelo QUAL-UFMG já foi usado nas simulações de diversos cenários para os cursos d'agua no âmbito do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal. O autor sugere que, por sua facilidade de uso, pela simples interface (planilhas de Excel), pelos gráficos gerados e por estar no idioma português, o modelo possa

se utilizado em grande parte das aplicações em que tradicionalmente se usa o QUAL2E.

Ide e Ribeiro (2008) aplicaram o modelo de qualidade da água (QUAL-UFMG) para simular cenários e prever o comportamento do rio Taquarizinho, curso d'água pertencente à bacia do rio Taquari. Segundo os autores, apesar da intensa atividade agropecuária desenvolvida na região, o rio apresenta boa qualidade da água.

No trabalho realizado por Guedes (2009) foram utilizados os modelos matemáticos de Streeter & Phelps modificado, QUAL-UFMG e QUAL2-K para avaliar a qualidade de água e a capacidade de autodepuração, em termos espaciais e temporais, do curso médio do rio Pomba. Segundo Guedes, o modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFMG foi o que apresentou melhor aderência às informações obtidas em campo nas seções de monitoramento, principalmente em termos de OD, DBO, nitrogênio e fósforo.

3.2.PROCESSO DE SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Os métodos utilizados no tratamento de esgoto podem ser divididos em operações e processos unitários cuja integração compõe os sistemas de tratamento. O conceito de operação e processos unitários pode ser utilizado intercambiavelmente, uma vez que eles podem ocorrer numa mesma unidade de tratamento (SPERLING, 1996).

De maneira geral, pode-se adotar as seguintes definições, tal como proposto por Metcalf & Eddy (1991):

- **Operações físicas unitárias**: métodos de tratamento nos quais predomina a aplicação de forças físicas. (ex.: gradeamento, mistura, floculação, sedimentação, flotação, filtração.)
- **Processos químicos unitários**: métodos nos quais a conversão ou remoção de contaminantes se processa por meio de reações químicas ou em decorrência da adição de produtos químicos. (ex.: precipitação, adsorção, desinfecção).
- **Processos biológicos unitários**: métodos de tratamento nos quais a remoção de contaminantes ocorre devido à atividade de biológica. (ex.: remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrificação, desnitrificação).

Segundo Donatelli (2003), um sistema de tratamento de esgotos, que contempla a coleta, tratamento e destinação final do efluente gerado, deve produzir um efluente de qualidade, que não degrade o corpo receptor, através do menor custo e da máxima eficiência possíveis.

Ademais, outros aspectos, além do custo da concepção e dimensionamento de um sistema de tratamento, devem ser analisados: o objetivo do tratamento, o nível do tratamento, a eficiência necessária a atingir para a adequação à legislação, os estudos de impacto ambiental no corpo receptor. Esses fatores devem ser definidos e assegurados na etapa preliminar da concepção desses sistemas. (VON SPERLING, 1996)

A fim de se atender aos padrões de qualidade estabelecidos pela legislação ambiental vigente, utiliza-se o tratamento de efluentes para a remoção de poluentes, atentando-se ao nível de tratamento e à eficiência que se pretende alcançar. Von Sperling (1996) classifica os níveis de tratamento como preliminar, primário, secundário e terciário, tal como pode ser observado no Quadro 3.2.

Quadro 3.2. Níveis do tratamento de esgoto

Nível	Remoção
Preliminar	-Sólidos em suspensão grosseiros (materiais de maiores dimensões e areia)
Primário	-Sólidos em suspensão sedimentáveis
Secundário	-DBO em suspensão (matérias orgânica componente dos sólidos em suspensão sedimentáveis) -DBO solúvel (matéria orgânica na forma de sólidos dissolvidos)
Terciário	-Nutrientes -Patogênicos -Compostos não biodegradáveis -Metais pesados -Sólidos inorgânicos dissolvidos -Sólidos em suspensão

Fonte: Von Sperling (1996).

Em contrapartida, Metcalf & Eddy (1991), apresentam a classificação dos níveis de tratamento de águas residuárias como: tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário convencional, remoção de nutrientes e tratamento avançado.

O Tratamento preliminar de águas residuárias consiste na remoção de constituintes cuja presença no sistema poderia gerar problemas operacionais ou de manutenção. Constituem exemplos de tratamentos preliminares: remoção de areia para a eliminação de elementos grosseiros em suspensão e a flotação para a remoção de grandes quantidades de óleo e gordura.

O tratamento primário caracteriza-se por parte da remoção dos sólidos suspensos e da matéria orgânica. Ocorre geralmente através de um processo físico, tal como a sedimentação. O efluente proveniente do tratamento primário normalmente contém matéria orgânica e uma DBO relativamente elevada.

O tratamento secundário convencional direciona-se, fundamentalmente, à remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis e sólidos suspensos. Define-se como a combinação dos processos habitualmente utilizados para a remoção biológica destes constituintes, englobando o tratamento por lodos ativos, reatores, ou sistemas de lagoas de sedimentação.

Associada, geralmente, ao tratamento secundário ocorre a remoção de nutrientes. Por exemplo, sais de metal podem ser acrescentados ao tanque de aeração, provocando a sedimentação dos nutrientes alvos, normalmente nitrogênio e o fósforo através de processos biológicos ou químicos ou a combinação de ambos.

Contudo, quando se pretende a utilização de um efluente em usos mais nobres, é feita a aplicação do tratamento avançado. Consiste no nível de tratamento cujo propósito requer um processo além do tratamento secundário convencional para remover constituintes de interesse, tais como: nutrientes, compostos tóxicos, quantidades de matéria orgânica e sólidos suspensos. Soma-se aos processos de remoção de nutrientes e operações unitárias, os processos de coagulação química, floculação e sedimentação seguida de filtração e carvão ativado.

Cada sistema de tratamento possui suas particularidades quanto ao parâmetro alvo a ser removido. A eficiência com a qual ocorre a retirada dos poluentes, os custos de projeto e manutenção, são de responsabilidade do projetista. A Tabela 3.1 apresenta a eficiência média de remoção de DBO, Nitrogênio e Fósforo de acordo com os sistemas de tratamento aplicados.

Tabela 3.1. Eficiências de remoção de DBO, Nitrogênio e Fósforo, típicas no tratamento de esgotos domésticos.

Sistema de tratamento	Eficiência de Remoção (%)		
	DBO	N	P
Tratamento preliminar	0-5	~0	~0
Tratamento primário	35-40	10-25	10-20
Lagoa anaeróbia-lagoa facultativa	70-90	30-50	20-60
Lagoa aerada facultativa	70-90	30-50	20-60
Lagoa aerada mist. completa-lagoa decant.	70-90	30-50	20-60
Lodos ativados convencional	85-93	30-40	30-45
Lodos ativados (aeração prolongada)	93-98	15-30	10-20
Lodos ativados (fluxo intermitente)	85-95	30-40	30-45
Filtro biológico (baixa carga)	85-93	30-40	30-45
Filtro biológico (alta carga)	80-90	30-40	30-45
Biodiscos	85-93	30-40	30-45
Reator anaeróbio manta de lodo	60-80	10-25	10-20
Fossa séptica	70-90	10-25	10-20
Infiltração lenta	94-99	65-95	75-99
Infiltração rápida	86-98	10-80	30-99
Infiltração superficial	90-98	10-40	85-95
Escoamento superficial	85-95	10-80	20-50

Fonte: VON SPERLING, 1996.

Diversas metodologias têm sido pesquisadas e desenvolvidas com o objetivo de produzir uma ferramenta que auxilie a seleção de processos de tratamento de águas residuárias (FOSTER; SOUZA, 1996).

Nas referidas metodologias, distinguem-se, basicamente, duas maiores abordagens: a Econômica e a de Tecnologia Apropriada. As metodologias com base em otimização (denominadas na literatura como as que realizam “síntese de processos de tratamento”, “seleção preliminar”, “planejamento ótimo”, “projeto ótimo”) empregam a abordagem econômica, com o custo sendo normalmente a variável de decisão. Os mais importantes modelos que usam a abordagem de Tecnologia Apropriada são os Modelos USAID-REID, WBANK e PROSEL-I (FOSTER; SOUZA, 1996).

Após a escolha da abordagem maior a ser adotada, os quesitos/critérios constantes no Quadro 3.3 poderão ser empregados para decidir a respeito da metodologia que deverá ser utilizada (FOSTER; SOUZA, 1996).

Quadro 3.3. Critérios gerais utilizados na decisão da metodologia a ser empregada no problema.

Tópico	Questão
Conjunto de Alternativas	-O conjunto de alternativas contido ou gerado pelo modelo satisfaz às exigências do caso específico?
Técnica de solução	-Qual é a técnica de solução que se deseja (tabular, gráfica, ou computacional)? - Há tempo suficiente e condições para instalar um programa de computador? - Com que frequência necessita-se deste tipo de decisão?
Dados de entrada	- Os dados requeridos pela metodologia são disponíveis? - Quais são os custos e qual é o tempo necessário para o levantamento destes dados?
Fatores influentes na seleção	- Quais são os fatores de decisão mais importantes no caso específico? - Quais são os modelos que contemplam estes fatores?

Fonte: FOSTER; SOUZA, 1996.

O primeiro registro de trabalho envolvendo seleção de tecnologia para tratamento de águas residuárias é devido a Lynn *et al*. (1962), onde foram aplicados princípios de análise de sistemas. Seguiram-no vários outros trabalhos de aplicação de técnicas de otimização ao tratamento de águas residuárias que utilizaram métodos clássicos tais como programação linear, programação dinâmica, programação geométrica, enumeração completa, enumeração implícita, programação inteira, etc (ARNOLD, 1982; CAMARA, 1982). Os trabalhos propostos por Evenson *et al*. (1969); Shih e Krishnan (1969), Shih e Defillipi (1970); Berthouex e Polkowsky (1970); Adams e Panagiotakopoulos (1977); Hasit *et al*. (1981) oferecem alguns exemplos de

aplicações de técnicas de otimização à seleção de processos de tratamento de águas residuárias.

3.3.TÉCNICA DE OTIMIZAÇÃO

A otimização é o processo no qual se pretende encontrar e comparar soluções factíveis até que nenhuma solução melhor possa ser encontrada. Essas soluções são classificadas como boas ou ruins em termos de um objetivo. Informalmente, problemas de otimização combinatória são problemas para os quais o espaço de soluções possíveis (viáveis, candidatas ou factíveis) é finito (embora extremamente grande) e discreto. Uma grande variedade de problemas reais que surgem na indústria, economia, logística, etc., caracterizando-se por problemas de decisão relativos à otimização combinatória (ARAÚJO, 2010).

Segundo Cirilo (2002), a busca da solução ótima em projetos de engenharia acontece, de forma geral, com base na experiência de um projetista, que define uma solução entre algumas tentativas, através de um processo heurístico. À medida que cresce a complexidade do problema essa busca é naturalmente dificultada, de modo que nessas situações torna-se mais evidenciada a importância do emprego de técnicas de otimização para se determinar a solução ideal de um problema desse escopo.

Os avanços na tecnologia da computação, juntamente com o aumento da complexidade nos problemas de gerenciamento de recursos hídricos, têm estimulado a prática de modelos matemáticos e simuladores computacionais como ferramentas valiosas no auxílio das tomadas de decisão. A escolha do método depende das características do sistema, avaliação de dados disponíveis, confiabilidade dessas informações, restrições e objetivos especificados (ALBERTIN, 2008).

Quando se analisa o problema da qualidade da água em sistemas de rios de uma bacia hidrográfica, depara-se com o conflito a respeito da

responsabilidade por manter a qualidade da água deste sistema (agências controladoras de poluição, por exemplo) e de quem polui o corpo da água (indústrias, por exemplo). A aspiração das agências controladoras é garantir que a poluição esteja dentro de um limite aceitável, fazendo isso através da imposição de padrões de qualidade da água e lançamento de efluentes. Por outro lado, os poluidores priorizam a utilização da capacidade assimilativa do rio para minimizar o custo do tratamento, de modo que diversos métodos de otimização têm sido propostos para tratar essa problemática (ARAUJO, 2010).

Segundo Lanna (2002), existem dois propósitos para a análise de sistemas de recursos hídricos: simular o comportamento da realidade que eles representam e otimizar os processos que atuam sobre esta realidade. Deste modo, torna-se possível a utilização de duas técnicas: a de simulação e a de otimização. A otimização por enumeração consiste na utilização de um modelo de simulação para enumerar exaustivamente as alternativas decisórias, ou seja, a partir de soluções passadas, determinar novas soluções mais próximas da solução ótima, até uma certa solução (que seria a ótima). Esta enumeração pode ser aleatória ou utilizar técnicas iterativas de otimização.

Os principais métodos para resolução de um problema de otimização são os métodos exatos e os métodos heurísticos. Os métodos exatos obtém a solução ótima para o problema, a partir da construção de modelos matemáticos de otimização e da implementação de algoritmos específicos para sua resolução. Contudo, devido à complexidade combinatorial de alguns problemas, o tempo computacional necessário para sua resolução torna-se muito alto, sendo, geralmente, um tempo não-polinomial. Os métodos heurísticos, por outro lado, são capazes de encontrar soluções viáveis em tempo de execução polinomial, mas não garantem a otimalidade da solução encontrada (ARAÚJO, 2010).

