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

LARISSA FINOTTI MACHADO

DESEMPENHO DE MODELOS DE OTIMIZAÇÃO NA DETERMINAÇÃO DE EFICIÊNCIAS MÍNIMAS PARA REMOÇÃO DE DBO E COMPOSTOS NITROGENADOS

VITÓRIA - ES
2019

LARISSA FINOTTI MACHADO

DESEMPENHO DE MODELOS DE OTIMIZAÇÃO NA DETERMINAÇÃO DE EFICIÊNCIAS MÍNIMAS PARA REMOÇÃO DE DBO E COMPOSTOS NITROGENADOS

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

Orientador: Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis

VITÓRIA – ES

2019

RESUMO

A seleção de eficiências de tratamento de efluentes sanitários, quando analisada no âmbito de bacia hidrográfica, é um processo complexo, uma vez que deve realizar a análise conjunta de múltiplos lançamentos, que apresentam diferentes vazões e características de qualidade, dispostos em cursos d'água com diferentes capacidades de assimilação. Com o objetivo de estabelecer subsídios para determinação de eficiências mínimas de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica, empregando de maneira combinada modelo de qualidade de água e técnica de otimização, esta pesquisa buscou estabelecer e aplicar modelos de otimização que permitissem determinar eficiências mínimas para remoção de matéria orgânica e compostos de nitrogênio. Constituíram aspectos incorporados pelos modelos de otimização desenvolvidos, a minimização do somatório de eficiências, o atendimento aos padrões de qualidade ambiental estabelecidos para os cursos d'água e medidas de equidade entre lançamentos. Os modelos propostos foram aplicados à bacia hidrográfica do rio Pardo, afluente do rio Itapemirim, mais importante curso d 'água da região sul do estado do Espírito Santo. Os resultados indicaram que os modelos de otimização que empregaram medidas de equidade na função objetivo produziram resultados similares entre si e, invariavelmente, sugeriram maior esforço de tratamento que aquele indicado a partir de modelo cuja função objetivo buscava exclusivamente a minimização das eficiências de tratamento. A avaliação das Curvas de Lorenz e dos valores apropriados para o Coeficiente de Gini permitiu concluir que os modelos que incorporaram medidas de equidade na função objetivo apresentaram desempenho satisfatório quanto à distribuição do esforço de tratamento no âmbito da bacia hidrográfica.

Palavras chaves: Otimização, equidade, modelagem de qualidade de água, efluente sanitário.

ABSTRACT

The selection of sanitary effluent treatment efficiencies, when analyzed within the watershed, is a complex process, since it must perform the joint analysis of multiple releases, which have different flow rates and quality characteristics in watercourses with different assimilation capacities. With the objective of establishing subsidies for the determination of minimum sewage treatment efficiencies within a watershed, using a combination of water quality model and optimization technique, this research sought to establish and apply optimization models that would allow the determination of minimum efficiencies for the removal of organic matter and nitrogen compounds. The minimization of the sum of efficiencies, the compliance with the environmental quality standards established for the watercourses and measures of equity between releases were aspects incorporated by the optimization models developed. The proposed models were applied to the Pardo River basin, a tributary of the Itapemirim River, which is the most important watercourse in the southern region of the state of Espírito Santo. The results indicated that the optimization models that employed objective function equity measures produced similar results and invariably suggested greater treatment effort than that indicated by a model whose objective function exclusively sought to minimize treatment efficiencies. The evaluation of Lorenz Curves and the appropriate values for the Gini Coefficient led to the conclusion that the models that incorporated equity measures in the objective function presented satisfactory performance regarding the distribution of the treatment effort within the watershed.

Key words: Optimization, equity, water quality modeling, domestic sewage.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do Rio Pardo. 38

Figura 2 – Diagrama unifilar da bacia do Rio Pardo.....39

Figura 3: Perfil de concentração de OD e DBO do Rio Pardo.....51

Figura 4: Perfis de concentração das formas de nitrogênio do Rio Pardo. 52

Figura 5 - Perfil de concentração de OD e DBO do Rio Pardinho.....53

Figura 6: Perfis de concentração das formas de nitrogênio do Rio Pardinho.....54

Figura 7: Perfil de concentração de OD e DBO do Rio Ribeirão da Perdição.....55

Figura 8: Perfis de concentração das formas de nitrogênio do Rio Ribeirão da Perdição. 55

Figura 9: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2. 62

Figura 10: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2. 62

Figura 11:Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 62

Figura 12: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 62

Figura 13: Perfil de concentração de amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 63

Figura 14:Perfil de concentração de amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 63

Figura 15: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....63

Figura 16: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....63

Figura 17: Perfil de concentração de amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....63

Figura 18:Perfil de concentração de amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0. 63

Figura 19: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2. 66

Figura 20: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2. 66

Figura 21: Perfil de concentração de DBO no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2. 66

Figura 22: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 66

Figura 23: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 67

Figura 24: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 67

Figura 25: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 67

Figura 26: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 67

Figura 27: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 67

Figura 28: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....67

Figura 29: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....68

Figura 30: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0. 68

Figura 31: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....68

Figura 32: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0. 68

Figura 33: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0. 68

Figura 34: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.....70

Figura 35: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.....70

Figura 36: Perfil de concentração de DBO no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0. 70

Figura 37: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.....70

Figura 38: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.....71

Figura 39: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0. 71

Figura 40: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.....71

Figura 41: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0. 71

Figura 42: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0. 71

Figura 43: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 8,0 e 8,5.....71

Figura 44: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 8,0 e 8,5.....72

Figura 45: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 8,0 e 8,5. 72

Figura 46: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 8,0 e 8,5.....72

Figura 47: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 8,0 e 8,5. 72

Figura 48: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 8,0 e 8,5. 73

Figura 49: Curvas de Lorenz para DBO considerando a perspectiva de enquadramento na classe 2. 78

Figura 50: Curvas de Lorenz para amônia considerando a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 78

Figura 51: Curvas de Lorenz para amônia considerando a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....79

Figura B 1: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2. 99

Figura B 2: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2. 99

Figura B 3: Perfil de concentração de DBO no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2. 99

Figura B 4: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 99

Figura B 5: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 100

Figura B 6: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 100

Figura B 7: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 100

Figura B 8: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 100

Figura B 9: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 100

Figura B 10: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....100

Figura B 11: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....101

Figura B12: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0. 101

Figura B13: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....101

Figura B 15: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0. ...101

Figura B 14: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....87

Figura B 16: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2. 102

Figura B 17: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2. 102

Figura B 18: Perfil de concentração de DBO no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2. 102

Figura B19: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 102

Figura B 20: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 103

Figura B 21: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 103

Figura B 22: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 103

Figura B 23: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 103

Figura B 24: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5. 103

Figura B 25: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....103

Figura B 26: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....104

Figura B 27: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0. 104

Figura B 28: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.....104

Figura B 30: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0. ...104

Figura B 29: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0. 104

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Concentrações críticas de diferentes parâmetros de qualidade nos cursos d'água da bacia hidrográfica do Rio Pardo. 51

Tabela 2: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 1 considerando rios classe 2. 61

Tabela 3: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 2 considerando rios classe 2. 64

Tabela 4: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 3 considerando rios classe 2. 64

Tabela 5: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 4 considerando rios classe 2. 65

Tabela 6: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 4 considerando rios classe 3. 69

Tabela 7: Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorenz para a DBO, considerando a perspectiva de enquadramento na classe 2.....76

Tabela 8: Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorenz para amônia, considerando a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.....76

Tabela 9: Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorenz para amônia, considerando a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0. 77

Tabela 10: Coeficiente Gini. 80

Tabela A 1: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 1 considerando rios classe 2. 93

Tabela A 2: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 2 considerando rios classe 2. 94

Tabela A 3: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 3 considerando rios classe 2. 95

Tabela A 4: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 4 considerando rios classe 2. 96

Tabela A 5:Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 4 considerando rios classe 3.. 97

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 15
2 OBJETIVOS 19
2.1 OBJETIVO GERAL 19
2.2 OBJETIVO ESPECÍFICOS 19
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 20
3.1 GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS 20
3.2 QUALIDADE DAS ÁGUAS 21
3.2.1 Oxigênio Dissolvido 21
3.2.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio 23
3.2.3 Compostos de nitrogênio 23
3.3 MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA 24
3.4 OTIMIZAÇÃO 32
4 ÁREA DE ESTUDO 38
5 METODOLOGIA 40
5.2 MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA 40
5.2.1 Modelagem da Demanda Bioquímica e do Oxigênio Dissolvido 41
5.2.2 Modelagem do Nitrogênio 42
5.2.3 Constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e cargas orgânicas dos efluentes 44
5.3 TÉCNICA DE OTIMIZAÇÃO 46
5.4 MODELOS DE OTIMIZAÇÃO 46
5.5 COMPARAÇÃO DE MODELOS 49
6 RESULTADOS 50
6.1 SIMULAÇÃO DO LANÇAMENTO DE ESGOTOS BRUTOS 50
6.2 MODELOS DE OTIMIZAÇÃO 56
6.3 EFICIÊNCIAS MÍNIMAS DE REMOÇÃO DE DBO E AMÔNIA 60

6.3.1 Conjunto de eficiências de Remoção Estimado pelos Modelos de Otimização 1, 2, 3 e 4 61
6.4 COMPARAÇÃO DOS MODELOS DE OTIMIZAÇÃO 74
7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÃO 81
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 83
9 APÊNDICE A – RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DOS MODELOS DE OTIMIZAÇÃO 93
10 APÊNDICE B – PERFIS DE CONCENTRAÇÃO DE OD, DBO E AMÔNIA ELABORADOS A PARTIR DO CONJUNTO DE EFICIÊNCIAS DETERMINADOS PELOS MODELOS DE OTIMIZAÇÃO 2 E 3 99

1 INTRODUÇÃO

Em diversos países [incluindo-se aqui o Brasil], a disponibilidade hídrica, considerados os aspectos de quantidade, qualidade e acessibilidade, não possui distribuição espacial equivalente a distribuição populacional, demandando organização de setores relacionados com o uso e gestão da água (BENINI; DIAS; PINHEIRO, 2018).

O Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos de 2018 (World Water Development Report) ressalta que a demanda por água está aumentando a uma velocidade de aproximadamente 1% ao ano e que tende a aumentar nas próximas duas décadas. Neste contexto, o referido alerta sobre as ameaças à saúde humana, ao meio ambiente e ao desenvolvimento sustentável, uma vez que, aproximadamente 3,6 bilhões de pessoas já estão expostas a áreas em que, em ao menos um mês no ano, verifica-se potencial escassez hídrica. Segundo relatório, o número de pessoas nesta situação pode chegar a 5,7 bilhões até 2050. A nível mundial, destaca que a carga de nutrientes é o principal desafio à qualidade dos corpos d'água e indica as soluções baseadas na natureza, ou seja, as que usam ou simulam processos naturais, como de grande potencial para auxiliar na segurança hídrica (UNESCO, 2018).

Um efetivo gerenciamento de recursos hídricos constitui ferramenta central no auxílio da conservação de água em quantidade e qualidade. As análises qualitativas e quantitativas de recursos hídricos não devem ser dissociadas, pois, em conjunto, permitem o entendimento do comportamento do curso d'água diante das interferências que ocorrem em sua área de drenagem (CUNHA; CALIJURI, 2010).

Dentre os aspectos capazes de alterar negativamente a qualidade de cursos d'agua destaca-se o lançamento de efluentes domésticos. A ausência do tratamento do efluente sanitário ou seu despejo, sem que sejam atendidos aos padrões de qualidade ambiental, sujeita a população humana e a vida aquática a perturbações, uma vez que o referido lançamento é composto por cargas poluentes que poderão produzir prejuízos diretos ou indiretos aos usuários (TUNDISI, 2006).

O aumento na produção dos efluentes domésticos, decorrente do incremento da população, requer que as estações de tratamento estejam preparadas para o recebimento, tratamento e disposição final dos efluentes em qualidade compatível

com os padrões ambientais vigentes. Neste sentido, o tratamento dos efluentes ou sua ausência será diretamente refletido na qualidade apresentada pelos recursos hídricos (NASCIMENTO; HELLER, 2005).

Os efluentes domésticos apresentam, como principal característica, elevada carga orgânica, carga capaz de influir nos níveis de oxigênio dissolvido no curso d'água em consequência do aumento da proliferação de bactérias que o utilizam como fonte de energia no processo de assimilação da matéria orgânica disponível (ORSSATTO, 2008). Os níveis de oxigênio dissolvido também são demandados por meio da demanda bentônica e pelo processo de nitrificação. A demanda bentônica, recorrentemente, é desprezada no balanço do oxigênio dissolvido em função da sua representatividade e complexidade de quantificação. Já a nitrificação é um dos processos de conversão da matéria nitrogenada, por meio do qual ocorre a oxidação da amônia a nitrato. Na nitrificação, microrganismos autótrofos quimiossintetizantes utilizam o CO_2 como principal fonte de carbono, sendo a energia proveniente da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia. Bactérias dos gêneros Nitrosomonas e Nitrobacter efetivam, respectivamente, conduzem a transformação da amônia em nitritos e de nitritos a nitratos. Nesses dois processos é observado relevante consumo de oxigênio, denominado demanda nitrogenada (VON SPERLING, 2014).

O processo de determinação das eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes em estações de tratamento, quando analisado no âmbito de bacia hidrográfica, torna-se complexo, uma vez que os cursos d'águas recebem lançamentos que apresentam diferentes vazões e cargas poluentes. O planejamento estratégico, naquilo que diz respeito à determinação das eficiências de tratamento, busca planos de ação efetivos que poderão ser avaliados por meio de modelos de qualidade de água. Neste contexto, os modelos constituem ferramentas que permitem a simulação espacial e temporal dos parâmetros analisados considerando-se as suas interações com o meio (ALBERTIN, 2008).

Os modelos de qualidade de água simulam processos físicos, químicos e biológicos, apresentando a resposta do corpo receptor frente às perturbações causadas por lançamento de efluentes líquidos. As respostam obtidas na simulação auxiliam no monitoramento, controle e planejamento de ações. A simulação das condições de

qualidade de água poderá ser aplicada para diversos parâmetros, a depender do objetivo do operador, limitações do modelo e das características do sistema analisado (CUNHA; FERREIRA, 2006).

No entanto, a simulação matemática não apresenta, necessariamente, a melhor solução para um sistema. Para determinação de eficiências ótimas de um conjunto de sistemas de tratamento, os modelos de qualidade de água e técnicas de otimização são usualmente integrados (ANDRADE; MAURI; MENDONÇA, 2013).

O emprego de técnicas de otimização objetiva a busca pela melhor solução diante de um dado problema constituído por múltiplas variáveis. A Metaheuristica é um ramo da otimização que tem apresentado grandes avanços para solucionar problemas de maior complexidade, destacando-se a classe dos Algoritmos Evolucionários (incluindo-se aqui os Algoritmos Genéticos, Programação Evolucionária e Programação Genética) como a mais bem estabelecida da Metaheurística para a resolução de problemas relacionados a recursos hídricos. (NICKLOW et al., 2010).

Os Algoritmos Genéticos (AG) são métodos de busca baseados na evolução natural e recombinação genética, considerando os princípios estabelecidos por Darwin para a reprodução e sobrevivência dos mais aptos. Dessa forma, o AG simula e seleciona, dentre as possíveis combinações de soluções, as mais indicadas para a resolução do problema global (KAINI; ARTITA; NICKLOW, 2012).