No que diz respeito à heurística, ela pode ser definida como sendo um conjunto de regras e métodos que conduzem à descoberta e à resolução de problemas, fornecendo, em geral, soluções satisfatórias, em um período de tempo computacional razoável (FERREIRA, 1999).

A maioria das heurísticas são algoritmos baseados em construção e algoritmos de melhoria. Nos métodos de construção, a solução é gerada sem partir de uma solução inicial, ou seja, os métodos são responsáveis por gerar uma solução inicial. Já os métodos de melhoria se utilizam de uma solução inicial dada para, assim então, aplicar um método de melhoria da solução. As heurísticas podem ser classificadas como: heurísticas construtivas, heurísticas de refinamento e meta-heurísticas (ARAÚJO, 2010).

De acordo com Osman e Laporte (1996), citados por Blum e Roli (2003), uma meta-heurística é formalmente definida como um processo de geração iterativo, que guia uma heurística subordinada, combinando inteligentemente diferentes conceitos para explorar o espaço de busca, a fim de produzir eficientemente soluções de boa qualidade. Ela pode manipular uma única solução ou um conjunto de soluções a cada iteração. As heurísticas subordinadas podem ser procedimentos de alto (ou baixo) nível; uma simples busca local; ou, apenas, um método de construção.

Neste estudo será empregada a técnica meta-heurística denominada GRASP *(Greedy Randomized Adaptive Search Procedure*). Festa e Resende (2002) apresentam e discutem detalhadamente a aplicação da técnica GRASP.

O GRASP consiste, basicamente, em um método iterativo-probabilístico onde, a cada iteração, obtém-se uma solução do problema analisado. As iterações deste método são formadas por duas fases: a primeira, denominada construtiva, que determina a solução inicial, e a segunda fase na qual ocorre uma busca local que consiste em se obter alguma melhoria na solução corrente. Apresenta-se, no quadro a seguir, uma formulação geral do algoritmo GRASP em pseudocódigo.

Quadro 3.4. Formulação geral do GRASP.

```
Procedimento GRASP;

    1     Entrada de dados;
    2     Enquanto o "critério de parada não for satisfeito"faça
    2.1         Construção da Solução Inicial;
    2.2         Busca Local;
    2.3         Atualiza a solução através da melhor encontrada;
    3     FimEnquanto;
    4     Retorna a melhor solução encontrada;
Fim GRASP;
```

Geralmente, o critério de parada definido consiste em se alcançar um número máximo de iterações pré-estabelecido. Pode-se, também, definir outros critérios, tais como parar quando a solução procurada for encontrada ou se estipular um tempo máximo de execução.

Na fase construtiva do método, uma solução viável é gerada elemento a elemento. Os melhores candidatos para fazer parte da solução são dispostos ordenadamente em uma lista denominada lista restrita de candidatos (LRC). A seleção do próximo componente da solução é dita adaptativa, pois é guiada por uma função gulosa que mede, de forma míope, a melhoria que o mais recente elemento acrescido à solução proporciona à parte já construída. O GRASP possui uma componente probabilística, devido à escolha aleatória na LRC. Esta técnica de escolha permite que variadas soluções sejam geradas a cada iteração GRASP. No Quadro 3.5 apresenta-se o pseudocódigo da primeira fase desta heurística.

Quadro 3.5. Construção da solução inicial.

```
Procedimento Construção da Solução Inicial;
    1     Inicializa a solução;
    2     Enquanto "solução não estiver completa"faça
    2.1         Constrói LRC;
    2.2         Seleciona aleatoriamente um elemento da LRC;
    2.3         Solução recebe o elemento escolhido da LRC;
    2.4         Aplica a Função Adaptativa Gulosa;
    3     FimEnquanto;
Fim Construção da Solução Inicial;
```

Partindo-se de uma vizinhança qualquer, as soluções iniciais produzidas na primeira fase não são, necessariamente, ótimos locais. Devido a este fato, surge a necessidade de se realizar uma busca local para melhorar as soluções provenientes da fase construtiva. Esta busca é realizada de modo iterativo, ocasionando sucessivas trocas da solução corrente, por uma melhor solução encontrada na sua vizinhança. Este procedimento cessa quando nenhuma solução melhor é localizada.

A etapa de geração da solução inicial requer atenção especial, devido ao fato de que o procedimento de otimização, a partir de soluções iniciais quaisquer, pode exigir tempos de ordem exponenciais para sua execução. Experimentalmente, pode-se notar uma significativa melhoria no desempenho do processo quando o mesmo é executado com soluções iniciais de boa qualidade. Logo, o tempo gasto pela busca local pode ser reduzido através de uma fase de construção que gere soluções iniciais que não se distanciem muito dos ótimos locais.

Conforme discutido por Araújo (2010), a meta-heurística GRASP parte da ideia de se usar diferentes soluções iniciais como pontos de partida, que por sua vez serão melhoradas por uma busca local. Uma solução é dita como pertencente ao vale de ótimo local quando, a partir de uma busca local iniciada na referida solução, é possível atingir este ótimo local. Caso uma das soluções iniciais esteja no vale de um ótimo global, a busca local irá encontrar este ótimo global. Caso isso não ocorra, a solução do algoritmo será um ótimo local. Ressalta-se que o método não garante a obtenção do ótimo global. A Figura 3.1 ilustra o funcionamento da meta-heurística.

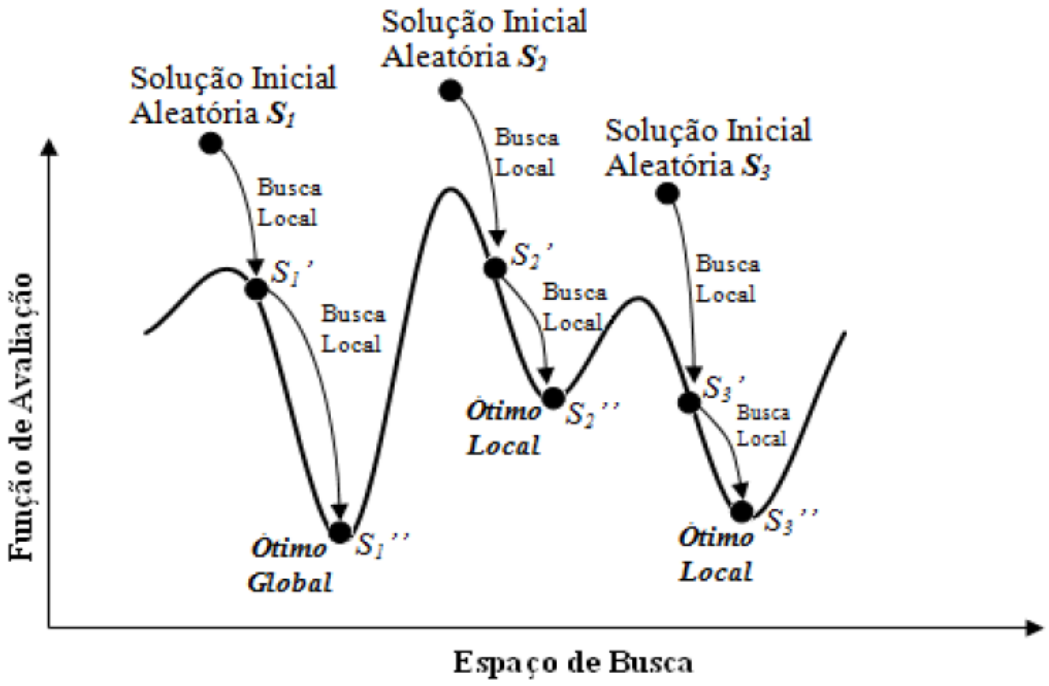

Figura 3.1. Funcionamento da meta-heurística GRASP.
Fonte: Araújo (2010).

A metaheurítica GRASP tem sido utilizada na resolução de diversos problemas de caráter combinatório, apresentando boas soluções à custa de baixo esforço computacional, incluindo-se aqui a solução de problemas na área de recursos hídricos.

No trabalho realizado por Araújo (2010) utilizaram-se meta-heurísticas na resolução do problema de programação de horários para a irrigação com vistas a obter redução dos valores gastos com água e energia, atendendo as restrições inerentes ao problema. A utilização do GRASP permitiu a obtenção dos melhores resultados quando comparadas as soluções obtidas entre as técnicas utilizadas.

Arenales e Soler (2007), por sua vez, propuseram a utilização da meta-heurística GRASP como forma alternativa para a resolução do problema de otimização energética em redes urbanas de distribuição e armazenamento de água.

O método Exaustivo, por sua vez, consiste num método de enumeração completa por meio do qual a solução ótima global é encontrada. No caso do presente trabalho, devido a sua simplicidade, foi possível a construção de um algoritmo que, através de iterações encadeadas, possibilitou a busca da solução ótima entre todo o universo de soluções possíveis.

4. ÁREA DE ESTUDO

Para a condução deste estudo foram consideradas as informações de qualidade e disponibilidade de água da porção superior da bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória, uma das principais fontes de abastecimento da Região Metropolitana da Grande Vitória. As referidas informações são decorrentes dos estudos desenvolvidos por Salim (2004) e Mendonça e Almeida (2005).

O Rio Santa Maria da Vitória é um rio de domínio Estadual, e integra esta bacia os municípios de Santa Maria de Jetibá e parte de Cariacica, Santa Leopoldina, Serra, Viana e Vitória.

O Rio Santa Maria é atualmente o único manancial fornecedor de água para a região norte da cidade de Vitória, atendendo também a demanda de água da sede do município da Serra e dos Balneários de Jacaraípe, Nova Almeida, Praia Grande, Manguinhos e Carapebus. A economia da bacia fundamenta-se nas atividades de agropecuária, turismo, indústrias e usinas hidrelétricas (ROQUES, 2006).

As problemáticas da bacia são o desmatamento em geral e ao longo das Áreas de Preservação Permanente (APP), o assoreamento, a deterioração dos recursos hídricos através do uso indiscriminado de defensivos agrícolas, disposição inadequada de resíduos sólidos e lançamento de efluentes (tanto domésticos como industriais) sem o devido tratamento, práticas agrícolas inadequadas e o conflito entre os usuários de água (ROQUES, 2006).

A bacia de drenagem do Rio Santa Maria da Vitória possui uma área de aproximadamente 1.884 km^2, tendo como principais afluentes os rios Possmouser, Claro, São Luís, Bonito, da Prata, Timbuí, Magaraí, das Pedras, Caramuru, Duas Bocas, Triunfo, Jequitibá, Farinhas, Fumaça e São Miguel. A bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória é representada graficamente por meio da Figura 4.1.

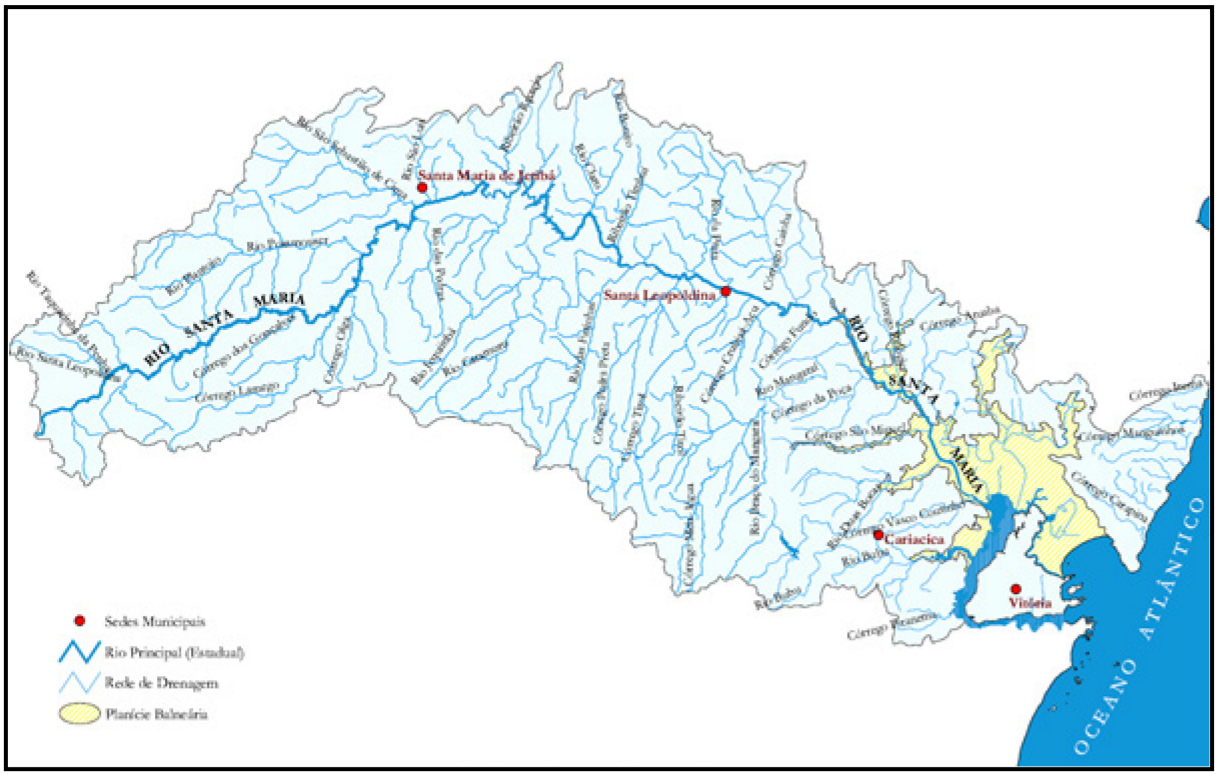

Figura 4.1. Rede de Drenagem da Bacia do Rio Santa Maria da Vitória.
Fonte: Sub Gerência de Geomática IEMA, 2012.