Exemplos de trabalhos já desenvolvidos e que combinam modelagem da qualidade de água e Algoritmo Genético são Burn e Yulianti (2001), Cho, Sung e Ha (2004), Yandamuri, Srinivasan e Bhallamudi, (2006), Aras, Togan e Berkun (2007), Albertin (2008), Carvalho e Kaviski (2009), Valory, Reis e Mendonça (2016), Santoro, Reis e Mendonça (2016), Fantin, Reis e Mendonça (2017) e Bringer, Reis e Mendonça (2018).

Nesse contexto, o presente trabalho possui como principal perspectiva comparar as respostas de diferentes modelos de otimização, quando da estimativa de eficiências de remoção de DBO e compostos nitrogenados. O emprego dos referidos modelos de otimização envolveu o uso combinado de um modelo de qualidade de água e da Mataheurística AG. As simulações foram realizadas para a bacia hidrográfica do Rio

Pardo, tributário do Rio Itapemirim, importante sistema hídrico da porção sul do estado do Espírito Santo.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de modelos de otimização que permitam a determinação de eficiências mínimas para remoção combinada de DBO e amônia.

2.2 OBJETIVO ESPECÍFICOS

- Selecionar, a partir da literatura técnica corrente, modelos de otimização aplicáveis à determinação de eficiências para remoção combinada de DBO e compostos nitrogenados em efluentes;
- Determinar eficiências mínimas para remoção combinada de DBO e compostos nitrogenados no âmbito de uma bacia hidrográfica, a partir do emprego combinado de modelos de qualidade de água e técnica de otimização, considerando-se os modelos de otimização identificados;
- Comparar as respostas produzidas pelos modelos de otimização selecionados.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS

A gestão da água por muito tempo esteve voltada para o setor hidrelétrico, em virtude da representatividade econômica deste setor para o País. Assim fundamentada, a gestão dos recursos hídricos era tendenciosa, focando-se, basicamente, na quantidade e não na qualidade, uma vez que para implementação de hidrelétricas os fatores preponderantes, no que concerne aos recursos hídricos, são vazão, altura de barramentos exequíveis e os custos para operação e implantação dos empreendimentos (YASSUDA, 1993).

No entanto, com os alertas de possível escassez de água e após marcos ambientais importantes, como a realização da Eco 92 no Rio de Janeiro, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH, Lei nº 9.433), foi aprovada em 1997. A PNRH exprime mudanças relevantes acerca dos usos dos recursos hídricos uma vez que é fundamentada em conceitos como: a concepção dos recursos hídricos como um bem público, sendo os usuários portadores de direitos e responsabilidades diante desse recurso; a água sendo um recurso limitado e dotado de valor econômico; a busca pelos usos múltiplos da água, que objetiva o não favorecimento de nenhum grupo ou atividade diante dos conflitos de demanda por água e; a bacia hidrográfica como unidade territorial, facilitando assim seu gerenciamento (MACHADO, 2003).

Embora a PNRH estabeleça grande importância para o gerenciamento, em especial no que diz respeito à sua condução no âmbito de comitês de bacia, verifica-se que a implementação de alguns instrumentos, em determinadas regiões hidrográficas, segue de maneira incipiente, demandando maiores esforços para a abrangência de todo País. Veiga e Magrini (2003) destacam a necessidade de se fortalecer a coordenação entre os governos federal e estadual para aumentar a eficiência e a integração das ações entre os níveis de governo, além de enfocar no gerenciamento de regiões menos favorecidas economicamente e com recursos hídricos mais abundantes, devido ao rápido desenvolvimento dessas regiões e, consequentemente, dos processos que deverão estabelecer pressão sobre os recursos hídricos. Evidenciam também a importância de gerenciar regiões menos antropizadas, objetivando a gestão preventiva.

O aumento populacional e, principalmente, a densificação de centros urbanos em um curto período de tempo, dificultam o gerenciamento, e isso ocorre porque as cidades não se encontram preparadas para a nova demanda hídrica, produzindo efeitos negativos em alguns setores. Com ausência da coleta e tratamento do efluente sanitário, por exemplo, todo o efluente doméstico é lançado nos cursos d'água próximos as cidades de onde se poderá captar a água de abastecimento para a população e, consequentemente, causar prejuízos à saúde daqueles que a utilizarem (TUCCI, 2008).

3.2 QUALIDADE DAS ÁGUAS

Considerando que os efluentes sanitários afetam severamente as atividades que conformam o gerenciamento de recursos hídricos, impactando a qualidade dos cursos d'água, com eventuais comprometimentos sobre a saúde pública, neste item serão abordados alguns parâmetros relevantes para à adequada gestão dos efluentes sanitários.

Neto e Costa (2011) observaram que, nas estações de tratamento de esgoto no Brasil, geralmente é priorizada a remoção de sólidos sedimentáveis e a fração carbonácea da matéria orgânica. Entretanto, enfatizam a importância de também se remover compostos como fósforo e nitrogênio, uma vez que o excesso de nutrientes em cursos d'água poderá causar prejuízos como eutrofização e indisponibilidade de seu uso para o abastecimento.

Em função do foco do trabalho, serão sumariamente discutidos os parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (parâmetro recorrentemente empregado para medição indireta de matéria orgânica) e os compostos de nitrogênio.

3.2.1 Oxigênio Dissolvido

O balanço do oxigênio dissolvido em um curso d'água é decorrente do seu consumo e produção. O Consumo é estabelecido por meio dos processos de oxidação da matéria orgânica, demanda bentônica e nitrificação. Já a produção é consequência de reaeração atmosférica e fotossíntese.

a) Consumo de Oxigênio

A oxidação da matéria orgânica carbonácea dissolvida é realizada por microrganismos decompositores, que utilizam o oxigênio dissolvido no processo de respiração e conversão da matéria orgânica em compostos simples e estáveis, como água e gás carbônico. A ausência de oxigênio dissolvido poderá causar a morte de diversos seres aquáticos, além de, em condições anóxicas, provocar a proliferação de microrganismos anaeróbios (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Já a demanda bentônica, é um processo que ocorre em uma camada superficial do lodo de fundo ou pela ressuspensão do material sedimentado. A matéria orgânica em suspensão tende a sedimentar, formando o lodo de fundo, lodo constituído de uma camada inferior anaeróbia e uma pequena camada superior (da ordem de milímetros) aeróbia. A demanda por oxigênio ocorre na camada superior, em razão da decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos aeróbios. A quantificação da demanda de oxigênio dissolvido por esse processo é laboriosa e de elevado custo, usualmente dificultando a incorporação desse processo em grande parte dos trabalhos (VON SPERLING, 2014). A nitrificação, importante processo para a quantificação do consumo de oxigênio dissolvido, será discutido em item subsequente (item 3.2.3).

b) Produção de Oxigênio

A presença de algas e plantas aquáticas fotossintetizantes, incidência de luz e suficiência de nutrientes, são os principais fatores para propiciar a inserção de oxigênio pela fotossíntese. Considerando que a ausência de incidência de luz é um fator que restringe a ocorrência da fotossíntese, a turbidez, geralmente apresentada em rios, torna-se um fator limitante para ocorrência desse processo. Outro ponto a ser analisado para determinação da quantidade de oxigênio produzido pelas algas é a relação entre a fotossíntese e a respiração (SILVA, 1977).

A reaeração atmosférica é um processo físico em que moléculas de gases são intercambiadas entre a atmosfera e o líquido e pela sua interface, tendo em vista estabelecer o equilíbrio dinâmico da concentração de saturação de oxigênio dissolvido. Esse é o principal fator de introdução de oxigênio no meio líquido e ocorre

quando os teores de oxigênio dissolvido no curso d'água são inferiores ao de saturação.

3.2.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os esgotos domésticos possuem como principal característica a elevada carga orgânica e esta carga influirá nos níveis de oxigênio dissolvido, uma vez que bactérias, em seus processos metabólicos e de utilização e estabilização da matéria orgânica, utilizam o oxigênio dissolvido como fonte de energia. A medição da quantidade de oxigênio dissolvido utilizado para a oxidação da matéria orgânica por meio de processos bioquímicos constitui da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (CUNHA; FERREIRA, 2006).

A DBO é largamente empregada como indicadora de poluição hídrica, pois, além de ser uma medida indireta de quantificação da matéria orgânica biodegradável, também está relacionada a produção de sabores e odores desagradáveis aos cursos d'água (BOWIE *et al*., 1985). A $DBO_{5,20}$ indica o consumo de oxigênio durante 5 dias a uma temperatura de 20°C e a Demanda Última de Oxigênio (DBO_u) representa o total de oxigênio dissolvido necessário para a assimilação de material carbonáceo numa dada parcela de água (MOLENAAR, 1988; JORDÃO; PESSOA, 2014).

3.2.3 Compostos de nitrogênio

O nitrogênio é encontrado naturalmente em corpos d'água devido ao processo de degradação de produtos orgânicos e inorgânicos do solo e da água. Nos esgotos domésticos, o nitrogênio também é um constituinte recorrente devido a hidrólise da ureia e da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos nitrogenados (REIS; MENDONÇA, 2009). Nos efluentes sanitários o nitrogênio aparece, predominantemente, nas formas de nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal; entretanto, em pequenas quantidades e com menor relevância, também se nota a sua presença nas formas de nitrito e nitrato (VON SPERLING, 2014b).

Os compostos nitrogenados reduzidos, como a amônia, serão formados por meio da decomposição aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica. A oxidação biológica da amônia a nitrato é denominada nitrificação. No processo de nitrificação participam dois gêneros de bactérias: Nitrossomonas, que oxidam amônio a nitrito, e Nitrobacter, que oxidam nitrito a nitrato. A nitrificação é um processo predominantemente aeróbio. Em

condições anaeróbias ocorre, principalmente, o processo de desnitrificação, que é a redução do nitrato a nitrogênio molecular e amonificação do nitrato, que consta da redução do nitrato a íon amônio.

O nitrogênio amoniacal dissolvido na água encontra-se sob as formas ionizada, NH_4^+, e não ionizada, NH_3, que se relacionam entre si por uma reação ácido-básica. A razão $[NH_3]/[NH_4^+]$ depende do pH e do valor de uma constante de equilíbrio (K), sendo esta função da temperatura e da composição iônica da água. Quando o pH é inferior a 8,5, ou seja, quando o meio passa de alcalino a neutro ou ácido, verifica-se que NH_4^+ predomina, enquanto NH_3 prevalece quando o pH está acima de 10, ou seja, quando o meio é alcalino. Por essa razão, quanto mais elevado for o pH, maior será a porcentagem da amônia total presente como NH_3, forma mais tóxica da amônia (ERICKSON,1985).

Altas concentrações do íon amônio podem influenciar fortemente a dinâmica do oxigênio dissolvido do meio. Influi, adicionalmente sobre a comunidade de peixes, pois, em pH básico, o íon amônio se transforma em amônia não-ionizada, que é tóxica para esses organismos (TRUSSEL, 1972). A amônia na forma não-ionizada e em concentração elevada pode prejudicar a transformação da energia dos alimentos em ATP (Trifosfato de Adenosina), com isso inibindo o crescimento dos peixes e provocando a desaminação dos aminoácidos, o que, por sua vez, impede a formação de proteínas, elemento essencial no crescimento dos animais (METCALF & EDDY, 2016).

A variação das concentrações dos compostos de nitrogênio e a demanda bioquímica de oxigênio influenciam nos níveis de OD e na qualidade de água. A análise dessas variações em cursos d'água poderá ser realizada por meio de modelos de qualidade de água, oferecendo, eventualmente, suporte para o gerenciamento de recursos hídricos. A próxima seção apresenta, de forma sumária, considerações sobre modelos matemáticos de qualidade de água e suas aplicações.

3.3 MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA

Os modelos de qualidade de água permitem verificar o comportamento de paramentos ao longo do tempo e espaço, auxiliando tomadores de decisões. Os estudos sobre modelagem tiveram início em função da necessidade de se controlar a poluição no rio

Ohio, nos Estados Unidos. A partir dessa necessidade, as primeiras equações foram desenvolvidas em 1925 por Harold Warner Streeter e Earle Bernard Phelps e aplicadas a modelagem dos parâmetros OD e DBO na forma de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem (ORLOB, 1992).

O modelo de Streeter-Phelps assume que o balanço entre OD e DBO é resultante do processo de reaeração superficial e consumo de OD na redução da DBO. Em 1963, Camp expandiu o modelo de Streeter-Phelps acrescentando considerações acerca da sedimentação e/ou resuspensão da matéria orgânica, DBO associada ao escoamento superficial e fotossíntese. Dobbins, em 1964, apresentou o modelo na forma de equações diferenciais de segunda ordem, considerando efeitos da demanda bentônica, fotossíntese e respiração no balanço de OD e DBO (FISHER, 1995).

Novos modelos matemáticos foram desenvolvidos diante das necessidades de adaptações e melhorias. Com base em revisões, Wang *et al.* (2013) classificaram a evolução histórica dos modelos de qualidade de água superficial em três fases: a primeira entre o período de 1925 a 1965, onde os esforços estiveram concentrados na melhoria do modelo proposto por Streeter e Phelps. A segunda fase, entre os anos 1965 e 1995, foi destacada por pesquisadores que desenvolveram modelos bidimensionais e tridimensionais, além de modelos capazes de simular variados parâmetros. Por fim, a terceira fase, do ano 1995 em diante, em que foram apresentados modelos com integração com modelos de poluição do ar.

O Quadro 1 apresenta a evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água estabelecidos a partir do modelo de Streeter-Phelps desde 1925 a 2007, conforme síntese apresentada por Bringer (2017). A referida autora indica que, na década de 70, foram implementados os primeiros modelos que simularam o comportamento dos nutrientes.

Quadro 1: Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. (Continua)

Ano	Modelo	Características
1925	Streeter & Phelps	Modelo que representa o balanço entre OD e DBO definidos na forma de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem.
1963	Camp	Modelo de simulação de OD/DBO que modifica as equações originais adicionando os termos referentes à sedimentação e/ou ressuspensão, DBO do escoamento superficial e fotossíntese.

Quadro 1: Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. (Cotinua)

Ano	Modelo	Características
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 a DBO carbonácea e a DBO nitrificante estão separados.
1970	Dosag I	Modelo proposto pelo *Texas Water Development Board* (TWDB), que mostra, de forma integrada, que a equação de Streeter Phelps é aplicável à sistemas unidimensionais sem considerar os efeitos da dispersão.
1970	Dosag III	Modelo criado pela *Environmental Protection Agency* (EPA) que registra maior habilidade nos procedimentos de simulação e maior número de parâmetros simulados no Dosag I.
1970	QUAL-I	O modelo QUAL I, desenvolvido pelo *F. D. Masch and Associates* e TWDB, usa equações unidimensionais de dispersão-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	WASP	O modelo WASP (*Water Analysis Simulation Program*), desenvolvido pela EPA, permite simular os processos hidrodinâmicos e de qualidade de água em 1, 2 ou 3 dimensões para uma variedade de poluentes. Os processos de advecção, dispersão, fluxos de massa pontual e difusa, além de fluxos na fronteira de fundo são representados no modelo. O WASP também pode ser implementado com modelos de transporte hidrodinâmico e de sedimentos, os quais fornecem perfis de velocidade, temperatura, salinidade e fluxos de sedimentos. O WASP7, última versão lançada em 2013, é um aprimoramento do WASP original e contém a inclusão do modelo de diagênese sedimentar associado a modelo secundário avançado de eutrofização, que predita demanda de oxigênio pelo sedimento e fluxos de nutrientes a partir do sedimento de fundo.
Década de 70	MIKE 11	O modelo Mike 11 foi desenvolvido pelo DHI (*Danish Hydraulic Institute*) para simulação de escoamentos, qualidade da água e transporte de sedimentos em estuários, rios, sistemas de irrigação, canais e outros corpos d'água. O módulo hidrodinâmico (HD) é o núcleo do sistema de modelagem e constitui a base para a maioria dos módulos, incluindo a previsão de cheias, advecção-dispersão, qualidade da água e módulos de transporte de sedimentos não-coesivos.
Década 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, que incluem: poluentes conservativos e não conservativos; coliformes, sal, temperatura da água, sedimento; balanço de oxigênio (OD e DBO); interações de oxigênio (água/sedimento); fitoplancton; macrófitas; algas bentônicas, pH. A última versão lançada, ISIS v. 3.7, fornece uma série de novas funcionalidades e melhorias.
1972	QUAL-II	O modelo Qual II é uma modificação do QUAL I desenvolvida pelo Water Resources Engineers, Inc. (WRE) sob contrato com a EPA. O modelo é aplicável para rios dendríticos e bem misturados. Pode simular variações temporais e espaciais de até treze parâmetros de qualidade de água em qualquer combinação desejada pelo usuário. O modelo assume que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão, são significativos somente ao longo da direção principal do fluxo (eixo longitudinal do rio ou canal). Pode ser operado em regime permanente ou dinâmico.

Quadro 1: Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. (Continua)

Ano	Modelo	Características
1974	SIMOX	O modelo Simox (Dissolved Oxigen Simulation Model), desenvolvido pelo CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente) para simulação de oxigênio dissolvido, inclui OD/DBO, bactéria (Lei de Chick) e uma substância conservativa. A versão mais recente também simula o decaimento de primeira ordem de nitrogênio e fósforo para representar sedimentação, absorção e transformação.
1974 - 1978	WQRRS	O modelo WQRRS (Water Quality for River-Reservoir Systems), desenvolvido pela CEIWR-HEC, é baseado nos modelos Qual-II e CE-QUAL-W2. Fornece abrangente simulação da qualidade da água para rios e reservatórios. O modelo consiste em três módulos distintos, mas integrável: módulo reservatório, módulo hidráulico e módulo de qualidade. Os três programas podem ser integrados para uma completa análise de qualidade da água da bacia hidrográfica. No módulo de qualidade, as taxas de transporte de parâmetros de qualidade podem ser representadas para escoamentos aeróbios, e podem ser simuladas picos de cargas poluentes para escoamento estável ou instável. Simula OD, DBO, nutrientes, biomassa algal, temperatura, bactérias indicadoras, constituintes conservativos e não conservativos, produtividade de algas e nutrientes no reservatório, bem como interações de fluxo e temperatura no reservatório.
1975	CE-QUAL-W2	O CE-QUAL- W2, desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual de Portland, Estados Unidos, é um modelo bidimensional (longitudinal e vertical), hidrodinâmico e de qualidade da água para rios, estuários, lagos, reservatórios e sistemas de bacias hidrográficas. Inclui temperatura, salinidade, ciclo de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo, fitoplanctons e bactérias. Vários níveis de complexidade são possíveis devido à organização modular das simulações de qualidade d'água. A versão atual do modelo é a versão 3.72 (lançada em 2015) com uma versão 4.0 alfa lançada.
1976	QUALII/ SEMOG	O modelo QUAL-II / SEMOG é uma versão do QUAL-II desenvolvida pela WRE para o Conselho de Governos do Sudeste de Michigan (Southeast Michigan Council of Governments - SEMOG). Inclui modificações e aperfeiçoamentos feitos no modelo QUAL II desde o seu desenvolvimento original em 1972.
Final década 70	HSPF	O modelo HSPF (*Hydrologic Simulation Program – Fortran*) é um programa desenvolvido pela EPA para simulação hidrológica de bacia hidrográfica e de qualidade da água para poluentes orgânicos convencionais e tóxicos. O modelo combina as cargas de escoamento da bacia e cargas, transporte e transformação, nos rios, de OD/DBO, nutrientes, algas e pesticidas/tóxicos; e fornece histórico de tempo da taxa de vazão de escoamento, carga de sedimentos, concentrações de nutrientes e pesticidas, juntamente com histórico de tempo da quantidade e qualidade da água em qualquer ponto em uma bacia hidrográfica. O HSPF requer uma extensa gama de dados de entrada e coeficientes para parametrizar cada processo de qualidade e quantidade de água. As simulações detalhadas de ciclo de nutriente incluem nitrificação e desnitrificação, absorção de amônia e de ortofósforo, *uptake* (coletor ascendente de gás), vaporização e imobilização. As transformações de tóxicos no rio abrangem solubilidade, volatização, fotólises, oxidação e biodegradação. Somente a variação em uma dimensão é considerada no corpo de água. O HSPF inclui três compartimentos de algas e considera a respiração, crescimento, assentamento e morte usando a cinética Michaelis-Menten.

Quadro 1: Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. (Continua)

Ano	Modelo	Características
Inicio década 80	TOMCAT	O modelo TOMCAT (*Temporaly Overall Model for CATchments*) foi desenvolvido pela companhia concessionária de água do Reino Unido, *Thames Water*. A conceituação do TOMCAT é essencialmente idêntica à do modelo SIMCAT, isto é, modelo estocástico unidimensional estacionário, com abordagem da técnica de Monte Carlo, permitindo, contudo, correlações temporais mais complexas.
Década de 80	SIMCAT	SIMCAT (*Simulated Catchments*), desenvolvido pela Agência de Meio Ambiente do Reino Unido, é um modelo estocástico determinístico, unidimensional, em regime permanente, que faz uso de técnicas de análise de Monte Carlo para simular dados de descargas pontuais e difusas ao longo de uma rede de cursos de água. O oxigênio dissolvido é representado por uma relação envolvendo temperatura, reaeração e decaimento da DBO.
1982	CE-QUAL-RIV1	O modelo CE-QUAL-RIV1 foi originalmente desenvolvido pela Universidade Estadual de Ohio em 1982 para a EPA. A versão de 1990 reflete as modificações feitas após 1982 pela Universidade Estadual de Ohio e pelo Laboratório Ambiental da Estação Experimental de Corpos D'água (*Waterways Experiment Station - WES*) do Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (*United States Army Corps of Engineers - USACE*). O modelo é hidrodinâmico e de qualidade da água unidimensional (longitudinal) e permite a simulação de sistemas fluviais ramificados com várias estruturas de controle hidráulico, tais como, eclusa de navegação, represa, regulação de barragem. Constituintes de qualidade da água incluem temperatura, OD, DBO carbonácea, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo ortofosfato, bactérias coliformes, ferro e manganês dissolvidos. Os efeitos de algas e macrófitas também estão incluídos.
1985	Qual2E	O QUAL2E, distribuído pela EPA, é um modelo unidimensional de estado permanente, usado frequentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não-pontuais na qualidade da água de rios. Ciclos detalhados de OD/DBO e de 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.
1985	MIKE BASIN	O modelo MIKE BASIN, desenvolvido pelo DHI, associa técnicas de simulação e modelagem em rede de fluxo e é estruturado em uma rede de arcos e nós digitalizada no ambiente do ArcView do Sistema de Informações Geográficas. A simulação das variáveis de qualidade da água é feita através de transporte no estado estacionário nos arcos do sistema. Dentre outras características do modelo, destacam-se seu rápido tempo de processamento e sua flexibilidade e facilidade na representação de sistemas hídricos. Para a solução da qualidade de água é considerado somente o transporte advectivo e o decaimento das concentrações pode ser modelado.

Quadro 1: Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. (Continua)

Ano	Modelo	Características
1987	SisBaHiA	O SisBaHiA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental) foi desenvolvido pela Coordenação de Programas de Pós-Graduação em Engenharia (COPPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Trata-se de um sistema de modelos computacionais para previsão do escoamento ou movimento das águas e, também, para a previsão da qualidade das águas ou transporte de grandezas escalares qualificadoras em corpos de água naturais. Em sua versão 3.6 e superiores, o SisBaHiA oferece recursos para modelamentos de corpos de água com superfície livre sem estratificação vertical significativa. Nesta classe de corpos de água pode-se encontrar rios, canais, lagos, lagoas, reservatórios, estuários, baías e águas costeiras. Os Modelos de Qualidade de Água e Eutrofização (MQA) do SisBaHiA correspondem conjunto de modelos de transporte Euleriano, podendo ser aplicados para escoamentos 2DH, ou em camadas selecionadas de escoamentos 3D. Os MQA permitem simulação acoplada de até 11 parâmetros de qualidade da água e indicadores de eutrofização: sal, temperatura, OD-DBO, nutrientes compostos de nitrogênio e de fósforo e biomassa
1989	DUFLOW	O modelo DUFLOW, desenvolvido pelo *International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering (IHE*) (atualmente denominado UNESCO-IHE *Institute for Water Education*), Rijkswaterstaat (*Public Works Department*), *Delft University of Technology, Agricultural University of Wageningen*, permite simulação de escoamento não permanente unidimensional e qualidade da água em sistemas de canais abertos, podendo ser inclusos controle de estruturas como diques, bombas, bueiros e sifões. O modelo possui diversas aplicações, tais como a propagação de ondas em estuários, ondas de cheias em rios e operação de sistemas de irrigação e drenagem e pode incluir parâmetros de qualidade da água. A parte de modelagem da qualidade da água foi incluído no DUFLOW em 1992, em sua versão 2.0.
Início década 90	SWAT	*Soil Water and Analysis Tools* (SWAT), modelo físico desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*United States Department of Agriculture* - USDA), teve sua origem no modelo SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*) - modificação do modelo hidrológico CREAMS (*Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems*). O SWAT pode ser usado na modelagem de bacias hidrográficas que não possuem dados de monitoramento disponíveis. O modelo opera em escala de tempo contínua e permite prognosticar o impacto de longo prazo das práticas de gestão de solo nos recursos hídricos e a produção de sedimentos e aplicação de produtos químicos nas plantações dentro dos grandes complexos de bacias hidrográficas. A última versão do modelo é a versão SWAT2012.
1991 - 1994	AQUASIM	O programa AQUASIM, desenvolvido pelo EAWAG (*Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology*), foi projetado para a identificação e simulação de sistemas aquáticos técnicos e naturais. O modelo realiza simulações, análises de sensibilidade, estimativa de parâmetros (usando dados medidos). O usuário pode especificar qualquer conjunto de variáveis de estado e processos de transformação do modelo.

Quadro 1: Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. (Continua)

Ano	Modelo	Características
1997	EFDC	Desenvolvido pelo Instituto Virgínia de Ciência Marinha Virginia (*Institute of Marine Science*), a USEPA listou o modelo EFDC como uma ferramenta para a gestão da qualidade da água em 1997. O modelo EFDC é adequado para a simulação da qualidade da água em rios, lagos, reservatórios, estuários e zonas húmidas, incluindo modelos uni, bi ou tridimensionais.
2002	AQUATOX	AQUATOX é um modelo de simulação para sistemas aquáticos, desenvolvido pela EPA, que prevê o destino de nutrientes, sedimentos e produtos químicos orgânicos em corpos d'água, bem como os seus efeitos diretos e indiretos em organismos residentes. Simula a transferência de biomassa e produtos químicos a partir de um compartimento do ecossistema para outro. O modelo simula múltiplos estressores ambientais (incluindo nutrientes, cargas orgânicas, sedimentos, substâncias químicas tóxicas e temperatura) e seus efeitos sobre as comunidades de algas, macrófitas, invertebrados e peixes. AQUATOX pode ajudar a identificar e compreender as relações de causa e efeito entre a qualidade química da água, do ambiente físico e a vida aquática. Pode representar uma variedade de ecossistemas aquáticos, incluindo lagos verticalmente estratificadas, reservatórios e lagoas, rios e córregos e estuários. A versão 3.1 do modelo contém várias melhorias em relação às versões anteriores que melhoram a interface e utilidade do modelo.
2003 (versão beta)	QUAL 2K	O modelo QUAL2K é uma versão modernizada do modelo QUAL2E e apresenta na sua estrutura os seguintes novos elementos: modelo segmentado, especificação da DBO carbonácea, ambientes anóxicos, interações água-sedimento, algas inferiores, redução da luz, pH (potencial hidrogeniônico), patógenos.
2005	EDP-RIV1	O modelo EDP-RIV1, desenvolvido pela Divisão de Proteção Ambiental do Departamento de Recursos Naturais da Georgia (*Georgia Environmental Protection Division of the Georgia Department of Natural Resources*) e pela EPA, baseia-se no modelo CE-QUALRIV1. Consiste num sistema de programas para executar simulações unidimensionais hidrodinâmicas e de qualidade da água, com a finalidade de analisar as condições existentes e realizar alocações de carga de resíduos. O modelo pode representar com sucesso sistemas de rios dendriticos ou ramificados e pode lidar com influências de marés de jusante, efeitos à jusante de lagos, captações de água dinâmicas, operações de vertedouro de barragem e eventos de tempestade. O modelo permite simular interações de 16 variáveis de estado, incluindo temperatura da água, espécies de nitrogênio (ou DBO nitrogenada), espécies de fósforo, OD, demanda de oxigênio carbonácea, algas, ferro, manganês, bactérias coliformes e dois componentes arbitrários. Além disso, o modelo pode simular os impactos de macrófitas sobre OD e ciclagem de nutrientes.
2007	QUAL-UFMG	O modelo QUAL-UFMG, desenvolvido por Marcos Von Sperling da Universidade Federal de Minas Gerais para o ambiente computacional da planilha Microsoft Excel, possibilita a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL2EU, desenvolvido pela EPA. O QUAL-UFMG torna possível uma simulação rápida e simples das variáveis DBO, OD, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes.

Fonte: Bringer (2017)

Dentre os modelos de qualidade de água reunidos no Quadro 1, destaca-se o modelo QUAL-2E, desenvolvido pela Universidade de Tufts e a Agência de Proteção

Ambiental dos Estados Unidos em 1985, é recorrentemente citado na literatura devido a sua elevada popularidade e aplicabilidade (SONG; KIM, 2009). Este é um modelo matemático unidimensional de estado permanente, que pode simular até 15 constituintes de qualidade de água. Considera efeitos de respiração das algas, reaeração e demanda bentônica; entretanto, possui limitações como a desconsideração da morte de algas como incremento da concentração da DBO e limitação de número máximo de trechos (PARK; LEE, 2002).

Diante das limitações apresentadas pelo modelo QUAL-2E, em 2003 a universidade de Tufts criou uma versão mais moderna desse modelo, denominada QUAL2K. Dentre as alterações desta versão estão: a implementação em ambiente Microsoft Windows, tendo como interface gráfica da planilha Excel, capacidade de simulação em trechos até quatro vezes maior que o a do QUAL-2E, a incorporação da simulação da parcela carbonácea de forma isolada, incorporação de ambientes anóxicos, interações água-sedimento, simulação de algas inferiores, simulação da redução da luz com efeito da profundidade, pH, possibilidade de patógenos (CHAPRA *et al*., 2008).

Von Sperling (2007) apresentou o modelo QUAL-UFMG, modelo baseado no QUAL-2E e desenvolvido no ambiente computacional da planilha Excel. O modelo é unidimensional e incorpora os fenômenos envolvidos no balanço de oxigênio dissolvido, modelando-os em condições de aerobiose, considerando a sedimentação da matéria orgânica, o consumo de oxigênio dissolvido pela nitrificação, as cargas internas sem vazão e as cargas externas. O modelo simula, adicionalmente, o comportamento dos compostos de nitrogênio, compostos de fósforo e os coliformes termotolerantes. O modelo QUAL-UFMG possui algumas simplificações em relação ao QUAL-2K, como integração numérica pelo método de Euler, não inclusão das algas e todas as interações com os demais constituintes e não incorporação da dispersão longitudinal (VON SPERLING, 2007).