A porção superior da bacia, área de estudo deste trabalho, possui aproximadamente 616 Km² de área e 42 km de extensão (ROQUES, 2006). A Figura 4.2 apresenta em destaque o trecho considerado do Rio Santa Maria da Vitória, desde as nascentes até a represa de Rio Bonito. Na região do Alto Santa Maria localiza-se o município de Santa Maria de Jetibá.

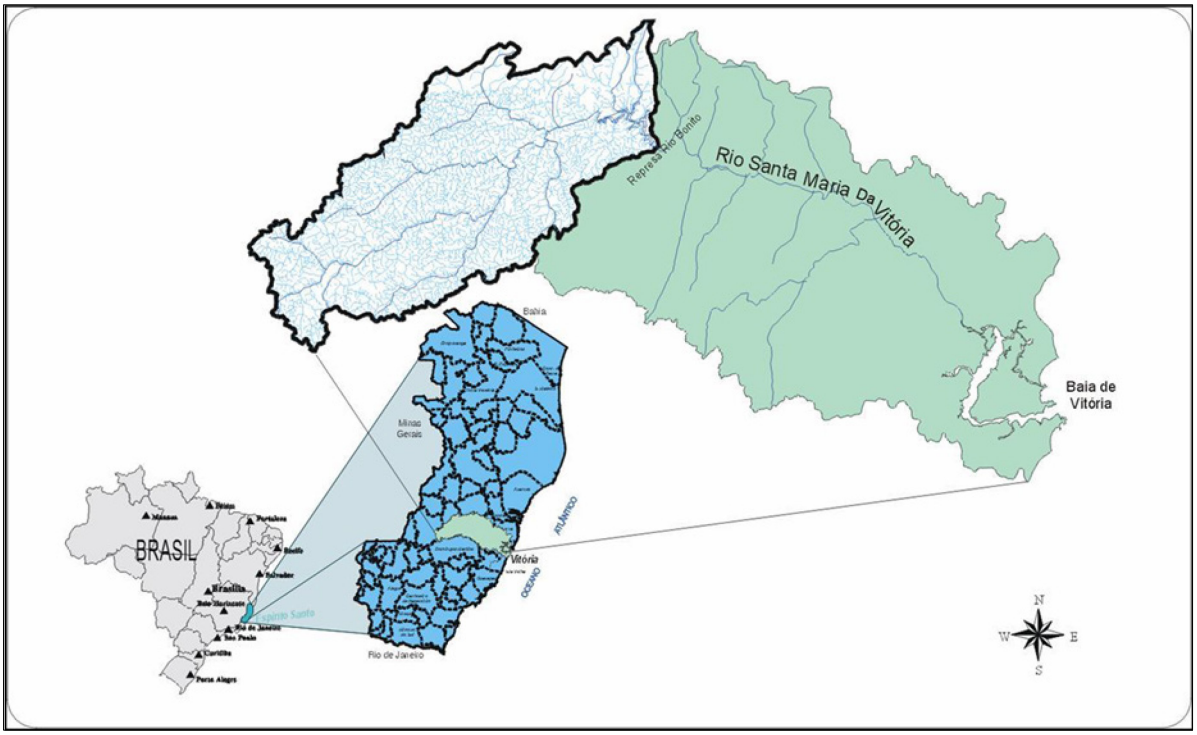

Figura 4.2.Trecho do rio Santa Maria da Vitória objeto de estudo no presente trabalho.
Fonte: IEMA, 2012.

Marcado notoriamente pela presença dos descendentes dos imigrantes europeus, mais especificamente alemães (pomeranos), o município de Santa Maria de Jetibá apresenta predominância da população rural à urbana.

Localizam-se no município de Santa Maria de Jetibá as cabeceiras dos rios formadores do Rio Santa Maria da Vitória, o Rio Alto Posmoser e Rio São Luiz. Este se apresenta como maior fonte de carga orgânica, devido, principalmente, ao despejo de seus efluentes domésticos, sem qualquer tipo de tratamento no Rio Santa Maria da Vitória, tornando-se, deste modo, uma fonte de grande degradação ambiental (ROQUES, 2006).

Segundo HABITEC (1997), a bacia do Rio Santa Maria é responsável por cerca de 30% de todo o fornecimento de água da Região Metropolitana da Grande Vitória.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

Neste tópico serão apresentados o problema de otimização que se pretende resolver, os cenários de disposição de efluentes considerados e as condições de aplicação do modelo de qualidade QUAL-UFMG e da técnica de otimização GRASP.

5.1. O MODELO QUAL-UFMG

Para simular as variações das condições de qualidade do corpo d'água utilizou-se, neste trabalho, uma adaptação para o ambiente computacional do software MATLAB do modelo QUAL-UFMG.

O QUAL-UFMG é baseado num modelo mundialmente utilizado para modelagem matemática em rios- o QUAL2-E- desenvolvido pela *United State Enviromental Protection Agency (USEPA),* cuja versão mais atual é o QUAL2K.

O modelo QUAL-UFMG possibilita a modelagem dos seguintes constituintes ao longo do curso:

- Demanda Bioquímica de oxigênio;
- Oxigênio Dissolvido;
- Nitrogênio total e suas frações;
- Fósforo total e suas frações;
- Coliformes termotolerantes (fecais) ou E.coli.

Contrapondo-se ao QUAL2-K, o QUAL-UFMG possui a simplificação de não incluir as algas e todas suas inter-relações com os outros constituintes. Von Sperling (2007) observa que essa simplificação é decorrente do fato de que os processos que envolvem as algas são extremamente complexos e os valores dos coeficientes não são facilmente determinados, além do fato de que as

interações com as algas apresentam resultados significativos somente em ambientes lênticos.

Outras simplificações realizadas no modelo supracitado são:

- Não consideração da dispersão longitudinal. Conforme comprovado em estudos utilizando o QUAL2-E, o efeito da dispersão longitudinal pode ser desprezado na maior parte de simulações envolvendo rios.
- Integração pelo método de Euler. Esta é a forma de integração mais simples e possibilita fácil compreensão ao usuário da planilha Excel. A principal desvantagem é a necessidade de utilização de curtos passos de integração (representados pela dimensão dos segmentos em que o rio é dividido). Devido ao fato do modelo não apresentar grandes requisitos computacionais, podem ser utilizadas curtas distâncias de integração, sem que isso provoque tempos de cálculos excessivos.

Neste trabalho foram simuladas com auxilio do modelo de qualidade de água as variações nas concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), desconsiderando a influência da nitrificação, da demanda bentônica e da sedimentação.

As constantes cinéticas e variáveis hidrodinâmicas empregadas para as simulações de qualidade de qualidade de água foram obtidas dos estudos desenvolvidos por Salim (2004) e Mendonça e Almeida (2005).

As constantes cinéticas que regularam os processos de desoxigenação ($\mathrm{K_d}$) e reaeração atmosférica ($\mathrm{K_2}$) assumiram os valores 0,24 $\mathrm{dia^{-1}}$ e 0,98 $\mathrm{dia^{-1}}$, respectivamente. A concentração de saturação de oxigênio dissolvido, por sua vez, assumiu o valor de 8,00 mg/L, estimado a partir da altitude média (900 m) e temperatura média da água (21ºC) para a região de estudo.

5.2. O PROBLEMA DE OTMIZAÇÃO

O problema de otimização que caracteriza o problema estudado consiste na obtenção de um conjunto de cinco eficiências de remoção de matéria orgânica, uma para cada ETE que eventualmente seria instalada nos pontos de lançamento de efluentes na porção superior do rio Santa Maria da Vitória, atendendo-se às restrições relativas à qualidade de água impostas pelos padrões de qualidade ambiental.

Supondo-se que o custo de construção de cada estação é proporcional à eficiência de remoção de DBO, o problema passa a ser representado pela busca de valores de eficiências cuja soma seja mínima, atendidas as restrições estabelecidas para o problema.

Matematicamente, o problema pode ser representado pelas seguintes equações:

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^{5} E_i \qquad (01)$$

Sujeito a:

$$E_i \leq 95 \qquad (02)$$

$$E_i \geq 60 \qquad (03)$$

$$DBO_{ESGOTO\ TRATADO} \leq DBO_{ESGOTO\ BRUTO} \qquad (04)$$

$$DBO_{ESGOTO\ TRATADO} \geq 0 \qquad (05)$$

$$DBO_{CURSO\ D'AGUA} \leq 5 \qquad (06)$$

$$OD_{CURSO\ D'AGUA} \geq 5 \qquad (07)$$

Nas expressões anteriores E_i representa a eficiência do i-ésimo sistema de tratamento de esgotos considerado para a bacia em estudo, $\mathrm{OD}_{\mathrm{CURSO\ D'AGUA}}$ a concentração de Oxigênio Dissolvido no curso d'água e $\mathrm{DBO}_{\mathrm{ESGOTO\ TRATADO}}$, $\mathrm{DBO}_{\mathrm{ESGOTO\ BRUTO}}$ e $\mathrm{DBO}_{\mathrm{CURSO\ D'AGUA}}$, os valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio para o esgoto tratado, esgoto bruto e curso d'água, respectivamente.

Como os cursos d'água que compõem a bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória não passaram por processo de enquadramento, foram considerados, conforme estabelece Artigo 42 da Resolução Conama nº 357/2005, como rios Classe 2. Desta forma, os padrões de qualidade estabelecidos para DBO e OD em rios classe 2 deram forma às restrições estabelecidas pelas expressões (06) e (07).

A Resolução CONAMA nº 430/2011, por intermédio do Artigo 21, estabelece que a concentração máxima de DBO no efluente tratado não deve superar 120 mg/L. No entanto, a Resolução indica que a referida concentração poderá ser ultrapassada naquelas situações em que o sistema de tratamento apresentar eficiência mínima de 60% para remoção DBO (o que justifica a incorporação da expressão (03) no conjunto de restrições) ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

5.3. CENÁRIOS SIMULADOS

O estudo de caso considerado neste trabalho utilizou cenários similares àqueles estudados por Salim (2004). A Figura 5.1 apresenta, esquematicamente, o sistema hídrico a partir do qual foram realizadas as simulações de qualidade de água.

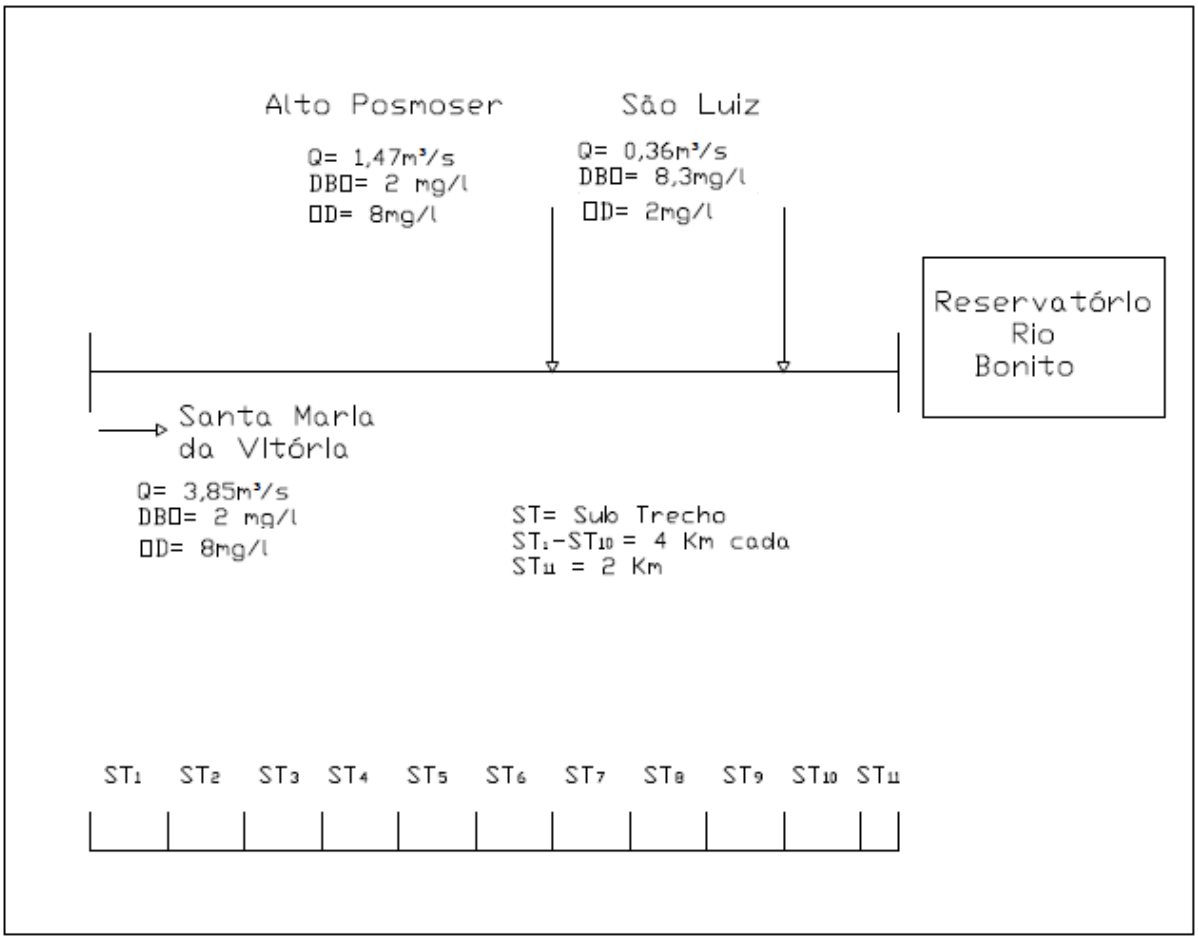

Figura 5.1. Representação esquemática do sistema hídrico a ser estudado.
Fonte: Adaptado de Salim, (2004).