Aplicações do modelo QUAL-UFMG para a simulação da qualidade da água podem ser observados nos trabalhos de Costa e Teixeira (2010), Costa e Teixeira (2011), Louzada, Reis e Mendonça (2013), Teodoro *et al*. (2013), Salla *et al*. (2013), Tonon (2014), Zandonadi, Mendonça e Reis (2015) e Calmon *et al*. (2016).

São exemplos de trabalhos que utilizaram outros modelos de qualidade de água para a simulação do comportamento do corpo hídrico receptor, após o lançamento de efluentes: Mendonça (1992); Ning et al. (2001); Lima (2001); Bäumle (2005); Palmieri e Carvalho (2006); Albertin (2004) e Albertin, Mauad e Daniel (2006); Knapik *et al*. (2011)

Embora os modelos de qualidade de água auxiliem no gerenciamento de recursos hídricos, nem sempre seu emprego conduz a uma solução ótima para o sistema hídrico modelado. Isso ocorre, porque a modelagem poderá apresentar um grande número de soluções viáveis para serem investigadas, dificultando o processo de tomada de decisão (ALBERTIN; MAUAD; DANIEL, 2006). Por conseguinte, a adoção de técnicas de otimização em conjunto com os modelos de qualidade de água é alternativa para a busca da melhor solução em um dado problema de apropriação de eficiências mínimas de tratamento.

3.4 OTIMIZAÇÃO

A otimização consiste na busca da melhor solução, diante de diversas possibilidades, para um problema constituído de múltiplas variáveis. O interesse central das técnicas de otimização é alcançar a maximização ou minimização de uma função objetivo ou determinar a região viável das variáveis de decisão de uma função de restrições. No gerenciamento de recursos hídricos, a escolha da melhor combinação de eficiências das estações de tratamento, para manutenção da qualidade do curso d'água, poderá ser auxiliada por técnicas de otimização que possuem, como objetivo, maximizar os benefícios esperados, respeitando as restrições técnicas, econômicas, ambientais e sociais impostas (BRAGA; BARBOSA; NAKAYAMA, 1998).

As técnicas de otimização são resolvidas de forma determinística ou estocástica, sendo a determinística quando os dados de entrada do modelo são absolutamente conhecidos e a estocástica quando possui incertezas no que diz respeito ao conhecimento dos dados de entrada do modelo. Essas incertezas podem ser classificadas como implícitas ou explicitas, implícita quando os dados de entrada são produzidos por meio de previsões baseadas em séries históricas e explicita quando a previsão dos dados de entrada é realizada sem o total conhecimento de evetos futuros (VALTERLIN, 2011).

A escolha da técnica de otimização está relacionada às características das funções objetivos e ao conjunto de restrições. A Programação Linear (PL) será utilizada quando a função objetivo e o conjunto de restrições forem lineares. Já a Programação Não Linear (PNL) é priorizada em caso de função objetivo e/o conjunto de restrições não lineares. Quando a função objetivo e o conjunto de restrições não possuem uma forma especifica, utiliza-se a Programação Dinâmica (PD) (LABADIE, 2004). Os Métodos Heurísticos baseiam-se em um processo iterativo que direciona uma heurística subordinada, combinando inteligentemente diferentes conceitos para explorar o espaço de busca, utilizando estratégias de aprendizagem para estruturar a informação para encontrar soluções ótimas. Dentre os métodos Heurísticos, destacam-se as Estratégias Evolucionárias, Programação Genética, *Ant Colony Algorithms*, Algoritmos Evolucionários, *Simulated Anneling*, Busca-Tabu (ZUFFEREY, 2012).

Os Algoritmos Evolucionários (que incluem os Algoritmos Genéticos, Programação Evolucionária e Programação Genética), são apontados como os mais bem estabelecidos para a resolução de problemas relacionados a recursos hídricos, sendo os Algoritmos Genéticos os mais recorrentes na literatura quanto a utilização para planejamento e gestão de Recursos hídricos, devido a algumas características como a capacidade de resolver problemas não lineares, não convexos, multimodais e discretos (NICKLOW *et al.*, 2010).

O Algoritmo Genético (AG) constitui técnica de otimização originalmente desenvolvida por John Holland em 1975 na Universidade de Michigan, fundamentada no princípio da seleção natural e evolução, na qual considera-se que o meio seleciona os indivíduos mais adaptados. Nessa técnica a melhor solução de determinado problema é direcionada por meio de processos aleatórios que selecionam, recombinam e realizam a mutação dos genes. A seleção direciona a indivíduos de maior qualidade, a recombinação viabiliza a mistura dos genes e a mutação introduz inovação no processo (TANOMARU, 1995).

No AG é formado uma população inicial de cromossomos, que é um conjunto aleatório de cromossomos que representam possíveis soluções do problema. O tamanho da população influi na diversidade das possíveis combinações dos cromossomos. População muito pequena limita o espaço de busca e pode comprometer a eficácia

dos resultados. População muito grande amplia o espaço de busca, entretanto pode aumentar muito o tempo de processamento e não necessariamente encontrar melhores soluções. No decorrer do processo evolutivo, a população é avaliada e os cromossomos recebem notas, denominadas aptidões, que representam a qualidade da solução. Os cromossomos menos aptos são descartados e os mais aptos selecionados, podendo sofrer modificações por meio de *crossover* e mutação, gerando descendentes para a próxima geração. Esse processo é repetido até que uma solução desejada seja obtida (LACERDA; CARVALHO, 1999).

Historicamente os cromossomos são representados pela codificação binária, entretanto a representação real surgiu como um aprimoramento da binária, utilizando o valor real como parâmetro do cromossomo em populações sem executar o processo de codificação e descodificação antes do cálculo do valor da aptidão (HAUPT; HAUPT, 1998).

Operadores de seleção determinam os cromossomos da população inicial que possuem melhor aptidão para formar a nova geração. Geralmente é empregada a forma de seleção de torneio e/ou truncamento, por serem esquemas de seleção invariantes, e quando combinados, apresentarem caráter elitista, ou seja, os melhores membros da população são garantidos para sobreviver na próxima geração (NICKLOW et al, 2010).

O operador *Crossover* é o principal mecanismo na geração de novos espaços de busca de otimização, reproduzindo recombinações a partir dos cromossomos classificados como os mais aptos. A frequência com que o cruzamento é realizado é denominadade taxa de *crossover*. Enquanto o crossover realiza a troca de informações entre dois indivíduos, a mutação altera aleatoriamente os genes dos indivíduos, garantindo a diversidade genética (LACERDA; CARVALHO, 1999).

Como todo o processo no AG é aleatório, o operador Elitismo reproduz os cromossomos com melhores resultados na próxima geração, garantindo a presença dos melhores indivíduos nas gerações seguintes. O número de vezes em que os passos do AG serão repedidos é determinado pelo critério de parada, que pode ser determinado por um número máximo de gerações, quando ocorre convergência de resultados ou por um tempo limite de processamento.

Dentre as vantagens de se utilizar o AG estão: a possibilidade de ser aplicado a diversas áreas, é de fácil utilização, é uma técnica que trabalha com os códigos dos parâmetros e não com os parâmetros, realiza busca a partir de diversos pontos, é capaz de otimizar um grande número de variáveis e é apto a resolver problemas com múltiplos objetivos.

Aplicações do Algoritmo Genético em recursos hídricos são encontradas em diversos trabalhos, como nos estudos de Goldberg e Kou (1987) e Simpson, Dandy e Murphy (1994) para operação e design de sistemas de distribuição de água, estudos de Tsai e Chang (2001) e Penn, Friedler e Ostfeld (2013) na drenagem urbana e sistemas de coleta de esgoto e Holenda *et al.* (2007) na otimização da aeração de uma estação de tratamento.

Burn e Yulianti (2001) utilizaram o AG para otimização de um modelo multiobjetivo, integrando-o ao modelo de qualidade de água QUAL-2E, buscando solucionar o problema de alocação de cargas de efluentes na bacia do rio Willamette (Oregon, Estados Unidos). Foram desenvolvidos três modelos de otimização com diferentes funções objetivos. O primeiro modelo objetivou minimizar os custos de tratamentos e o número de violações dos limites de oxigênio dissolvido. O segundo também considerou a minimização dos custos de tratamento mais a maximização da equidade entre os lançamentos. O terceiro modelo buscou a determinação da maximização da qualidade da água e da equidade durante o período crítico do ano. Para todos os cenários propostos o AG ser uma técnica eficaz na alocação de cargas de efluentes.

Aras, Togan e Berkun (2007) desenvolveram um modelo de gestão de qualidade de água integrado ao uso do AG objetivando determinar eficiências de remoção de DBO que mantivessem o curso d’água em acordo com os padrões de qualidade de água, além de otimizar os custos de tratamento de efluentes. A aplicação do AG apresentou bons resultados, além de se mostrar uma técnica conveniente para a resolução desse tipo de problema.

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 DBO e OD. Os modelos de otimização foram integrados ao modelo de qualidade de água QUAL-2K. O AG foi

considerado uma técnica efetiva para solucionar problemas de otimização multiobjetivo em aplicações de gerenciamento da qualidade da água.

Santoro, Reis e Mendonça (2016) utilizaram modelos de otimização para determinação da minimização do somatório de eficiências, minimização da inequidade e atendimento aos padrões de qualidade ambiental dos parâmetros OD e DBO. A metodologia proposta foi aplicada à bacia hidrográfica do rio Pardo (Espírito Santo, Brasil). Os autores concluíram que os modelos de otimização que incorporaram medidas de equidade na função objetivo apresentaram desempenho satisfatório.

Valory, Reis e Mendonça (2016) utilizaram o modelo de qualidade de água em conjunto com o Algoritmo Genético para a determinação de eficiências mínimas de remoção de DBO em bacias hidrográficas. Foram considerados os padrões de qualidade de água para OD e DBO e foram incorporadas medidas de equidade entre sistemas de tratamento. A metodologia proposta foi a aplicada à bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória (Espírito Santo, Brasil). Os autores indicam que os resultados mais satisfatórios foram encontrados quando as capacidades de autodepuração dos rios foram consideradas, sem a imposição de padrões de qualidade para efluentes.

Bringer, Reis e Mendonça (2018) objetivaram selecionar sistemas de tratamento de água a patir 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 par 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, consequentemente, a má distribuição de recursos financeiros relacionados à implantação de ETEs.

Sá (2018) 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 derminação de afeciências 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.

4 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Pardo possui área de 611 km² e está inserida na área de drenagem da bacia hidrográfica do rio Itapemirim (Figura 1). Abrange, total ou parcialmente, os municípios de Ibatiba, Irupi, Iúna e Muniz Freire. Em Minas Gerais abrange apenas parte do município de Lajinha. A nascente do rio Pardo está localizada no município de Ibatiba e o curso d'água principal possui 57,9 quilômetros de extensão até a foz.

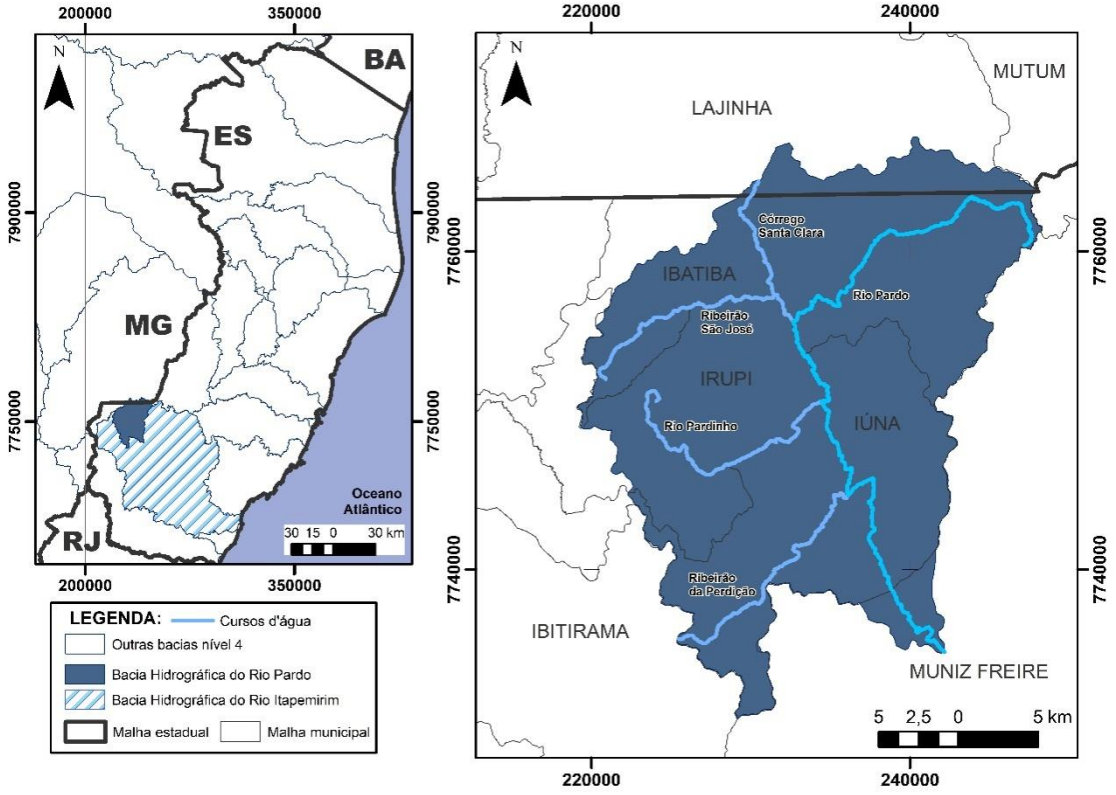


Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do Rio Pardo.

O rio Pardo é composto por três tributários (Ribeirão São José, Rio Pardinho e Ribeirão da Perdição) e dois lançamentos de efluentes diretos referentes aos municípios de Ibatiba e Iúna (Figura 2). O Rio Pardinho, por sua vez, recebe os esgotos gerados no núcleo urbano do município de Irupi. Já o Ribeirão Perdição recebe os esgotos gerados nas localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças. Não existem estações de tratamento de esgotos em operação em nenhum dos referidos pontos de disposição final de esgotos na bacia do Rio Pardo.

Figura 2 – Diagrama unifilar da bacia do Rio Pardo

5 METODOLOGIA

A metodologia empregada no presente estudo permitiu, a partir da associação de um modelo de simulação de qualidade de água com técnica de otimização, a comparação de eficiências de tratamento de efluente estimadas a partir de diferentes modelos de otimização. Constituíram objetos de avaliação as eficiências mínimas de remoção de DBO e de compostos de nitrogênio nos sistemas de tratamento de esgotos dispostos em diferentes localidades de uma bacia hidrográfica.

Embora a abordagem empregada neste trabalho seja aplicável a qualquer bacia hidrográfica, os modelos de otimização selecionados foram empregados na bacia hidrográfica do Rio Pardo, importante tributário do Rio Itapemirim.

5.2 MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA

A variação espacial do oxigênio dissolvido, DBO e compostos nitrogenados foi simulada por meio de modelo matemático de qualidade de água desenvolvido no ambiente computacional do software MatLab (*Matrix Laboratory*). O referido modelo reproduziu as formulações matemáticas do QUAL-UFMG, modelo de qualidade de água desenvolvido e detalhadamente apresentado por Von Sperling (2007).

As concentrações de oxigênio dissolvido, DBO e compostos nitrogenados foram calculadas para cada seguimento do curso d'água, sendo obtida a partir da soma da variação da concentração (dC) no segmento, com a concentração decorrente do processo de mistura (CM), conforme apresentado pela Equação (01).

$$C_{(i+1)} = CM_i + dC_i \qquad (01)$$

Na Equação (01), C_i retrata a concentração no segmento i e dC_i equivale ao incremento no referido segmento. O cálculo da concentração de mistura (CM) foi realizado pela Equação (02).

$$CM_i = \frac{Q_{rio_{(i-1)}} . C_{rio_{(i-1)}} + Q_{trib_{(i)}} . C_{trib_{(i)}} + Q_{esg_{(i)}} . C_{esg_{(i)}} + Q_{dif_{(i)}} . C_{dif_{(i)}} + C_{inc}}{Q_{rio_{(i-1)}} + Q_{trib_{(i)}} + Q_{esg_{(i)}} + Q_{dif_{(i)}}} \qquad (02)$$

Na Equação (02):

- Q_{rio}: vazão do rio (m³/s);
- Q_{trib}: vazão do tributário afluente ao segmento i (m³/s);
- Q_{esg}: vazão de esgoto doméstico afluente ao segmento i (m³/s);
- Q_{dif}: vazão incremental, por entrada difusa (m³/s);
- C_{rio}: concentração do parâmetro estudado no rio (mg/L);
- C_{trib}: concentração do parâmetro estudado no tributário (mg/L);
- C_{esg}: concentração do parâmetro estudado no esgoto bruto (mg/L);
- C_{dif}: concentração do parâmetro estudado por entrada difusa (mg/L);
- C_{inc}: concentração da carga incremental direta (g DBO/d.m).

5.2.1 Modelagem da Demanda Bioquímica e do Oxigênio Dissolvido

A variação da concentração da DBO em cada segmento realizou-se por meio da formulação matemática apresentada pela Equação (03).

$$\frac{dL}{dt} = -K_d . L + L_{rd} \quad (03)$$

Na Equação (03):

- L: concentração de DBO última em um tempo de percurso t qualquer (mg/L);
- K_d: coeficiente de decomposição da DBO no rio (d^{-1});
- L_{rd}: taxa de entrada de DBO última ($g/m^3.d$).

Para o balanço do oxigênio dissolvido foram considerados dois processos: ***a)*** desoxigenação, devido à decomposição da DBO carbonácea e nitrificação e ***b)*** produção de oxigênio dissolvido, pelo processo de reaeração atmosférica. A fotossíntese e a respiração não foram consideradas no balanço do oxigênio dissolvido, uma vez que a atividade fotossintética é recorrente em ambientes com baixa turbidez,

condição não usualmente encontrada em rios. A demanda bentônica, conforme mencionado em seção precedente, ocorre em camada da ordem de milímetros, constituindo processo de pouca expressão para o balanço de oxigênio, além de ser de difícil quantificação. A modelagem do comportamento do OD foi obtida pela Equação (04).

$$\frac{dC}{dt} = K2 \cdot (Cs - C) - Kd \cdot L - R_{O2amon} \cdot (f_{nitr} \cdot K_{an}) \cdot N_{amon} \quad (03)$$

Na Equação (04):

- C: concentração de oxigênio dissolvido em um tempo de percurso t qualquer (mg/L);
- K_2: coeficiente de reaeração (d^{-1});
- C_s: concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg/L);
- R_{O2amon}: relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de amônia oxidada a nitrito (mg O_2/mg Namon);
- 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).

5.2.2 Modelagem do Nitrogênio

A modelagem do nitrogênio envolveu os seguintes processos: a sedimentação do nitrogênio orgânico particulado; a conversão do nitrogênio orgânico a amônia; oxidação da amônia a nitrito; e redução de nitrito a nitrato.

A formulação matemática utilizada na modelagem do nitrogênio está representada pelas equações (05), (06), (07), (08), (09) e (10).

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -K_{oa}.N_{org} - K_{so}.N_{org} \quad (04)$$

$$f_{nitr} = 1 - e^{-k_{nitrOD}.OD} \quad (05)$$

$$\frac{dN_{amo}}{dt} = K_{oa}.N_{org} - K_{an}.N_{amon} + \frac{S_{Namo}}{H} \quad (06)$$

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = K_{oa}.f_{nitr}.N_{amon} - K_{nn}.N_{nitri} \quad (07)$$

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = K_{nn}.N_{nitri} \quad (08)$$

$$N_{total} = N_{org} + N_{amon} + K_{nitri} + N_{nitra} \quad (9)$$

Nas equações (05), (06), (07), (08), (09) e (10):

- N_{org}: concentração de nitrogênio orgânico (mg/L);
- N_{amon}: concentração de amônia (mg/L);
- N_{nittri}: concentração de nitrito (mg/L);
- N_{nitra}: concentração de nitrato;
- 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_{an}: coeficiente de conversão de amônia a nitrito (d^{-1});
- K_{nn}: coeficiente de conversão do nitrito a nitrato (d^{-1});
- S_{Namon}: coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ($g/m^2.d$);

- H: profundidade do curso d'água (m).

5.2.3 Constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e cargas orgânicas dos efluentes

As características fisiográficas, assim como as constantes cinéticas associadas ao OD e à DBO, os dados hidrodinâmicos e as cargas orgânicas da bacia hidrográfica do Rio Pardo reproduziram aqueles obtidos por Calmon *et al.* (2016), que desenvolveram um procedimento metodológico para o apoio ao processo de enquadramento dos cursos d'água superficiais aplicado à mesma bacia hidrográfica objeto do presente estudo.

As constantes cinéticas e as variáveis hidrodinâmicas para o Rio Pardo foram determinadas, pelos referidos autores, a partir da estação fluviométrica Terra Corrida Montante, considerados os registros disponíveis entre os anos de 1996 e 2013. Calmon *et al.* (2016) estabeleceram equações de ajuste da velocidade e profundidade em função da vazão, baseadas no trabalho de Thomann e Mueller (1987). Estão representadas nas equações (11) e (12) as equações para ajuste da velocidade e da profundidade em função da vazão, respectivamente.

$$U=0,1433 \cdot Q^{0,6305} \quad (11)$$

$$H=0,6076 \cdot Q^{0,2566} \quad (12)$$

Nas equações (11) e (12):

- U: velocidade média do rio (m/s);
- H: profundidade do curso d'água (m);
- Q: vazão (m^3/s).

O cálculo do coeficiente de decomposição da matéria orgânica no rio, k_d, foi determinado a partir das características hidráulicas do corpo d'água (profundidade e vazão), por meio de equação proposta por Hydroscience (1971). Já para o coeficiente de que regula o fenômeno da reaeração atmosférica, K_2, a formulação foi estabelecida em função do valor de vazão associado às condições de estiagem do Rio Pardo (4,01 m^3 /s) e aos valores de profundidade e de velocidade associados a essa vazão (0,78 m e 0,332 m./s, respectivamente), considerando-se a fórmula empírica para apropriação de k_2 proposta por O'Connor & Dobbins (1958, apud BOWIE *et al*, 1985).

As equações (13) e (14) representam as relações empregadas para estimativa de k_d e k_2, nessa ordem.

$$\mathrm{Kd} = 0{,}3 \cdot \left(\frac{\mathrm{H}}{2{,}5}\right)^{-0{,}434} \qquad \text{(para H ≤ 2,5 m)} \qquad (13)$$

$$\mathrm{K2} = 3{,}93 \cdot \mathrm{v}^{0{,}5} \cdot \mathrm{H}^{-1{,}5} \qquad \text{(para 0,6 m ≤ H ≤ 4,0 m e 0,05 m/s ≤ v ≤ 0,8 m/s)} \qquad (14)$$

A carga incremental de efluentes domésticos gerados pela população nos três municípios da bacia do Rio Pardo foi separada de acordo com a origem rural ou urbana. Calmon *et al.* (2016) assumiram que os efluentes rurais chegam ao curso d'água sem qualquer tratamento, com carga incremental direta de DBO ao longo de toda extensão da bacia com valor de 9,35g de DBO/dia.m. Para os efluentes urbanos, Calmon *et al.* (2016) adotaram o valor de 400 mg/L para a DBO e Sá (2018) adotou valores de 80 mg/L para amônia..

Calmon *et al.* (2016) determinaram a vazão incremental pelo balanço de massa, obtido pela diferença entre a vazão a jusante do trecho simulado e a vazão nas cabeceiras dos cursos d'água. O valor adotado para a vazão incremental foi de 0,035 m³/s.km², considerado uniforme para todos os cursos d'água analisados. Para todos os cursos d'água da bacia do Rio Pardo, assumiram-se as concentrações incrementais de OD e DBO, de 7,5 mg/L, 2,0 mg/L, respectivamente. Para o N_{org} e N_{amon} foram consideradas as concentrações incrementais de 1,0 mg/L, e 1,0 mg/L, respectivamente, conforme indicações estabelecidas por Sá (2018).

As constantes cinéticas que regulam as transformações dos compostos nitrogenados foram obtidas a partir do trabalho proposto por Sá (2018), quando da condução de pesquisa que teve por perspectiva determinar, originalmente e de maneira conjunta, eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogênio nos pontos de disposição de efluentes na bacia hidrográfica do Rio Pardo. As constantes cinéticas adotadas para a conversão dos compostos de nitrogênio foram as seguintes: 0,05 d^{-1} para K_{so}; 0,225 d^{-1} para K_{oa}; 0,20 d^{-1} para K_{an}; 0,50 d^{-1} para K_{nn};0,60 L/mg para K_{nitrOD};0,25 g/m².d para S_{Namo}; 3,2 mg de O_2/mg N_{amo} para R_{O2amon}; e 1,1 mg de O_2/mg N_{itri} para $R_{O2nitri}$. Já para os coeficientes empregados para a correção das constantes cinéticas em função da temperatura foram adotados os seguintes valores: 1,024 para K_2 e K_{so}; 1,047 para os coeficientes K_d, K_{oa}, K_{nn}; e 1,080 para K_{an}

5.3 TÉCNICA DE OTIMIZAÇÃO

A técnica de otimização empregada no presente trabalho para a solução do problema de otimização foi o Algoritmo Genético (AG). Os operadores e parâmetros adotados neste projeto reproduziram os valores utilizados por Valory, Reis e Mendonça (2006), ao avaliarem eficiências mínimas de tratamento de esgotos para disposições fictícias de esgotos na porção superior do Rio Santa Maria da Vitória, curso d'água de domínio do estado do Espírito Santo. São eles:

- Codificação: real;
- População inicial: 300 (trezentos) indivíduos;
- Seleção: por torneiro;
- *Crossover*: aritmético;
- Taxa de *crossover*: 50%;
- Mutação: adaptativo;
- Critério de parada: atingir 100 gerações ou os resultados convergirem;
- Elitismo: 3 (três) indivíduos.

É importante ressaltar que o AG foi aplicado com o auxílio do *toolbox Optimization*, disponível no ambiente computacional do *software MatLab.*

5.4 MODELOS DE OTIMIZAÇÃO

Os modelos de otimização empregados nesta pesquisa são compostos por funções objetivos e restrições que buscaram a minimização do somatório das eficiências de remoção de DBO e compostos de nitrogênio nos sistemas de tratamento de esgotos, a minimização da inequidade entre os sistemas de tratamento e o atendimento a padrões de qualidade ambiental associados aos cursos d'agua e efluentes.

Foram propostos modelos de otimização que empregaram medidas de equidade na função objetivo, conformados a partir dos modelos avaliados por Santoro, Reis e Mendonça (2016) e Bringer, Reis e Mendonça (2018). Estes autores, no âmbito de uma bacia hidrográfica, confrontaram as respostas de diferentes modelos de

otimização aplicáveis à determinação de eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica.

Como restrições para os modelos de otimização foram considerados limites mínimo (remoção nula), buscando-se evitar valores negativos para as eficiências, e máximo (90%), conforme eficiências mais elevadas operacionalmente e que são usualmente apresentadas pelos tratamentos de efluentes. Também constituíram restrições os padrões de qualidade em corpos d'água estabelecidos para as diferentes classes de uso. A bacia hidrográfica do Rio Pardo foi considerada como classificada na classe 2, uma vez que não passou pelo processo de enquadramento; entretanto, as restrições que constituíram os modelos de otimização também consideraram, eventualmente, os padrões para classes 1 e 3. As restrições aplicadas aos modelos de otimização propostos estão representadas nas equações de (15) a (42).

$E_{DBOi} \geq 0\%$ (15)

$E_{DBOi} \leq 90\%$ (16)

$E_{Namonj} \geq 0\%$ (17)

$E_{Namonj} \leq 90\%$ (18)

Para corpos d'água classe 1 de enquadramento:

$DBO_r \leq 3,0$ (19)

$OD_r \leq 6,0$ (20)

$N_{amonr} < 3,7$ para $pH \leq 7,5$ (21)

$N_{amonr} < 2,0$ para $7,5 \leq pH \leq 8,0$ (22)

$N_{amonr} < 1,0$ para $8,0 \leq pH \leq 8,5$ (23)

$N_{amonr} < 0,5$ para $pH > 8,5$ (24)

$N_{nitrir} < 1,0$ (25)

$N_{nitrar} < 10,0$ (26)

Para corpos d'água classe 2 de enquadramento:

$DBO_r \leq 5,0$ (27)

$OD_r \leq 5,0$ (28)

$N_{amonr} < 3,7$ para $pH \leq 7,5$ (29)

$N_{amonr} < 2,0$ para $7,5 \leq pH \leq 8,0$ (30)

$N_{amonr} < 1,0$ para $8,0 \leq pH \leq 8,5$ (31)

$N_{amonr} < 0,5$ para $pH > 8,5$ (32)

$N_{nitrir} < 1,0$ (33)

$N_{nitrar} < 10,0$ (34)

Para corpos d'água classe 3 de enquadramento:

$DBO_r \leq 10,0$ (35)

$OD_r \leq 4,0$ (36)

$N_{amonr} < 13,3$ para $pH \leq 7,5$ (37)

$N_{amonr} < 5,6$ para $7,5 \leq pH \leq 8,0$ (38)

$N_{amonr} < 2,2$ para $8,0 \leq pH \leq 8,5$ (39)

$N_{amonr} < 1,0$ para $pH > 8,5$ (40)

$N_{nitrir} < 1,0$ (41)

$N_{nitrar} < 10,0$ (42)

Nas equações de (15) a (42):

E_{DBOi}: Eficiência de remoção de DBO no i-nésimo sistema de tratamento de efluente de uma bacia hidrográfica;

E_{Namonj}: Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal no j-nésimo sistema de tratamento de efluente de uma bacia hidrográfica;

OD_r: Concentração de OD no curso d'água (mg/L);

N_{amonr}: Concentração de nitrogênio amoniacal no curso d'água (mg/L);

N_{nitrir}: Concentração de nitrito no curso d'água (mg/L);

N_{nitrar}: Concentração de nitrato no curso d'água (mg/L);

5.5 COMPARAÇÃO DE MODELOS

O coeficiente Gini e as curvas de Lorenz foram utilizados para avaliação do nível de equidade associado a cada modelo de otimização. O coeficiente Gini varia de 0 a 1, sendo mais equânime quanto mais próximo de zero ele estiver. Ele é definido por meio da Curva de Lorenz, que consiste basicamente na plotagem de porcentagens acumuladas de variáveis que permitam avaliação da condição de equidade. A apropriação do coeficiente de Gini e o traçado das curvas de Lorenz são detalhadamente apresentados em trabalhos como Gastwirth (1971), Gupta (1984), Kakwani (1980) e Cinca (2000).