O trabalho proposto por Salim (2004) teve como principal objetivo estabelecer alternativas de eficiências de tratamentos de efluentes necessárias a múltiplas fontes de poluição pontual, utilizando diferentes condições de enquadramentos de corpos d'agua e diferentes alternativas de gerenciamento. Dentre os cenários utilizados pela autora foram considerados três, assim sumarizados:

- Cenário1 – Considerou-se o lançamento de cinco efluentes de mesma carga (P_1=P_2=P_3=P_4=P_5=0,07 m³/s), distribuídos ao longo do corpo d'água, mais especificamente nos quilômetros 8, 16, 25, 32 e 40 no Rio Santa Maria da Vitória. Os tributários, representados - rios Alto Posmoser e São Luiz - encontram-se, respectivamente, nos quilômetros 24 e 36. A Figura 5.2 ilustra graficamente o cenário 1.

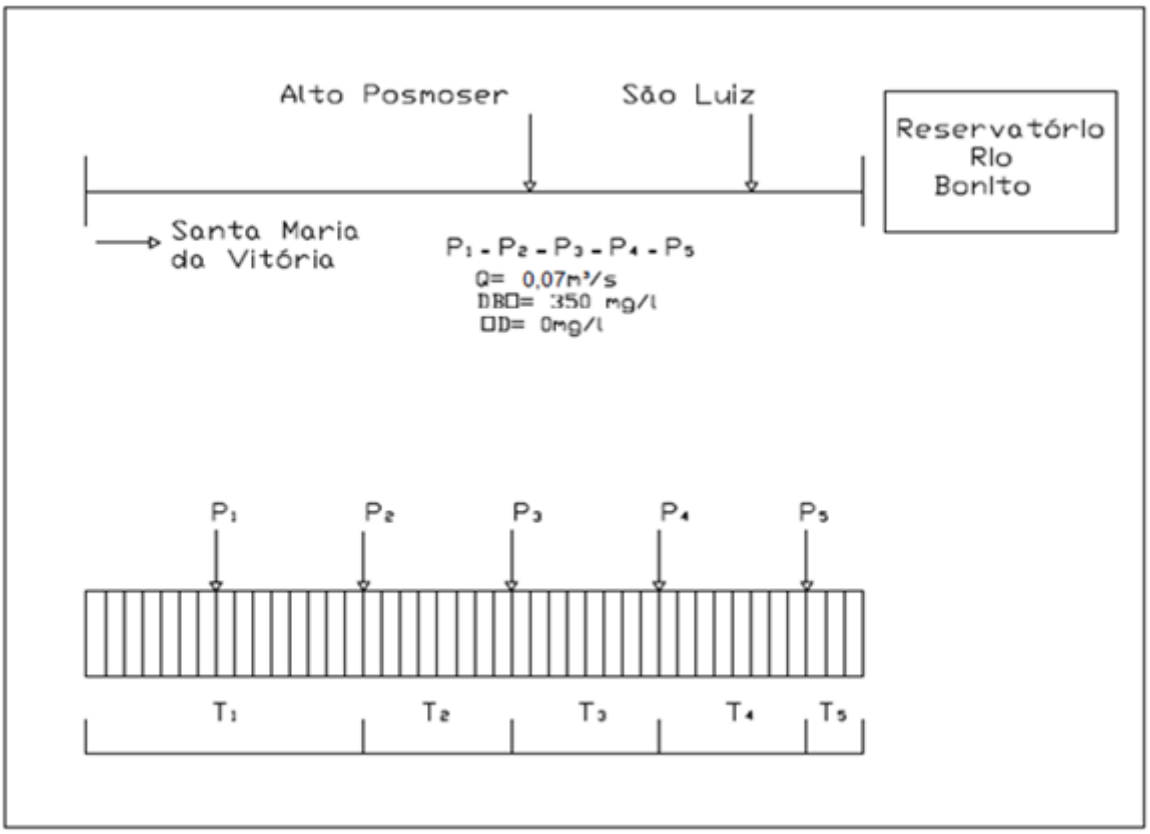

Figura 5.2. Sistema hídrico a ser modelado no cenário 1.
Fonte: Adaptado de SALIM, (2004).

- Cenário2 – Neste cenário considerou-se o lançamento de cinco efluentes com diferentes cargas de poluição, em função das vazões que assumiram, por ponto de disposição final, os valores de P_1=0,09 m³/s, P_2=0,08m³/s, P_3=0,07m³/s, P_4=0,06m³/s e P_5=0,05m³/s. A representação gráfica do sistema hídrico referente ao cenário 2 é apresentada na Figura 5.3.

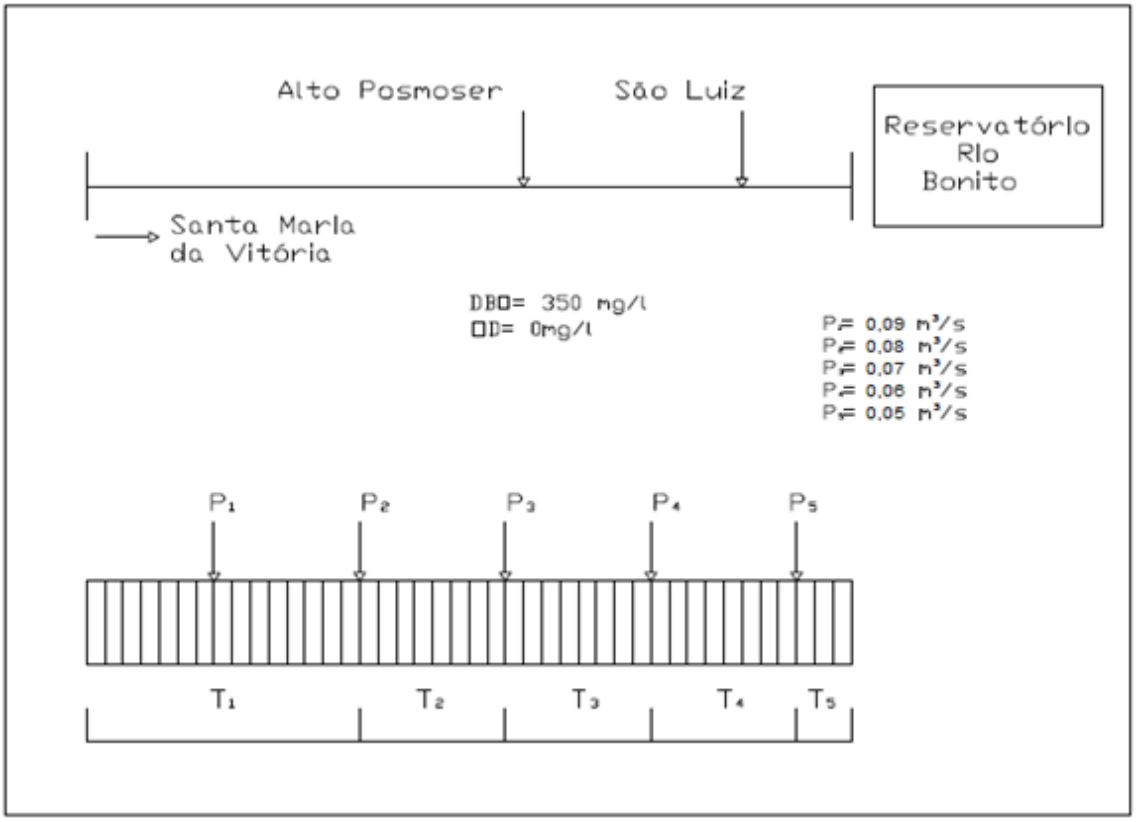

Figura 5.3. Sistema hídrico a ser modelado no cenário 2.
Fonte: Adaptado de SALIM, (2004).

- Cenário3 – Foi definida uma situação hipotética em que a vazão do rio Posmoser igualou-se à do Rio Santa Maria da Vitória, influenciando de forma mais significativa na capacidade de autodepuração ao longo do curso d'água em estudo. Considerou-se o lançamento de quatro pequenas fontes à montante do Rio Alto Posmoser, todas no valor de 0,05m³/s, e de uma fonte de carga superior às demais à jusante do mesmo, no valor de 0,08 m³/s. A Figura 5 apresenta o esquema do sistema hídrico modelado no cenário 3.

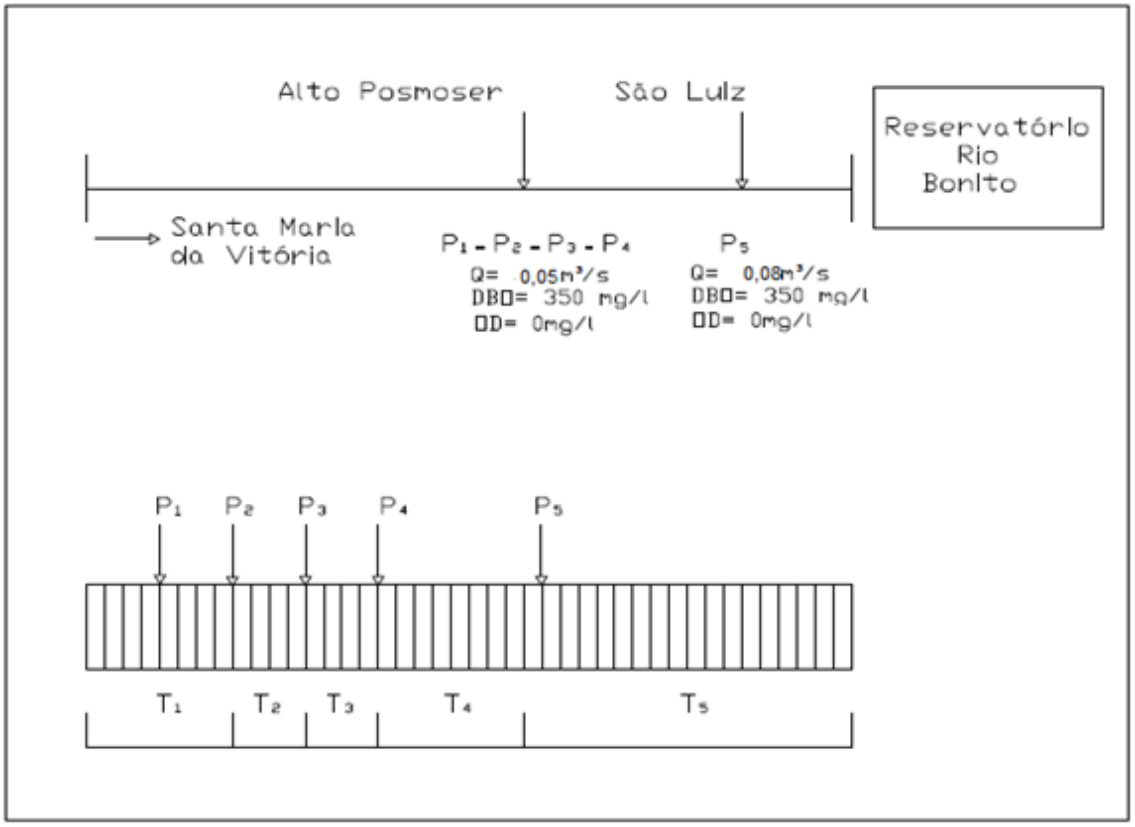

Figura 5.4. Sistema hídrico a ser modelado no cenário 3.
Fonte: Adaptado de SALIM, (2004).