Para análise da equidade foi considerada a relação entre a carga bruta associada a cada ponto de disposição de efluentes e as cargas removidas quando consideradas as eficiências dos sistemas de tratamento estimadas pelos modelos de otimização para a bacia hidrográfica do rio Pardo. Para o traçado das curvas de Lorenz para cada modelo de otimização, as cargas brutas e as eficiências de tratamento nos cinco pontos de disposição final de efluentes na bacia do Rio Pardo foram crescentemente ordenadas. Na sequência, os percentuais acumulados da carga bruta e os percentuais acumulados de cargas orgânicas removidas foram apresentados em gráficos, conformando-se as curvas de Lorenz. Como as eficiências de tratamento indicam a porcentagem de remoção de DBO e compostos nitrogenados presentes no efluente (variáveis que permitem a apropriação das cargas orgânicas removidas e o traçado das curvas de Lorenz) a equidade perfeita é atingida quando as eficiências dos sistemas de tratamento são distribuídas proporcionalmente entre os pontos de lançamento, ou seja, quando as maiores cargas correspondem aos maiores níveis de remoção de cargas.

6 RESULTADOS

Os resultados obtidos por meio da aplicação da metodologia proposta para a bacia hidrográfica do Rio Pardo são reunidos no presente capítulo. Inicialmente são apresentados os perfis dos parâmetros simulados, considerando-se o lançamento de efluente bruto, discutindo-se a capacidade de assimilação da bacia hidrográfica do Rio Pardo. Na sequência são indicados os modelos de otimização identificados a partir da literatura técnica corrente e aqueles estabelecidos neste estudo com o propósito de estimar eficiências de tratamento dos efluentes da bacia hidrográfica do Rio Pardo. Por fim, são apresentadas as eficiências de remoção de DBO e amônia obtidas por cada modelo de otimização, modelos cujos desempenhos foram comparados por meio das curvas de Lorenz e do coeficiente Gini.

6.1 SIMULAÇÃO DO LANÇAMENTO DE ESGOTOS BRUTOS

A simulação da modelagem de qualidade de água foi realizada no ambiente computacional do *software* MatLab. Com o propósito de verificação da consistência das respostas do modelo desenvolvido, os perfis de concentração de todos os parâmetros de qualidade gerados no ambiente do *software* MatLab foram comparados com os perfis gerados com auxílio do modelo QUAL-UFMG. Foram gerados perfis de concentração dos parâmetros OD, DBO, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, considerando-se o lançamento de efluente sanitário sem nenhum tipo de tratamento.

A bacia hidrográfica do Rio Pardo possui 5 pontos de lançamento de esgoto bruto, sendo dois no rio principal, referentes aos municípios de Ibatiba e Iúna, um no Rio Pardinho, associado ao município de Iúna, e dois no tributário Ribeirão da Perdição produzidos pelas comunidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças. Dessa forma, todos os resultados reunidos nesse capítulo correspondem a avaliações da evolução das condições de qualidade dos rios Pardo, Rio Pardinho e do Ribeirão da Perdição, cursos d'água que recebem lançamentos de esgoto.

Na Tabela 1 estão apresentadas as concentrações críticas para cada parâmetro avaliado em cada curso d'água da bacia hidrográfica do Rio Pardo. É relevante registrar que os parâmetros nitrito e nitrato, mesmo considerando-se o pior cenário de disposição de efluentes (lançamento de esgotos brutos), invariavelmente apresentam

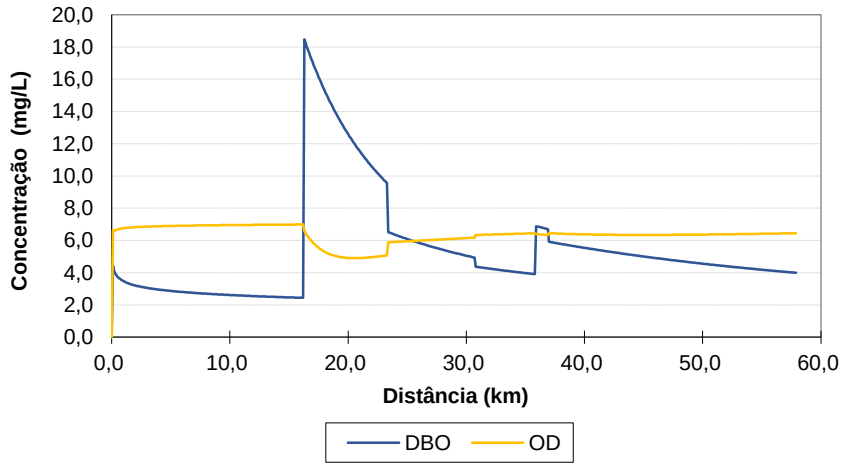
concentrações máximas inferiores aos padrões de qualidade estabelecidos para águas doces classes 1, 2 e 3 pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (o limite aceitável para nitrito é de 1,0 mg/L e para nitrato é de 10,0 mg/L). Dessa forma, evidencia-se que para estes parâmetros não há necessidade de estimar eficiências de tratamento, uma vez que, mesmo nos pontos críticos, eles permanecem com concentrações que atendem aos padrões de qualidade ambiental. Considerando-se o limite para águas doces classe 2, para a qual exige-se que a concentração mínima de OD seja maior ou igual a 5,0 mg/L e que a concentração máxima de DBO seja de 5,0 mg/L, são relevantes as seguintes observações: *a)* o Rio Pardo é o único que atende ao limite imposto para OD, com concentração crítica de 4,9 mg/L e b) para DBO, o Rio Ribeirão da Perdição é o único que possui concentração crítica abaixo do padrão de qualidade ambiental.

Tabela 1: Concentrações críticas de diferentes parâmetros de qualidade nos cursos d'água da bacia hidrográfica do Rio Pardo.

Curso d'água	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)
Rio Pardo	4,9	18,5	4,8	0,5	0,4
Rio Pardinho	5,5	14,1	3,9	0,4	0,3
Ribeirão da Perdição	6,6	4,4	1,7	0,3	0,2

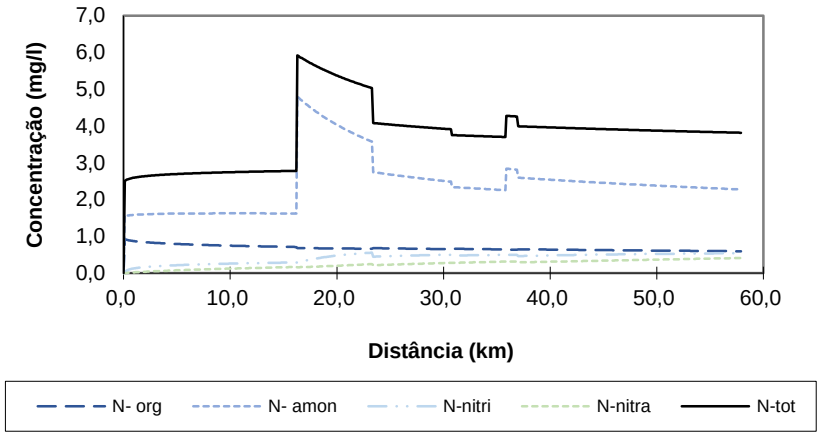
Nas figuras 3 e 4 estão apresentados os perfis de concentração de OD, DBO e dos compostos nitrogenados do Rio Principal.

Figura 3: Perfis de concentração de OD e DBO do Rio Pardo.



Nos perfis de OD e DBO do Rio Pardo (Figura 3) é possível verificar dois picos de concentração de DBO. Nesses pontos, quilômetros 16,3 e 35,6, são aportados esgotos produzidos pelos municípios de Ibatiba e Iúna, elevando a DBO para 18,5 mg/L e 6,9mg/L, nessa ordem. Nos pontos onde o Rio Pardo recebe desague dos tributários Ribeirão São José, Rio Pardinho e Ribeirão da Perdição, quilômetros 23,4, 30,8 e 37,0, respectivamente, são observados decréscimos de DBO devido as diluições decorrentes da chegada dos referidos tributários ao Rio Pardo.

Figura 4: Perfis de concentração das formas de nitrogênio do Rio Pardo.

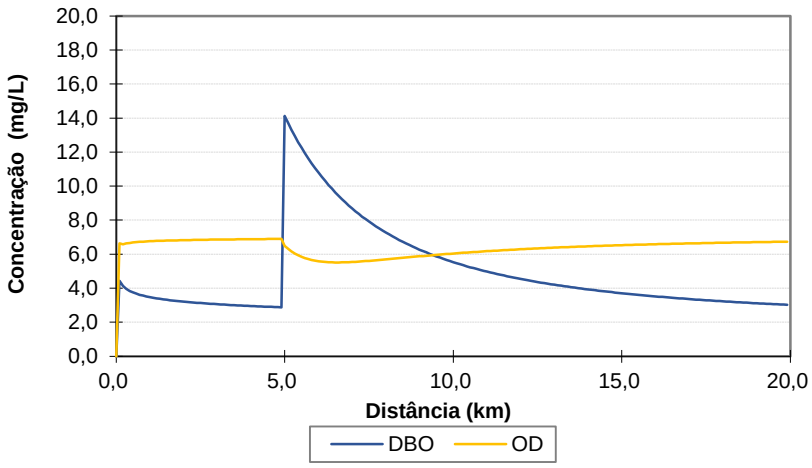


Na Figura 4, o perfil de nitrogênio amoniacal do Rio Pardo apresenta similaridades quanto aos picos e quedas apresentadas no perfil da DBO, devido aos pontos de lançamentos de efluentes (Ibatiba e Iúna) e a entrada dos tributários (Ribeirão São José, Rio Pardinho e Ribeirão da Perdição). Os efluentes dos municípios de Ibatiba e Iúna provocam picos de concentração de nitrogênio amoniacal de 4,8 mg/L e 2,8 mg/L, respectivamente. O perfil do nitrogênio orgânico mantém decaimento constante em consequência da sedimentação do nitrogênio orgânico particulado. Os perfis de nitrito e nitrato possuem aumento gradativo ao longo do curso d'água devido ao processo de nitrificação, onde a amônia é convertida a nitrito e o nitrito a nitrato; dessa forma, nos locais onde são verificados aumentos das concentrações de amônia, também são verificados aumentos das concentrações de nitrito e nitrato.

Nas figuras 5 e 6 estão apresentados os perfis de concentrações de OD e BDO e dos compostos nitrogenados do Rio Pardinho. O Rio Pardinho é um dos tributários do Rio

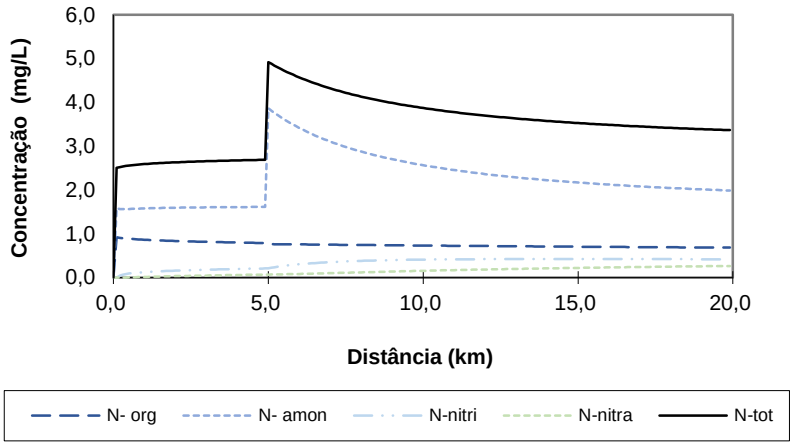
Pardo e possui 19,9 quilômetros de extensão, recebendo, no quilômetro 5,0, o efluente sanitário do município de Irupi.

Figura 5 - Perfil de concentração de OD e DBO do Rio Pardinho.



O lançamento de Irupi no Rio Pardinho produz aumento das concentrações de DBO e o decaimento das concentrações de OD (Figura 5), atingindo valores de 14,2 mg/L para DBO e 5,4 mg/L para OD; dessa forma, as concentrações de OD se mantém do padrão de qualidade fixado para classe 2 (concentração mínima de 5,0 mg/L), enquanto as concentrações de DBO não atenderam ao padrão para esta classe (concentração máxima de 5,0 mg/L).

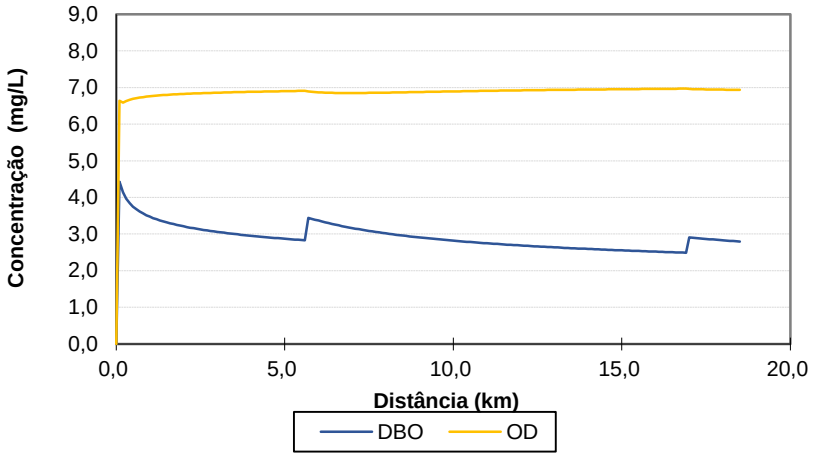
Figura 6: Perfis de concentração das formas de nitrogênio do Rio Pardinho.



Nos perfis de concentração das formas de nitrogênio (Figura 6) o pico de concentração da amônia é estabelecido em decorrência do aporte do efluente de Irupi, atingindo a concentração de 3,9 mg/L. O perfil do nitrogênio orgânico apresenta decaimento constante devido a sedimentação do nitrogênio orgânico particulado. Os picos de concentração para os parâmetros nitrito e nitrato (concentrações de 0,4 mg/L e 0,3 mg/L, respectivamente), dispensam, assim como observado para o Rio Pardo, a eventual necessidade de tratamento.

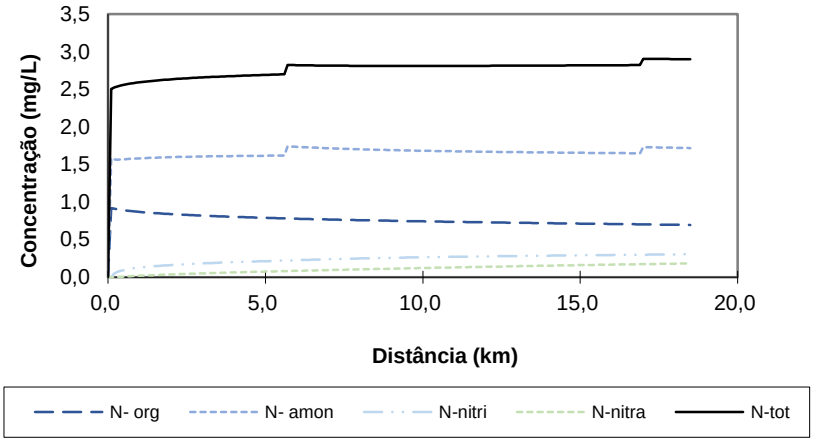
Nas figuras 7 e 8 estão apresentados os perfis de concentração de OD, DBO e dos compostos nitrogenados para o Ribeirão da Perdição. Esse curso d'água recebe aporte de efluente sanitário em dois pontos, o primeiro deles no quilômetro 5,7, referente à comunidade Santíssima Trindade, e o segundo no quilômetro 17,0, referente à comunidade Nossa Senhora das Graças.