5.4. TÉCNICA DE OTIMIZAÇÃO GRASP

Para a aplicação da meta-heurística GRASP neste trabalho inicialmente gerou-se, por meio de uma função aleatória, valores de eficiência entre 60 e 95%, limites a partir dos quais foi definida a solução inicial. Essa faixa de variação

propiciou a obtenção de soluções viáveis e, deste modo, não houve a necessidade de grande esforço computacional para geração da solução inicial.

A partir das soluções iniciais obtidas anteriormente foram geradas soluções vizinhas por meio de iterações onde, para cada cenário simulado, foram escolhidos três valores de eficiência (seleção conforme indicação da Figura 5.5) cujos valores foram diminuídos sucessivamente até que o critério de parada fosse atendido. É relevante registrar que, conforme problema de otimização anteriormente apresentado, as eficiências de remoção de DBO em cada possível ponto de disposição final de esgoto não poderiam ser inferiores a 60%.

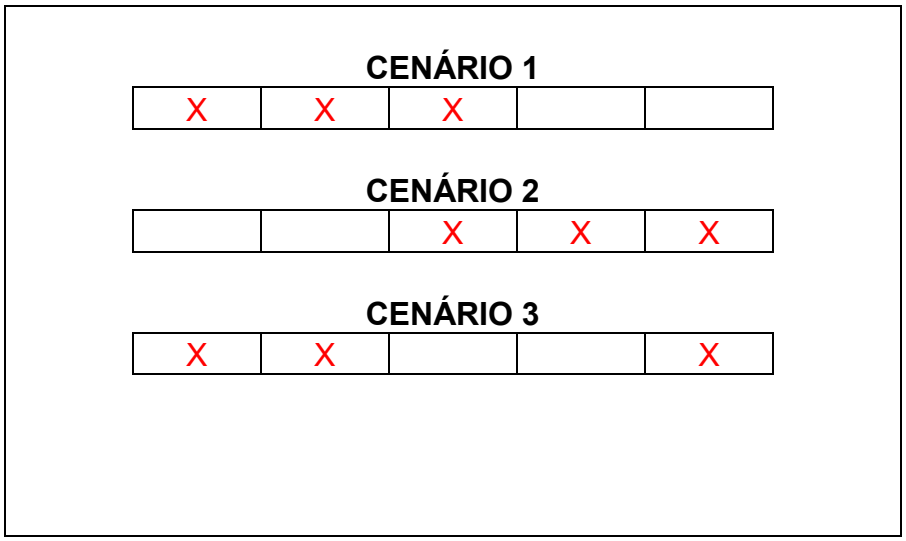

Figura 5.5. Esquema representativo da construção da estrutura de vizinhança em cada cenário.

A Figura 5.6, a seguir, ilustra a construção da estrutura de vizinhança para o cenário 1, a partir de uma solução gerada aleatoriamente.

87	70	65	89	96

SOLUÇÃO INICIAL

86	69	64	89	96
85	68	63	89	96
84	67	62	89	96
83	66	61	89	96
82	65	60	89	96

VIZINHANÇA

Figura 5.6. Exemplo de geração de soluções vizinhanças para o cenário 1.

A escolha da estrutura de vizinhança foi feita com base em avaliações preliminares da sensibilidade, observando-se as variações dos perfis das concentrações de OD e DBO associados a cada cenário, em função da posição do lançamento e da diminuição da carga de DBO lançada. Desta forma, para cada conjunto de três valores distintos de eficiência possíveis, houve a fixação dos outros dois a fim de se verificar quais seriam os que, a partir da redução da carga de matéria orgânica lançada, fariam com que os perfis de OD e DBO apresentassem maiores variações.

A avaliação da viabilidade das soluções geradas pelo algoritmo construído foi feita por meio da utilização do modelo de qualidade de água que, por simulações computacionais, produzia os perfis de OD e DBO referentes a cada cenário.

Para a determinação do ótimo global do problema de otimização, a partir do qual foi possível a avaliação dos resultados produzidos com a aplicação da meta-heurística GRASP, foi desenvolvido e aplicado um algoritmo exaustivo, capaz de varrer todas as possibilidades inteiras de valores de eficiência de tratamento associadas a cada cenário.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Num primeiro momento foram estabelecidos os perfis de OD e DBO para cada cenário considerando-se o lançamento de esgotos brutos nos diferentes possíveis pontos de disposição final de efluentes. Este primeiro conjunto de simulações permitiu verificar a adequação das concentrações dos parâmetros analisados às restrições impostas pela legislação ambiental. Os resultados obtidos nesta etapa estão representados graficamente pelas figuras 6.1 e 6.2 (cenário 1), 6.3 e 6.4 (cenário 2) e 6.5 e 6.6 (cenário 3).

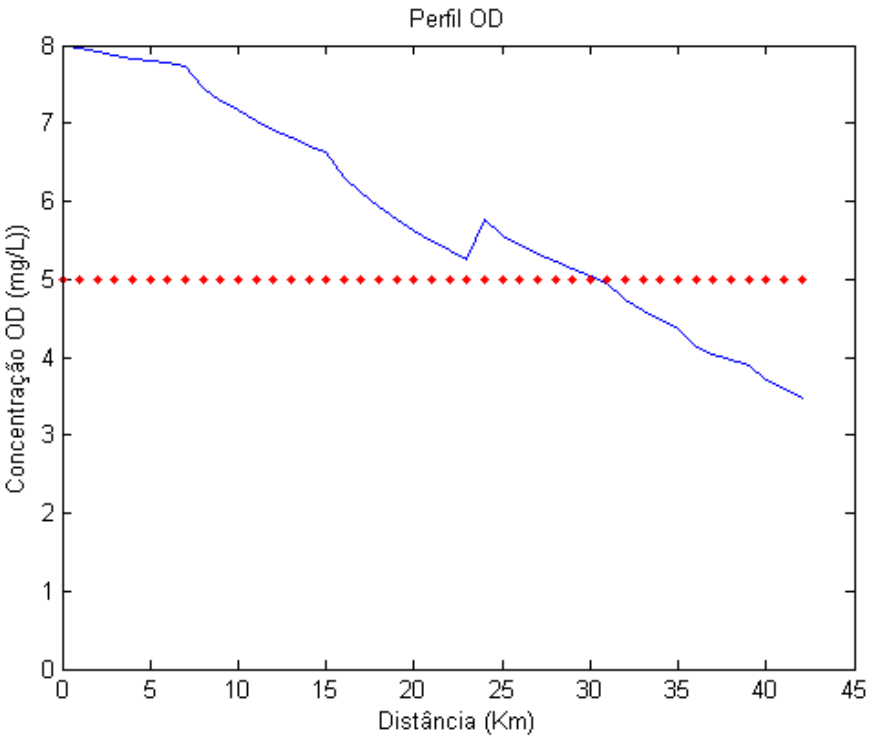

Figura 6.1. Perfil de OD relativo ao cenário 1 considerando-se lançamento de esgoto bruto.

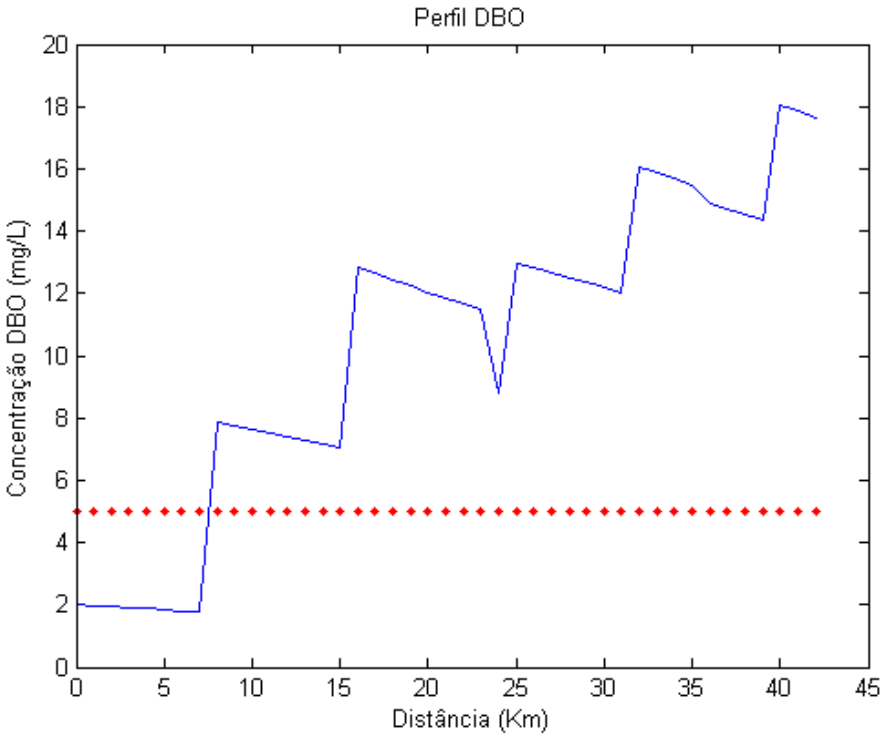

Figura 6.2. Perfil de DBO relativo ao cenário 1 considerando-se lançamento de esgoto bruto.

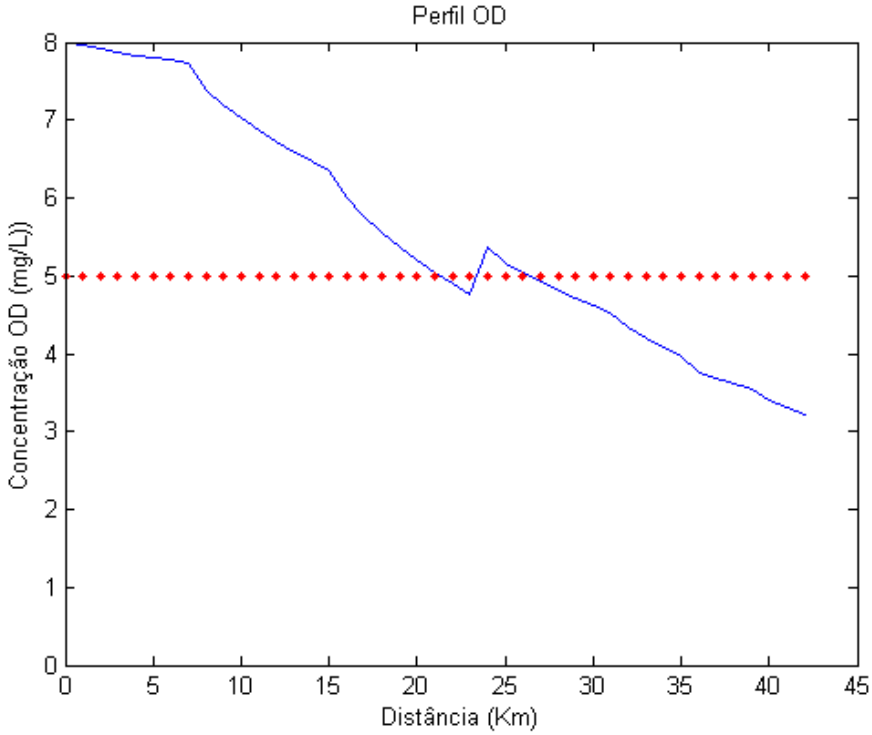

Figura 6.3. Perfil de OD relativo ao cenário 2 considerando-se lançamento de esgoto bruto.

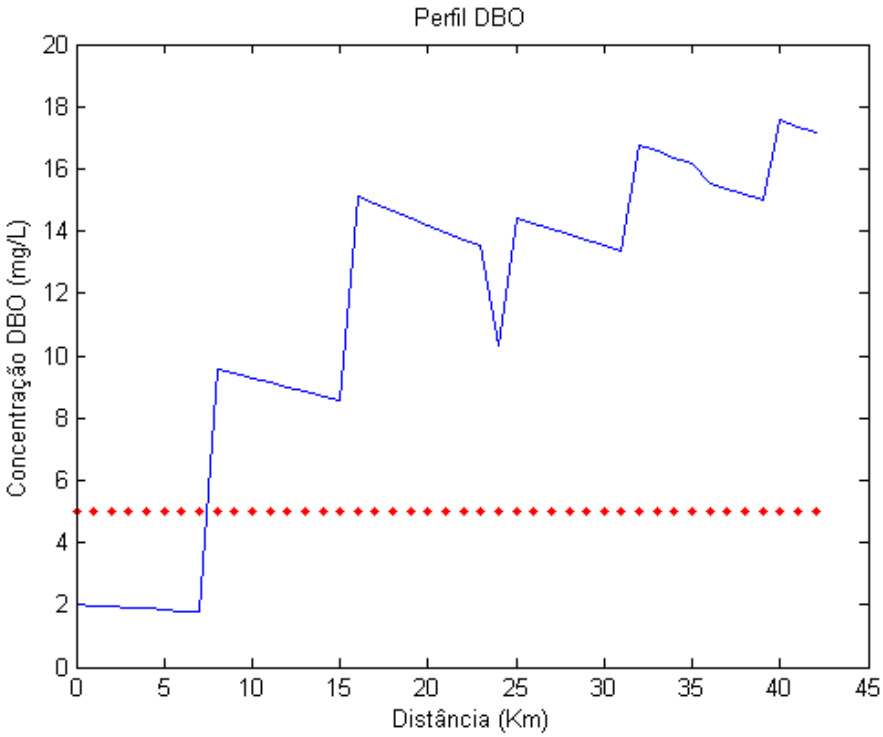

Figura 6.4. Perfil de DBO relativo ao cenário 2 considerando-se lançamento de esgoto bruto.

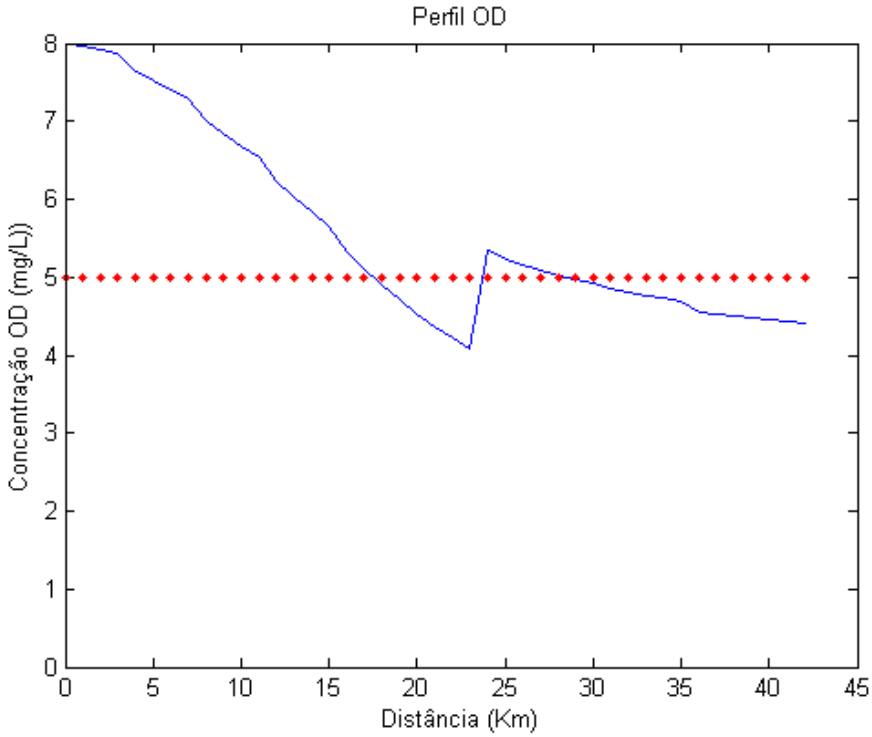

Figura 6.5. Perfil de OD relativo ao cenário 3 considerando-se lançamento de esgoto bruto.

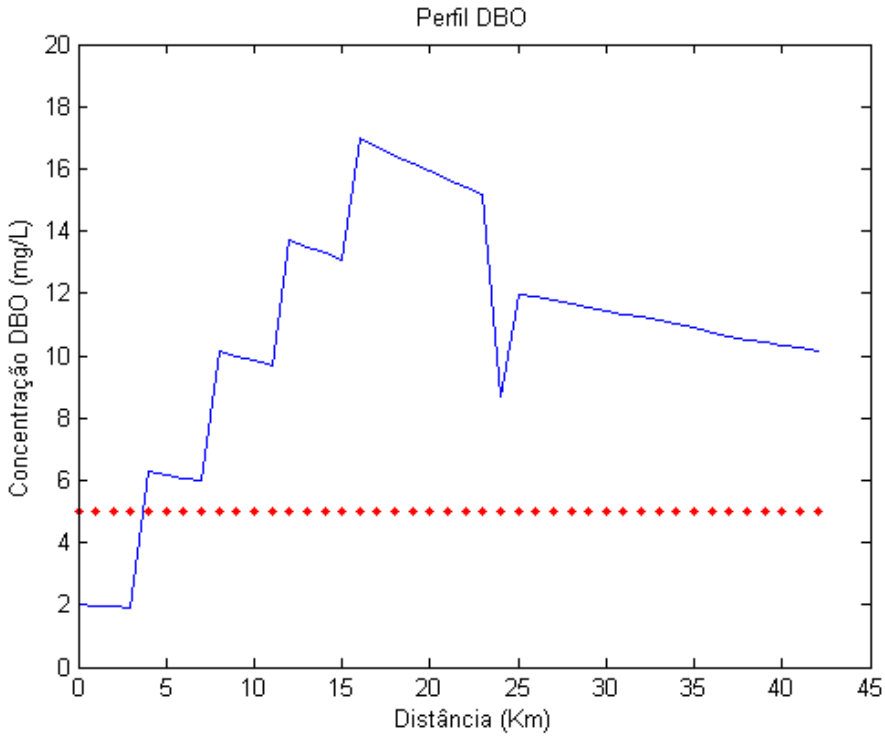

Figura 6.6. Perfil de DBO relativo ao cenário 3 considerando-se lançamento de esgoto bruto.

A partir da simples inspeção das figuras de 6.1 a 6.6 apresentam-se como relevantes as seguintes considerações:

- Para o cenário 1, foram estimadas concentrações de OD e DBO que não atendem aos padrões de qualidade ambiental. A partir do trecho do quilômetro 30 os valores de OD apresentam-se abaixo do mínimo permitido pela legislação (5mg/l), alcançando valores de até 3 mg/L. Para a DBO, observou-se que a maior parte do trecho simulado (trecho entre os quilômetros 7 e 42) apresentou concentrações acima do valor máximo permitido pela legislação (5 mg/l), atingindo um valor máximo de cerca de 18 mg/l.
- A disposição de efluentes brutos estabelecida pela combinação de lançamento associados ao cenário 2 também produziu, ao longo do trecho simulado, concentrações de OD e DBO em desacordo com os valores estabelecidos pela legislação ambiental. Os valores de OD encontram-se abaixo do mínimo permitido em cerca da metade do

trecho cujo comportamento da qualidade foi simulado (trechos entre os quilômetros 21 e 23, 26 e 42, atingindo valores de até 3 mg/l. É relevante registrar que a recuperação das concentrações de OD entre os quilômetros 23 e 26 foi decorrente da diluição provocada pelo rio Alto Posmoser. Os valores de DBO encontram-se acima do máximo permitido entre os quilômetros 7 ao 42, assumindo um valor máximo de aproximadamente 17 mg/l.

- Para o cenário 3 estimou-se, do modo semelhante, concentrações de OD e DBO em desacordo aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Para o OD, nos trechos entre os quilômetros 19 e 25 e 28 e 42 foram estimadas concentrações inferiores a 5 mg/l, com valores mínimos de 4mg/l. Para a DBO, a maior parte do trecho do rio apresentou valores superiores ao padrão ambiental (trecho entre os quilômetro 4 e 42), assumindo um valor máximo de 17 mg/l.

A aplicação da meta-heurística GRASP para a resolução do problema de otimização estabelecido pelas equações de (03) a (09) permitiu, por cenário hipotético de disposição final de efluentes considerado nesse estudo, a definição de eficiências de tratamento de esgoto que possibilitaram o atendimento aos padrões de qualidade ambiental referentes aos parâmetros de OD e DBO. Os perfis de concentração de OD e DBO que seriam produzidos com a adoção das eficiências de tratamento estimadas estão representadas graficamente pelas figuras 6.7 e 6.8 (cenário 1), 6.9 e 7.0 (cenário 2), 7.1 e 7.2 (cenário 3).

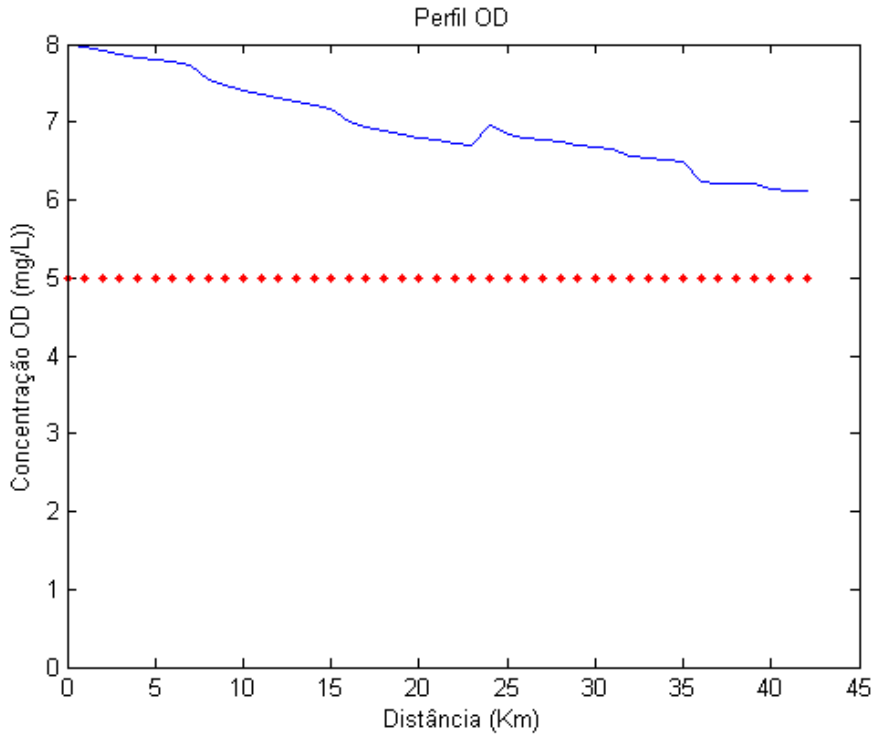

Figura 6.7. Perfil de OD obtido a partir da utilização das eficiências de tratamento geradas pelo GRASP para o cenário 1.

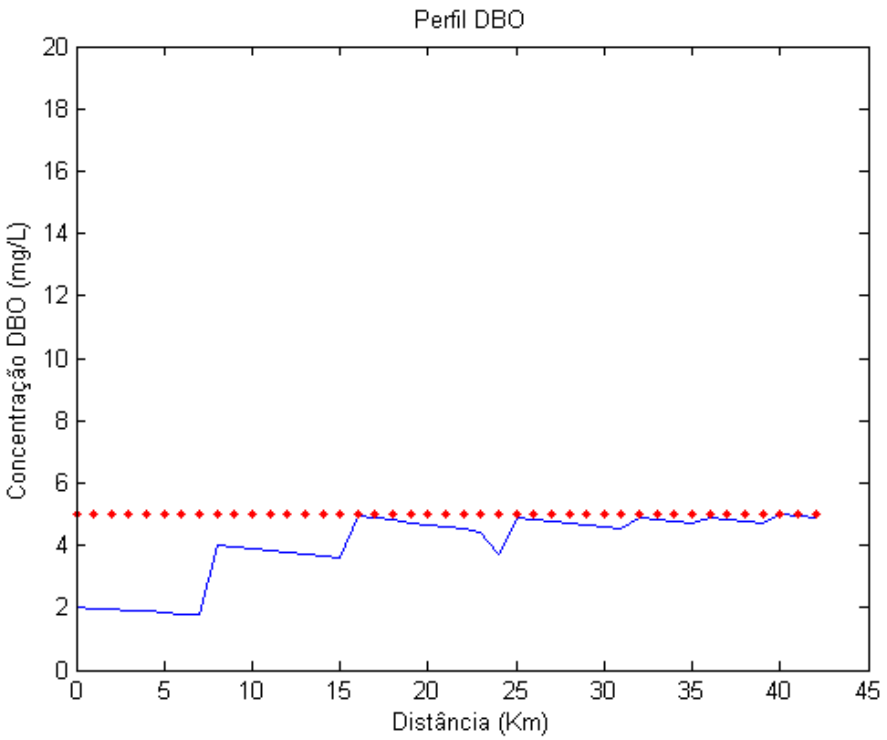

Figura 6.8. Perfil de DBO obtido a partir da utilização das eficiências de tratamento geradas pelo GRASP para o cenário 1.

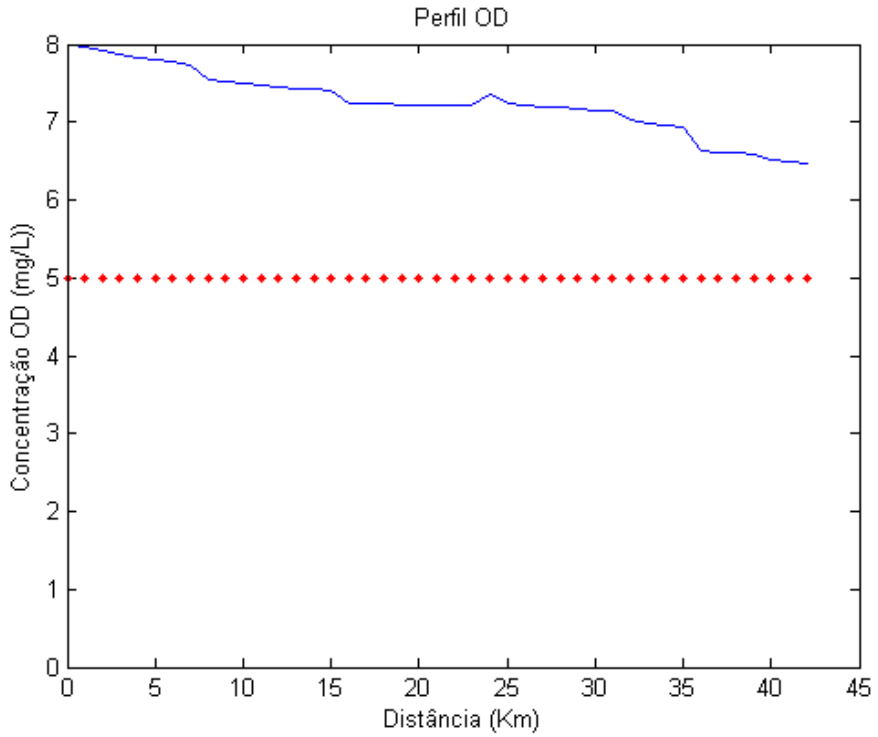

Figura 6.9. Perfil de OD obtido a partir da utilização das eficiências de tratamento geradas pelo GRASP para o cenário 2.