Figura 7: Perfil de concentração de OD e DBO do Rio Ribeirão da Perdição



Na Figura 7 o perfil do OD apresenta valores quase sempre constantes e com mínimo de 6,6 mg/L. Já a DBO apresenta dois picos de concentração, com valor máximo de 4,4 mg/L. As concentrações de OD invariavelmente atenderiam aos padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, independentemente da classes de uso eventualmente assumida para o curso d'água. Para a DBO, ainda que as concentrações estejam de acordo com os padrões fixados para as classes 2 e 3, não atenderiam ao padrão estabelecido para a classe 1 (concentração máxima de 3,0 mg/L).

Figura 8: Perfis de concentração das formas de nitrogênio do Rio Ribeirão da Perdição.



Conforme Figura 8, o perfil do nitrogênio amoniacal apresenta dois picos, referentes aos dois lançamentos de efluente sanitário aportados no Ribeirão da Perdição, elevando as concentrações do constituinte para aproximadamente 1,7 mg/L nos dois pontos de disposição final. O nitrogênio orgânico apresenta decaimento constante, conforme observado nos demais cursos d'água da bacia. O nitrito e o nitrato registraram máximos de 0,3 mg/L e 0,2 mg/L, respectivamente, atendendo aos padrões de qualidade de água para quaisquer classes de uso estabelecidas pela Resolução CONAMA nº357/2005.

É relevante ressaltar que, nas simulações das condições de qualidade dos cursos d'água da bacia hidrográfica do Rio Pardo em que se ignorou o aporte de efluentes, consideradas as condições de contorno assumidas no presente estudo, as concentrações de OD, DBO e amônia apresentaram valores em desacordo com os padrões de qualidade estabelecidos para rios classe 1. Neste contexto, ainda que a perspectiva original do trabalho fosse a avaliação de eficiências de tratamento para diferentes classes de uso e com auxílio de diferentes modelos de otimização, não foram estimadas eficiências de tratamento assumindo-se eventual enquadramento dos cursos d'água na classe 1 de uso.

Considerando-se a necessidade de tratamento do efluente quando considerados os padrões de qualidade estabelecidos para cursos d'água classe 2 e 3, foram desenvolvidos modelos de otimização para apropriação das eficiências de tratamento para cada ponto de disposição de efluentes. Os referidos modelos deveriam permitir a estimativa de eficiências de tratamento que garantissem o atendimento dos padrões de qualidade estabelecidos para as diferentes classes de uso e, em alguns casos, impusessem medidas de equidade entre lançamentos. A próxima seção apresenta os modelos desenvolvidos e utilizados na pesquisa para determinação de eficiências.

6.2 MODELOS DE OTIMIZAÇÃO

Os modelos de otimização identificados a partir da revisão da literatura técnica corrente, na maioria dos casos, foram concebidos para apropriação de eficiências de remoção de DBO. Considerando-se o fato de que a simulação da disposição de efluentes brutos na bacia hidrográfica do Rio Pardo demonstra que, dentre os compostos nitrogenados, apenas a amônia representou prejuízo a manutenção da

qualidade do curso d'água, os modelos de otimização propostos nesta pesquisa visaram a determinação de eficiências mínimas para a remoção conjunta de DBO e amônia.

As restrições que conformaram os modelos de otimização buscaram o atendimento ***a)*** dos padrões de qualidade de água estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios classe 2 (eventualmente o atendimento dos padrões fixados para classe 1 e 3) e ***b)*** o atendimento dos padrões de qualidade definidos para efluentes conforme Resolução CONAMA nº 430/2011. As funções objetivo, por sua vez, foram definidas de tal modo que buscassem a minimização do esforço de tratamento ou a manutenção de medida de equidade entre lançamentos. As medidas de equidade buscam a determinação de resultados nos quais os maiores esforços de tratamento são concentrados nos pontos de disposição final de efluentes que apresentem cargas mais elevadas. Quando não se aplica uma medida de equidade para determinação das eficiências, a distribuição do esforço de tratamento pode ocorrer de acordo com a localização do ponto de lançamento na bacia hidrográfica, estabelecendo-se percentuais de tratamento totalmente desproporcionais as cargas referentes a cada lançamento, exigindo-se maior esforço de tratamento em alguns pontos e quase nenhum em outros.

Nesse contexto, são apresentados 4 modelos de otimização, sendo o primeiro proposto por Sá (2018). Os modelos 2, 3 e 4 são adaptações dos originalmente propostos por Mulligan (1991), Marsh e Schilling (1994) e Burn e Yuliant (2001), respectivamente. Para todas as simulações assumiu-se mesmo peso (p1 e p2) para remoção de DBO e amônia.

- **Modelo de Otimização 1**

O modelo 1 foi desenvolvido por Sá (2018) e aplicado na bacia hidrográfica do Rio Pardo para os parâmetros DBO e amônia. Esse modelo buscou estimar a minimização do somatório de eficiências de DBO e amônia simultaneamente para os cinco pontos de lançamento na bacia hidrográfica do Rio Pardo. Conforme Equação (43), a primeira parcela da função objetivo é referente a eficiência de remoção de DBO e a segunda referente a eficiência de remoção de amônia.

$$\text{Minimizar}[f(E)] = p1.\sum_{i}^{n} E_{DBO_i} + p2.\sum_{j}^{n} E_{Namon_j} \quad (43)$$

- **Modelo de Otimização 2**

O Modelo de Otimização 2 baseou-se na adaptação do modelo de Mulligan (1991) estabelecida por Santoro (2016). Com a adaptação proposta, Santoro (2016) tinha como finalidade a avaliação da medida de equidade para apropriação das eficiências para remoção de DBO. Dessa forma, o Modelo de Otimização 2 possui função objetivo que impõe a minimização da medida de inequidade entre sistemas de tratamento para DBO e amônia conforme Equação (44).

$$\text{Minimizar}[f(E)] = p1.\sum_{i}^{n} \frac{CO_{\text{Efluente Bruto}_i}}{\overline{CO}_{\text{Efluente Buto}}} - \frac{E_{DBO_i}}{\overline{E}_{DBO}} + p2.\sum_{j}^{n} \frac{CNamon_{\text{Efluente Bruto}_j}}{\overline{CNamon}_{\text{Efluente Buto}}} - \frac{E_{Namon_j}}{\overline{E}_{Namon}} \quad (44)$$

- **Modelo de Otimização 3**

A formulação do modelo de Otimização 3 busca a minimização de outra medida de equidade entre sistemas de tratamento e fundamenta-se na função objetivo utilizada por Santoro, Reis e Mendonça (2016) a partir de modelo originalmente estabelecido por Marsh e Schilling (1994). A adaptação realizada para o presente trabalho constitui da incorporação da parcela referente à apropriação das eficiências de remoção de amônia, conforme Equação (45) está descrita.

$$\begin{aligned}\text{Minimizar}[f(E)] = p1.\sum_{i=1}^{n}\sum_{i=j}^{n}\left|\frac{CO_{\text{Efluente Bruto(i)}}}{E_{DBO_i}} - \frac{CO_{\text{Efluente Bruto (j)}}}{E_{DBO_j}}\right| \\ + p2.\sum_{k=1}^{n}\sum_{k=l}^{n}\left|\frac{CNamon_{\text{Efluente Bruto(k)}}}{E_{Namon_k}} - \frac{CNamon_{\text{Efluente Bruto}_l}}{E_{Namon_l}}\right|\end{aligned} \quad (45)$$

- **Modelo de Otimização 4**

Assim como os dois últimos modelos de otimização, o quarto modelo tem como propósito a minimização de uma terceira medida de equidade entre sistemas de tratamento. Esse modelo de otimização também decorre do trabalho de Santoro, Reis e Mendonça (2016), autores que adaptaram modelo originalmente proposto por Burn e Yuliant (2001). No presente estudo, a função objetivo incorporou um segundo termo referente a parcela de amônia, conforme Equação (46).

$$\text{Minimizar}[f(E)] = p1.\sum_{i}^{n}\left|\left(\frac{CO_{\text{Efluente Bruto}_i}}{E_{DBO_i}}\right)-\left(\frac{\overline{CO}_{\text{Efluente Bruto}}}{\overline{E}_{DBO}}\right)\right| + p2.\sum_{j}^{n}\left|\left(\frac{CNamon_{\text{Efluente Bruto}_j}}{E_{Namon_j}}\right)-\left(\frac{\overline{CNamon}_{\text{Efluente Buto}}}{\overline{E}_{Namon}}\right)\right| \quad (46)$$

Nas equações (43), (44), (45) e (46):

- E_{DBOi}: Eficiência de remoção de DBO no i-ésimo sistema de tratamento de efluente de uma bacia hidrográfica (mg/s);
- E_{Namonj}: Eficiência de remoção de amônia no j-ésimo sistema de tratamento de efluente de uma bacia hidrográfica (mg/s);
- $\overline{E}_{DBO}$: Eficiência média de remoção de DBO dos sistemas de tratamento de efluente de uma bacia hidrográfica (mg/s);
- $\overline{E}_{Namon}$: Eficiência média de remoção de amônia dos sistemas de tratamento de efluente de uma bacia hidrográfica (mg/s);
- $CO_{\text{Efluente Brutoi}}$: Carga orgânica bruta do i-ésimo ponto de lançamento de efluente considerado na bacia (mg/s);
- $C_{\text{Namoniacal Efluente Bruto}}$: Carga de amônia bruta do j-ésimo ponto de lançamento de efluente considerado na bacia (mg/s);
- $\overline{CO}_{\text{Efluente Bruto}}$: Carga orgânica média de lançamento de efluente considerado na bacia (mg/s);
- $\overline{CN_{\text{amoniacal}}}$ Efluente Bruto: Carga de amônia média de lançamento de efluente considerado na bacia (mg/s).

As três últimas funções objetivo, apreendendo-se apenas as parcelas referentes à apropriação de eficiências para remoção de DBO, já foram empregados por Santoro (2016), Santoro, Reis e Mendonça (2016) e Bringer, Reis e Mendonça (2018), quando da determinação de eficiências mínimas de remoção de DBO no âmbito de uma bacia hidrográfica.

6.3 EFICIÊNCIAS MÍNIMAS DE REMOÇÃO DE DBO E AMÔNIA

Nessa seção são apresentadas, para os diferentes lançamentos de efluente sanitário na bacia hidrográfica do Rio Pardo, as eficiências mínimas para remoção de DBO e amônia. Conforme estabelecido no capítulo reservado para a Metodologia, as referidas eficiências foram geradas por meio do emprego combinado de modelo de qualidade de água e da Metaheurísta Algoritmo Genético Os resultados associados aos diferentes modelos de otimização são reunidos em subseção específica, na qual são apresentadas as eficiências estimadas para cada ponto de lançamento e seus somatórios, considerando-se os padrões de qualidade de água para água doce classe 2. Para o Modelo 4 foram realizadas simulações considerando-se o eventual enquadramento da bacia hidrográfica em outras classes de uso.

Para amônia, quando assumida a perspectiva de enquadramento na classe 2, foram realizadas simulações considerando-se apenas os padrões de qualidade ambiental estabelecidos para as duas primeiras faixas de pH (para pH ≤ 7,5 o limite para amônia é de 3,7 mg/L e para 7,5< pH ≤ 8,0 o limite é de 2 mg/L). Para as outras duas faixas os modelos de otimização não encontram uma solução ótima, uma vez que os cursos d'água em condições naturais já não atenderiam os padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Neste contexto, mesmo que fossem assumidas eficiências de tratamento no limite superior imposto por restrição dos modelos de otimização, parte dos cursos d'água seguiria em desacordo com os padrões de qualidade ambiental. Para simulações em que é assumido eventual enquadramento na classe 3, os modelos de otimização incorporaram restrições associadas a 3 faixas de pH (faixas de pH ≤ 7,5; 7,5 < pH ≤ 8,0 e 8,0 < pH ≤8,5, com padrões de qualidade de 13,3 mg/L, 5,6 m/L e 2,2 mg/L respectivamente). Para a quarta faixa de pH não foi possível a determinação de eficiências para remoção de amônia.

Considerando que a técnica de otimização aplicada a esta pesquisa consiste em uma Metaheurística, onde o resultado encontrado nem sempre é o ótimo global, foram realizadas cinco simulações para cada modelo de otimização (resultados reunidos no APÊNDICE A). Este cuidado teve como finalidade de atenuar essa limitação da técnica de otimização, buscando-se garantia de apropriação do ótimo global ou de valor próximo a ele.

6.3.1 Conjunto de Eficiências de Remoção Estimado pelos Modelos de Otimização 1, 2, 3 e 4

O Modelo de Otimização 1 não empregou qualquer medida de equidade na função objetivo ou nas restrições, buscando apenas o menor somatório de eficiências de remoção de DBO e amônia para os pontos de lançamento da bacia hidrográfica do Rio Pardo, respeitados os limites estabelecidos para os parâmetros OD, DBO e amônia para águas doce classe 2. A principal perspectiva da aplicação desse modelo é possibilitar a análise dos resultados produzidos pelos modelos que empregaram medidas de equidade na função objetivo.

A Tabela 2 reúne as eficiências mínimas estimadas pelo Modelo 1 para os 5 pontos de lançamentos da bacia hidrográfica do Rio Pardo.

Tabela 2: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 1 considerando rios classe 2.

pH do curso d'água receptor	Parâmetro	Padrão de qualidade ambiental (mg/L)	Ibatiba	Irupi	Iúna	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Valor da função objetivo
pH≤7,5	DBO	5,0	84%	81%	15%	0%	0%	220%
	Amônia	3,7	34%	7%	0%	0%	0%	
7,5<pH≤8,0	DBO	5,0	84%	81%	15%	0%	0%	393%
	Amônia	2,0	88%	81%	44%	0%	0%	

De acordo com os resultados obtidos pelo Modelo de Otimização 1 (Tabela 2), observa-se que para a primeira faixa de pH (pH inferior a 7,5) foram determinadas eficiências de remoção de DBO nos municípios de Ibatiba, Irupi e Iúna. Já para a amônia, só foram demandados tratamentos para os municípios de Ibatiba e Irupi, enquanto aos demais pontos faram associadas, ou seja, sem necessidade de tratamento. Para a faixa de pH entre 7,5 e 8,0, tanto para DBO quanto para amônia, foram estimadas eficiências de tratamento para os municípios de Ibatiba, Irupi e Iúna. Observa-se também que a mudança de faixa de pH torna mais rigoroso o padrão de qualidade para o curso d'água, aspecto que justifica o aumento do esforço de tratamento para a remoção de amônia.

As figuras de 9 a 18 representam os perfis de concentração dos parâmetros OD, DBO e amônia para os rios Pardo e Pardinho com a incorporação das eficiências de

tratamento estimadas com auxílio do Modelo de Otimização 1 e para ambas faixas de pH. Para o Modelo de Otimização 1 não foram apresentados os perfis de concentração do Rio Ribeirão da Perdição, visto que esse curso d'água recebe os efluentes das comunidades Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças e, para ambos pontos de disposição, não foram demandados tratamentos para remoção de DBO ou amônia (os perfis relativos a este curso d'água associados à disposição de efluentes brutos foram apresentados no item 5.1, Figura 8 e Figura 8).

Figura 9: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2.

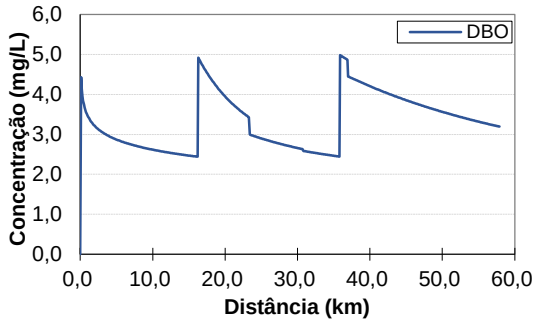


Figura 10: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2.