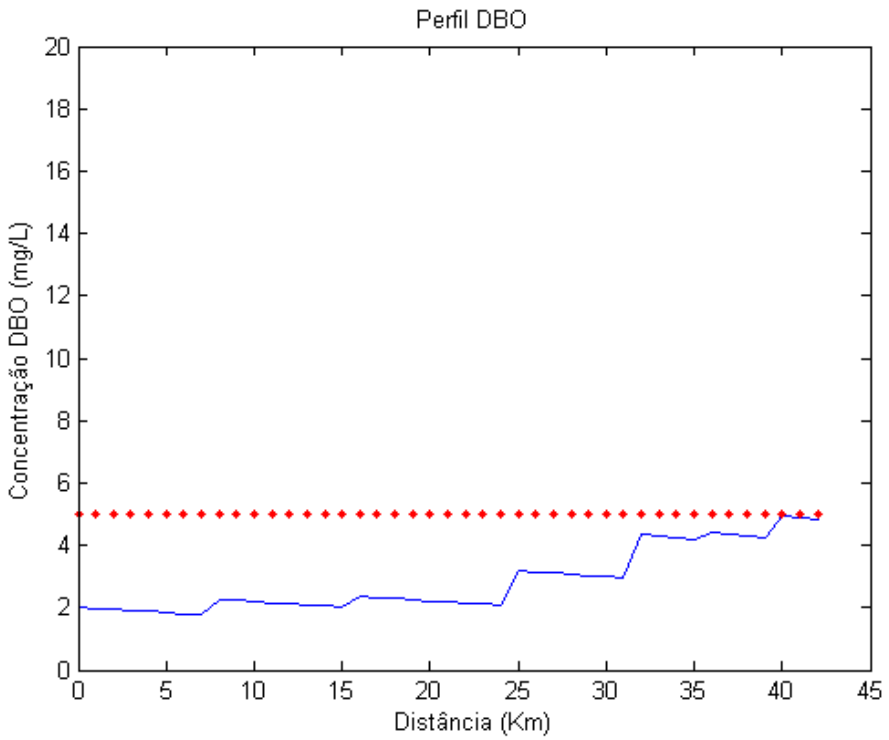

Figura 6.10. Perfil de DBO obtido a partir da utilização das eficiências de tratamento geradas pelo GRASP para o cenário 2.

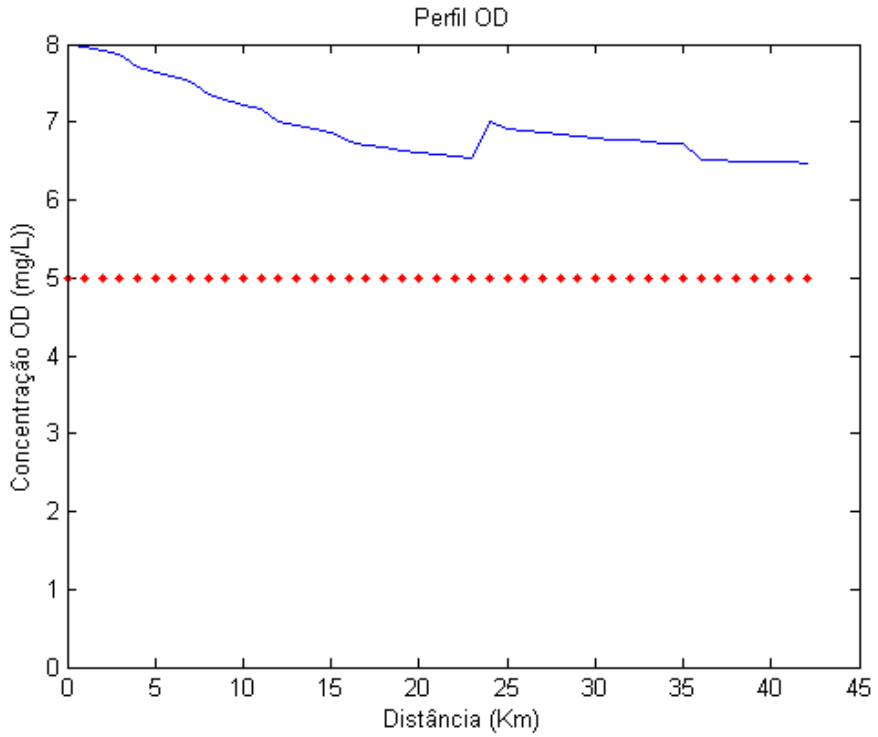

Figura 6.11. Perfil de OD obtido a partir da utilização das eficiências de tratamento geradas pelo GRASP para o cenário 3.

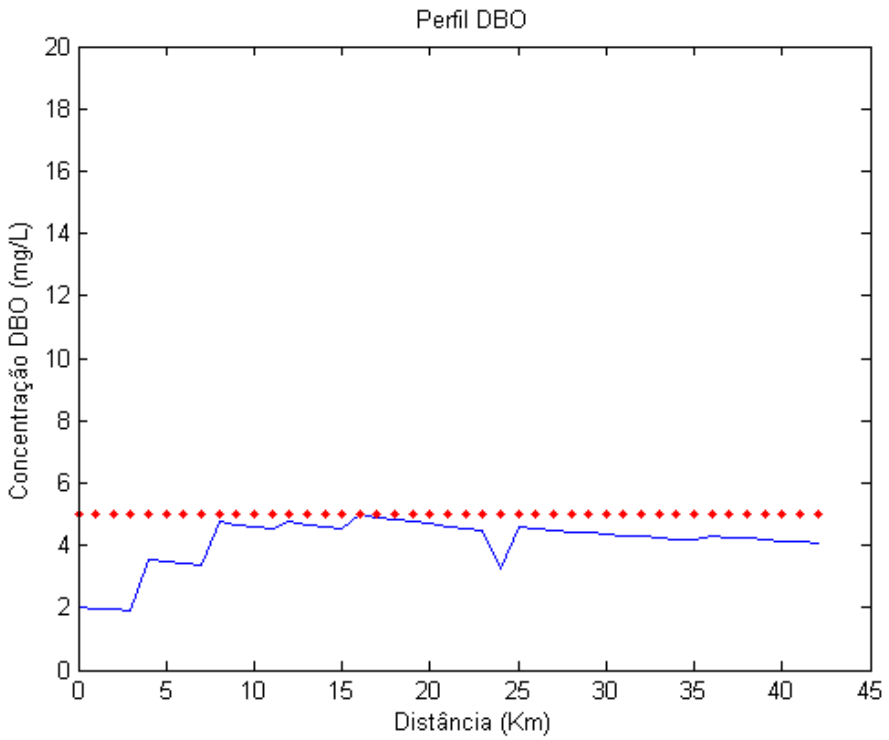

Figura 6.12. Perfil de DBO obtido a partir da utilização das eficiências de tratamento geradas pelo GRASP para o cenário 3.

Como as restrições que dão forma ao problema impõem o atendimento dos padrões de qualidade, a incorporação dos sistemas de tratamento com as eficiências estabelecidas por meio da técnica de otimização permitiram que as concentrações de OD se mantivessem acima de 5mg/L (figuras 6.7, 6.9 e 6.11) e as concentrações de DBO abaixo de 5mg/L (figuras 6.8, 6.10 e 6.12) no trecho do rio Santa Maria da Vitória, objeto de estudo.

Adicionalmente, consideram-se relevantes as seguintes observações:

- Para o cenário 1, a partir da análise dos valores de eficiência obtidos por meio da meta-heurística GRASP, observou-se que a disposição final de cargas iguais (mesma vazão e concentração) uniformemente distribuídas ao longo do trecho simulado conduziu a eficiências necessárias para o atendimento dos padrões de qualidade que crescem de montante para jusante. Neste cenário, à medida que as cargas são lançadas, há o progressivo aumento da concentração de matéria orgânica, reduzindo a capacidade de diluição e assimilação do curso d'água;
- No segundo cenário de disposição de efluentes, no qual as cargas foram progressivamente reduzidas (vazões decrescentes e iguais concentrações), as eficiências obtidas a partir do algoritmo de otimização foram também decrescentes;
- Para o cenário 3 considerou-se que a vazão do rio Alto Posmoser seria igual a do rio Santa Maria da Vitória, com os quatro primeiros lançamentos de mesma carga (todos localizados à montante do rio Alto Pomoser) e um, a jusante da confluência dos referidos cursos d'água, com carga 60% superior à dos lançamentos anteriores. Neste cenário foram obtidas eficiências de remoção de DBO crescentes do primeiro ao quarto ponto de disposição final de efluentes. Após a confluência dos cursos d'água, em função do aumento na capacidade de autodepuração do sistema hídrico decorrente do significativo aumento da vazão, foi observada súbita diminuição do valor de eficiência associada ao último lançamento; neste caso, o percentual de remoção de DBO foi levado ao

mínimo valor permitido pela legislação (60%) e os valores da referida variável se mantiveram abaixo do padrão de qualidade ambiental (5 mg/l).

Neste trabalho, a utilização de um algoritmo exaustivo, capaz de varrer todas as possibilidades inteiras de valores de eficiência de tratamento associadas a cada cenário, possibilitou a determinação das soluções ótimas globais relativas a todos os cenários. Deste modo, foi possível estabelecer uma comparação entre os valores obtidos por meio do método e aqueles obtidos pela meta-heurística GRASP, conforme resultados apresentados na Tabela 6.1 e representados graficamente por meio da Figura 6.13.

Tabela 6.1. Valores de eficiência (em % e por ponto de disposição de efluente) obtidos pela meta-heurística GRASP e pelo método EXAUSTIVO.

META-HEURÍSTICA GRASP	**P1**	**P2**	**P3**	**P4**	**P5**	**SOMA**
CENÁRIO 1	64	76	74	87	89	390
CENÁRIO 2	93	92	73	74	60	392
CENÁRIO 3	61	67	87	91	60	366
MÉTODO EXAUSTIVO	**P1**	**P2**	**P3**	**P4**	**P5**	**SOMA**
CENÁRIO 1	68	70	71	88	92	389
CENÁRIO 2	95	95	80	60	60	390
CENÁRIO 3	61	62	91	91	60	365

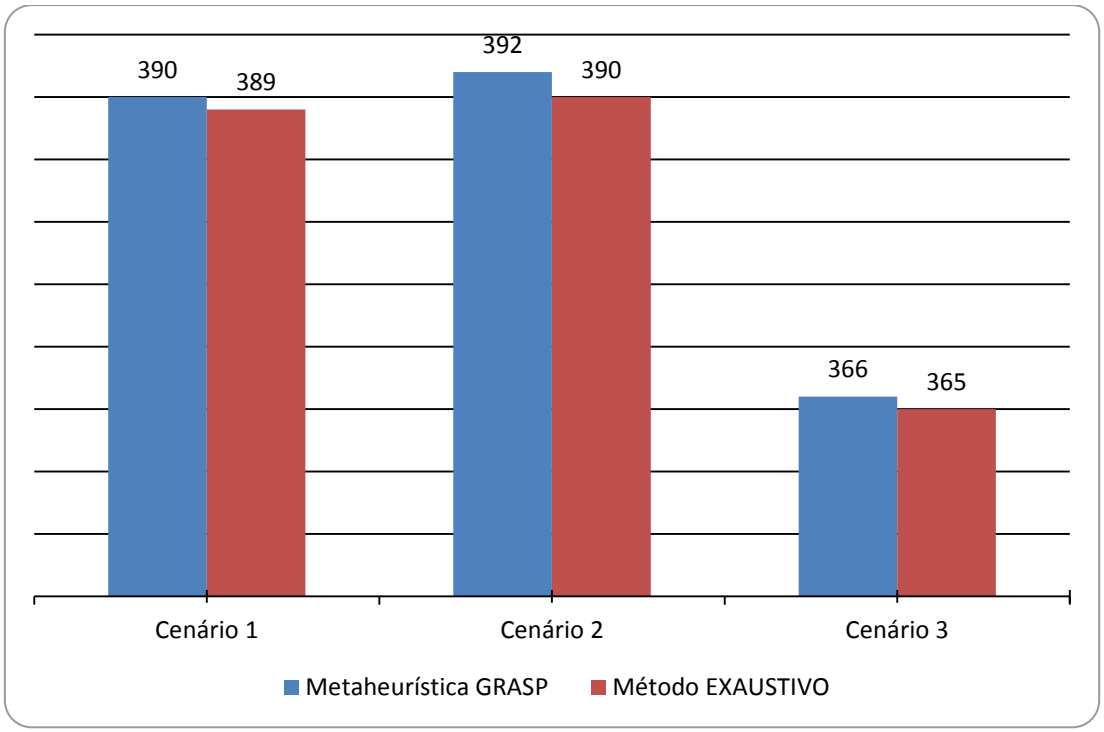

Figura 6.13. Comparação entre as somas das eficiências obtidas pela aplicação do método exaustivo e o GRASP.

Os tempos de execução dos algoritmos referentes ao método Exaustivo e a meta-heurística GRASP também foram apropriados e os valores obtidos encontram-se reunidos na tabela 6.2.

Tabela 6.2. Tempos de execução referentes ao método Exaustivo e a meta-heurística GRASP.

Cenário	Tempo de execução (s)	
	Meta-heurística GRASP	**Método EXAUSTIVO**
1	2,78	$6{,}28 \times 10^3$
2	2,77	$6{,}26 \times 10^3$
3	2,81	$6{,}55 \times 10^3$

A partir da comparação entre os valores de eficiência obtidos pela meta-heurística GRASP e pelo método Exaustivo, pode-se perceber que os valores de eficiência apropriados pelas referidas abordagens são significativamente próximas. A diferença percentual média entre os somatórios das eficiências

obtidas em cada abordagem foi menor que 1%, independente do cenário considerado. No entanto, a análise dos tempos de execução permitiu observar que o GRASP, na aplicação proposta neste estudo, gerou soluções de boa qualidade com tempo de processamentos significativamente inferiores aos valores obtidos pelo método Exaustivo, apresentando valores de tempo de execução cerca de mil vezes menores.

7. CONCLUSÃO

As principais conclusões obtidas a partir do desenvolvimento deste trabalho são assim sumarizadas:

- O modelo de qualidade desenvolvido no ambiente computacional do software MATLAB, estabelecido a partir da adaptação do modelo QUAL-UFMG, demonstrou-se uma ferramenta de simples aplicação, apresentando-se útil nos estudos de modelagem da qualidade de águas interiores;

- As simulações das condições de qualidade do corpo hídrico considerando o lançamento de efluentes brutos indicaram que os padrões ambientais relacionados com OD, a DBO, em diferentes condições de disposição de efluentes representadas pelos três cenários avaliados, não seriam atendidos;

- A meta-heurística GRASP demonstrou-se eficiente para a solução do problema objeto deste trabalho, uma vez que sua aplicação proporcionou a obtenção de soluções consistentes com baixos tempos de execução. As simulações realizadas após a incorporação das eficiências obtidas pela utilização da meta-heurística GRASP indicaram que os padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 seriam respeitados.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, B.J.; e PANAGIOTAKOPOULOS, D. (1977) Network Approach to Optimal Wastewater Treatment System Design. *Journal of The Water Pollution Control Federation*, 49 (4) 623-632.

ALBERTIN, L. L. Técnica de gerenciamento da qualidade hídrica superficial baseada na otimização multiobjetivo. 2008. 193 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

AL-LAYLA, M. A., AL-RIZZO, H. M., 1989, “A Water Quality Model for the Tigris River Downtown of Sadam Dam.Iraq, Journal of Hydrological Sciences, v. 34, n. 6-12, pp. 687-704.

AL RIZZO, H. M. (1989). A simulation model of the pollution impacts on Tigris River and Sadam Dam. MSc Thesis, Univ. of Mosul, Iraq.

ARAÚJO, A. F. Aplicação de meta-heurísticas para a solução do problema de programação de horários de irrigação.2010. Dissertação (Mestrado em Ciência da Computação). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.

ARENALES, M. N.; SOLER, E. M. Otimização energética em redes urbanas de armazenamento e distribuição de água. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

ARNOLD, C.L., Jr. (1982) "Microcomputer-Assisted Planning Model for Selection of Appropriate Technology in Water and Waste Treatment", Ph.D. Dissertation,Norman, Oklahoma, USA: The University of Oklahoma.

BARBOSA, M. F. R.; CARNEIRO, A. G.; SOUZA A. A. M. Uma metodologia para a seleção de processos de tratamento de águas residuárias municipais e sua aplicação a um estudo de caso no Distrito Federal. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. v.5, n.1/2, p. 68- 75. 2000.

BAUERMANN, A. et al. Simulação da Qualidade de Água em Bacia Agrícola através de Lótus 1-2-3 e QUAL2E-UNCAS. Porto Alegre-RS, Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS, 1992.

BERTHOUEX, P.M.; e POLKOWSKI, L.B. (1970) Optimum Waste Treatment Plant Design Under Uncertainty. *Journal of The Water Pollution Control Federation*, 42 (9)
1589-1613.

BURN, Donald H.WATER-QUALITY MANAGEMENT THROUGH COMBINED SIMULATION-OPTIMIZATION APPROACH. Journal Of Environmental Engineerin, Manitoba, n. p.1-14, 5 out. 1989.

BLUM, C.; ROLI, A. Metaheuristics in combinatorial optimization: Overview and conceptual comparison. ACM Computing Surveys, v. 35, n. 3, p. 268–308, 2003.

CAMARA, A.S. (1982) "Societally Optimal Design of Wastewater Treatment Plants",Dissertation of Doctor of Philosophy, Blacksburg, Virginia, USA: Virginia Polytechnic Institute and State University.

CIRILO, J. A. Programação Não Linear Aplicada à Recursos Hídricos. In: PORTO, R. L. L. (Org.). Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos. Rio Grande do Sul: Ed: UFRGS, 2002.

CUBILLO, F. ; RODRIGUEZ, B.; BARNWELL Jr., T.O. A System for Control of River Water Quality for the Community of Madrid Using QUAL2E. Water Science and Technology, v.26, n.7-8, p.1867-73, 1992.

DONATELLI, M. R. Modelagem Matemática da Hidrodinâmica e da Qualidade de Água da Baía de Vitória.1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1998.

DONATELLI, M. C. R. SIGETE: Uma Ferramenta de apoio à gestão de Estações de Tratamento de Esgoto constituída de Lagoas de Estabilização em

Operação na Brasil. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

EVENSON, D.F.; ORLOB, G.T.; e MONSEL, J.R. (1969) Preliminary Selection of Waste Treatment Systems. *Journal of The Water Pollution Control Federation*, 41 (11) 1845-1858.

FERRAZ, A. R. G; BRAGA, B. P. F. Modelo Decisório para Outorga de Direito ao uso da Água no Estado de São Paulo. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v.3, n.1, p. 5- 19. Jan/ Mar. 1998.

FERREIRA, A. B. H. Novo Dicionário Aurélio - Século XXI. 3 ed. São Paulo: Nova Fronteira, 1999.

FESTA, P.;RESENDE, M.G.C. GRASP: An annotated bibliography. In C.C. Ribeiro and P. Hansem, editors, Essays and Surveys on Metaheuristics, 325-367, Kluwer Academic Publishers, 2002.

FORSTER, L. C.;SOUZA, A. A. M. 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.

GOBIRA, A. B.; CÔCO, K. M. Estudo de Zonas de não Conformidade em Corpos D'água usando um Modelo de Qualidade de Água Bidimensional. 2009. Trabalho de Conclusão de Curso – Coordenadoria de Saneamento Ambiental, Instituto Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

GUEDES, H. A. S. Estudo Matemático-Experimental da Qualidade da Água e da Capacidade de Autodepuração do Rio Pomba. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

HABTEC - Engenharia Sanitária e Ambiental. Diagnóstico Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu: Ecossistemas Aquáticos Interiores e Recursos Hídricos. Relatório Diagnóstico. Volume I. Consórcio

Intermunicipal e Recuperação das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. Convênio MMA/SRH 181/96. 1997.

HASIT, Y.; RAJAGODAL, R.; e VESILIND, P. A. (1981) Sludge Management Systems: Optimal Planning. *Journal of The Environmental Engineering Division,* Proceedings of ASCE, 107 (EE3) 493-510.

IDE, W. R. RIBEIRO, M.L. Calibração do modelo de qualidade de água QUAL-UFMG para o rio Taquarizinho em período de estiagem. 2008.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA). Disponível <http://www.meioambiente.es.gov.br/>. Acessado em 25 de abril de 2012.

KARMAKAR, Subhankar; MUJUMDAR, P.p.. Grey fuzzy optimization model for water quality management of a river system. Elsevier, Bangalore, n. , p.1-18, 26 maio 2006.

LANNA, A. E. Introdução. In: PORTO, R. L. L. (Org.). Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos. Rio Grande do Sul: Ed: UFRGS, 2002.

LIMA, E. B. N. R. Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na bacia do Rio Cuiabá. 2001. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) - Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2001.

LI-HUA, Chen; LI, Li. Evaluation of dissolved oxygen in water by artificial neural network and sample optimization. Springer, Lanzhou, n. , p.1-5, 18 out. 2008.

LYNN, W. R.; LOGAN, J. A.; CHARNES, A. System analysis for planning wastewatertreatment plants. Journal of Water Pollution Control Federation, v. 34, n. 6, p. 565-581, 1962.

MACHADO, M. B.; FURLAN, L. T.; FURLAN, M. L.; TOMAZ, E.; NUNHEZ, J. R. Software para modelagem de dispersão de efluentes em rios. Revista de Engenharia Sanitária Ambiental, v. 13, n. 3, p 291- 297, 2008.

MENDONÇA, A. S. F., 1992, “Application of the Qual2e Model to Environmental Impacto Assessment”, Advances in Hydro Science and Engineering, v.1, n 2, p 349-354.

MENDONÇA, A. S. F.; ALMEIDA, M. M. Definição de alternativas de eficiências de tratamento de efluentes para manutenção de padrões ambientais. In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa; ABRH; p.501-510, 2005.

METCALF & EDDY. Wastewater Engeneering: treatment, disposal, and reuse. 3rd Ed. New York: McGraw- Hill, 1991.

OSMAN, I. H.; LAPORTE, G. Metaheuristics: A bibliography. Annals of Operations Research, v. 63, n. 5, p. 513–623. 1996.

REIS, J. A. T. Estudos dos padrões de compostos amoniacais em efluentes e cursos d’água interiores. 1997. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1997.

REVELLE, C. S.; LOUCKS, D. P.; LYNN, W. R. Linear programming applied to water qualitymanagement. Water Resources Research, v. 4, p. 1-9, 1968.

ROQUES, T. V. P. Aplicação de Modelos Computacionais na Análise de Outorga para diluição de efluentes em corpos d’água: Fontes Pontuais e Difusas. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

SAADATPOUR, M.; AFSHAR, A.. Waste load allocation modeling with fuzzy goals; simulation-optimization approach. Springer, Iran, n. , p.1-18, 17 ago. 2006.

SALDANHA, J. C. S. Análise da influência do Rio Santa Maria da Vitória na Baía de Vitória através da Modelagem Computacional: Uma Contribuição ao Processo de Enquadramento. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2007.

SALIM, F.P.C. Desenvolvimento de sistema de suporte a decisão para o gerenciamento da qualidade das águas em rios considerando múltiplas fontes de poluição pontual. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

SHIH, C. S.; e DeFILLIPI, J. A. (1970) System Optimization of Waste Treatment Plant Process Design. *Journal of The Sanitary Engineering Division,* Proceedings of ASCE, 96 (SA2) 409-422.

SHIH, C. S.; e KRISHNAN, P. (1969) Dynamic Optimization for Industrial Waste Treatment Design. *Journal of The Water Pollution Control Federation*, 41 (10) 1787-1802.

SPERLING, M. V. Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996. 2ª.ed.

_____. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte, DESA/UFMG. 2007

TUCCI, C. E. M. Modelos hidrológicos. 2. ed. Porto Alegre: Ed. da UFRGS: ABRH, 1998.

SIQUEIRA, E.Q. Aplicação do Modelo de Qualidade de Água (QUAL2E) na Modelação de Oxigênio Dissolvido no Rio Meia Ponte (GO). São Carlos, 1996. 90p. Dissertação (Mestrado) - SHS - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

WANG, C. G.; JAMIESON, D. G. An objective approach to regional wastewater treatment planning. Water Resources Research, v. 38, n. 3, p. 4-1 - 4-8, 2002.

WARDA, Frank A.; PULIDO-VELÁZQUEZ, Manuel. Efficiency, equity, and sustainability in a water quantity–quality optimization model in the Rio Grande basin. Elsevier, Valência, n. , p.1-15, 24 out. 2007.

WEN, C-G.; FU, S-Y. Waste allocation models for risk assessment of water quality management in a river basin. Water Science and Technology, v. 23, p. 75-83, 1991.

YANG, Chen-cheng; CHEN, Chao-shi; LEE, Chih-sheng.Comprehensive River Water Quality Management by Simulation and Optimization Models. Springer, Taiwan, n. , p.1-12, 1 dez. 2010.