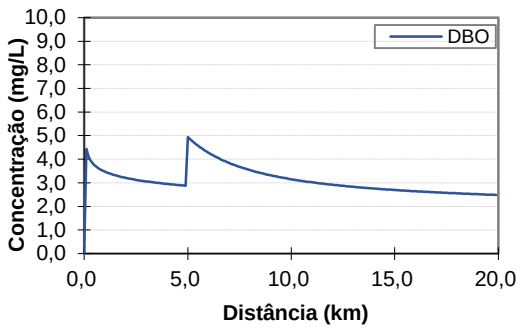


Figura 11:Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

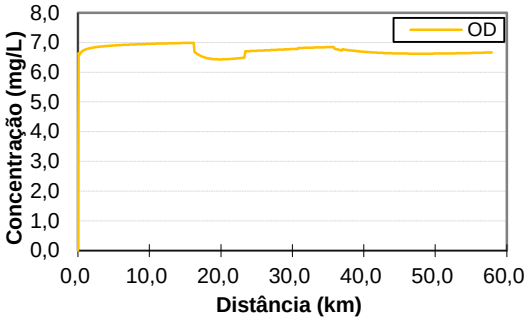


Figura 12: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

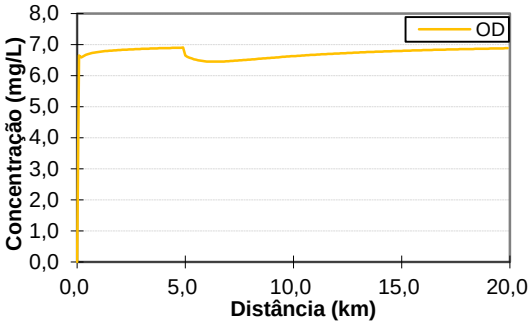


Figura 13: Perfil de concentração de amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

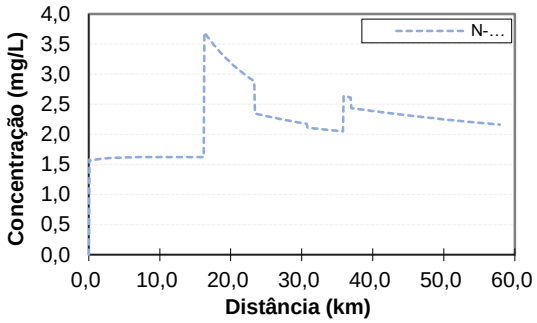


Figura 14:Perfil de concentração de amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

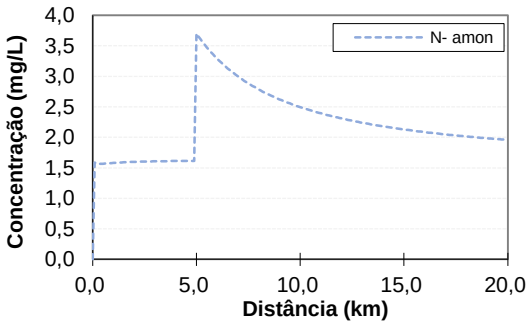


Figura 15: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

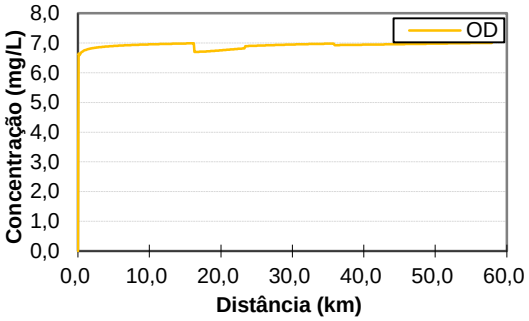


Figura 16: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

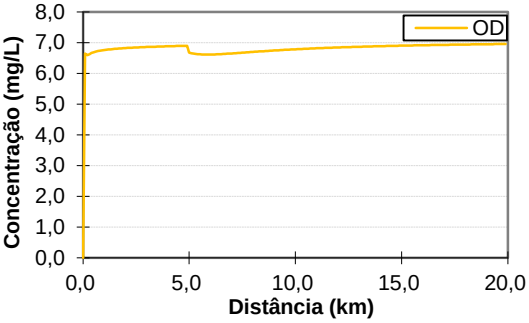


Figura 17: Perfil de concentração de amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

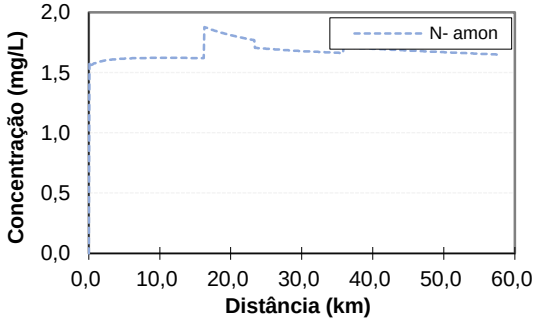
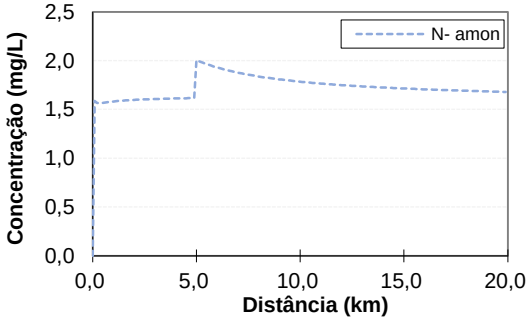


Figura 18:Perfil de concentração de amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.



Nos perfis de OD, BBO e amônia para o Rio Pardo e Pardinho é possível verificar que as eficiências determinadas com auxílio do Modelo 1 são os menores percentuais possíveis de remoção dos constituintes para que os padrões de qualidade ambiental dos cursos d'água sejam atendidos. Este aspecto pode ser graficamente verificado, uma vez que os perfis de concentração de DBO e amônia ficam muito próximos dos limites estabelecidos para águas doces classe 2 (concentração máxima de DBO de 5,0 mg/L e de amônia de 3,7 mg/L para pH ≤ 7,5 e de 2,0 mg/L para pH 7,5 < pH ≤ 8,0).

É relevante observar, adicionalmente, que o aumento do esforço de remoção de amônia na segunda faixa de valores de pH (pH 7,5 < pH ≤ 8,0) reduziu a demanda de oxigênio para manutenção do processo de nitrificação. Desta forma, os níveis de oxigênio nos cursos d'água foram elevados (figuras 15 e 16), se considerados as concentrações estimadas com a adoção das eficiências de remoção de amônia associadas aos valores máximos de pH de 7,5 (figuras 11 e 12).

As tabelas de 3 a 5 reúnem os percentuais remoção determinados pelos modelos de otimização 2, 3 e 4.

Tabela 3: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 2 considerando rios classe 2.

pH do curso d'água receptor	Parâmetro	Padrão de qualidade ambiental (mg/L)	Ibatiba	Irupi	Iúna	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Valor da função objetivo
pH≤7,5	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	452%
	Amônia	3,7	90%	19%	73%	1%	2%	
7,5<pH≤8,0	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	532%
	Amônia	2,0	90%	81%	90%	2%	3%	

Tabela 4: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 3 considerando rios classe 2.

pH do curso d'água receptor	Parâmetro	Padrão de qualidade ambiental (mg/L)	Ibatiba	Irupi	Iúna	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Valor da função objetivo

pH≤7,5	DBO	5,0	90%	81%	89%	1%	3%	453%
	Amônia	3,7	90%	20%	75%	1%	2%	
7,5<pH≤8,0	DBO	5,0	90%	81%	90%	1%	3%	524%
	Amônia	2,0	90%	81%	84%	1%	3%	

Tabela 5: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 4 considerando rios classe 2.

pH do curso d'água receptor	Parâmetro	Padrão de qualidade ambiental (mg/L)	Ibatiba	Irupi	Iúna	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Valor da função objetivo
pH≤7,5	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	454%
	Amônia	3,7	90%	20%	75%	1%	2%	
7,5<pH≤8,0	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	4%	532%
	Amônia	2,0	90%	81%	90%	2%	3%	

Os modelos de otimização 2, 3 e 4 empregaram medidas de equidade na função objetivo e apresentaram, como resultados, somatórios de eficiências próximos entre si. Para a segunda faixa o Modelo de Otimização 3 apresentou uma diferença de 8% no somatório global de eficiências em relação aos demais modelos de otimização, diferença que não foi considerada significativa no âmbito da bacia. É relevante observar que, para todos os modelos de otimização, a diferença entre os somatórios de eficiência está associada a parcela referente a amônia onde, na segunda faixa de pH (pH 7,5 < pH ≤ 8,0), a restrição para as concentrações de amônia é mais severa, aspecto que impõe maior esforço de tratamento.

Em função da semelhança dos resultados encontrados para os modelos que empregaram medidas de equidade na função objetivo, optou-se por apresentar, neste capítulo, os perfis de apenas um dos modelos de otimização (Modelo de Otimização 4), sendo os demais perfis reunidos no APÊNDICE B.

As figuras de 19 a 33 apresentam os perfis de concentração de OD, DBO e amônia elaborados a partir do conjunto de eficiências determinados pelo Modelo de

Otimização 4, para águas doces classe 2 e para o Rio Pardo, Rio Pardinho e Rio Ribeirão da Perdição.

Figura 19: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2.

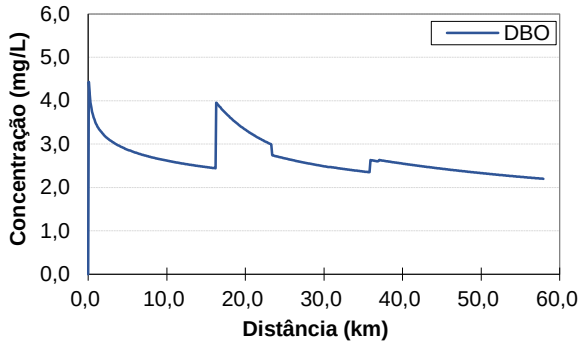


Figura 20: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2.

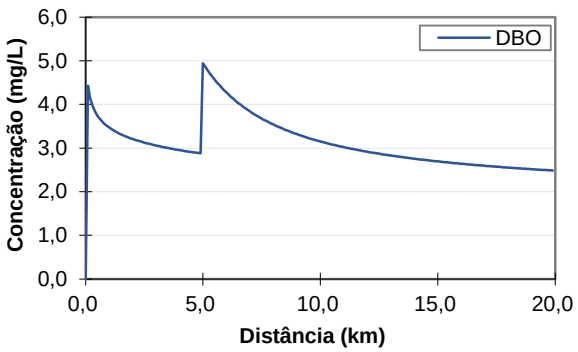


Figura 21: Perfil de concentração de DBO no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2.

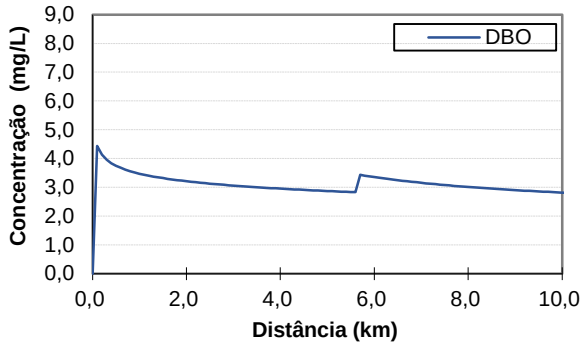


Figura 22: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

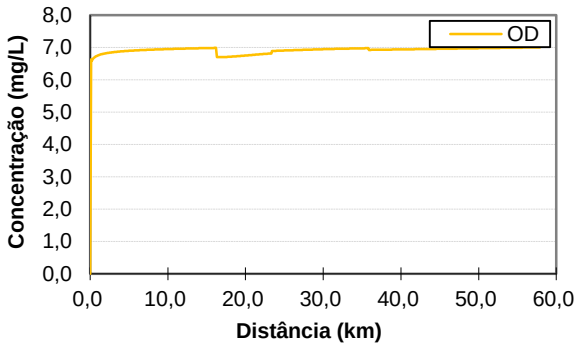


Figura 23: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

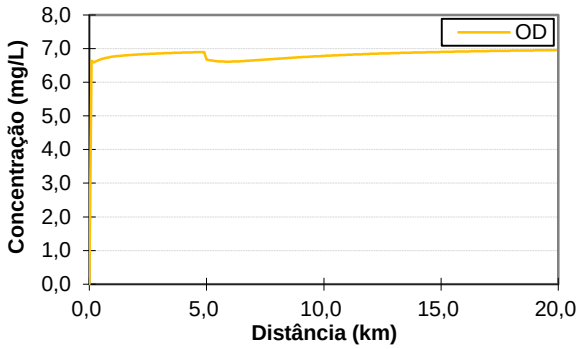


Figura 24: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

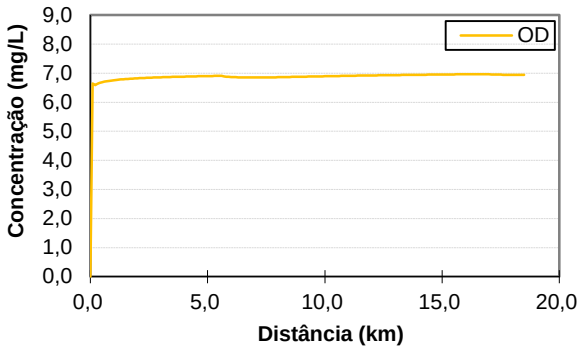


Figura 25: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

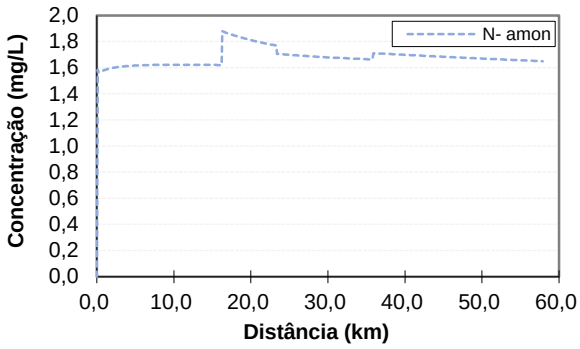


Figura 26: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

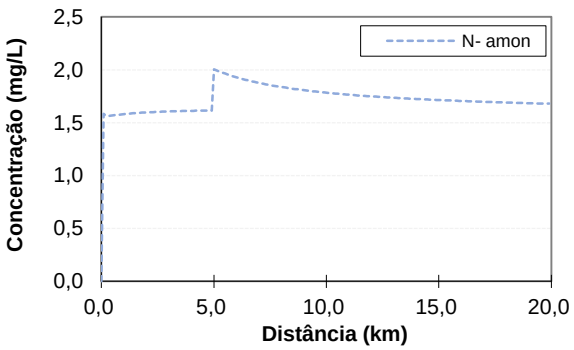


Figura 27: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

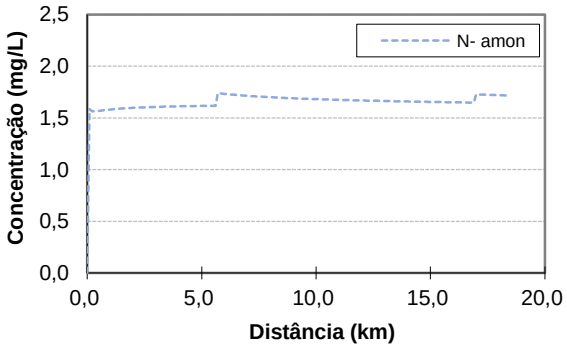


Figura 28: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

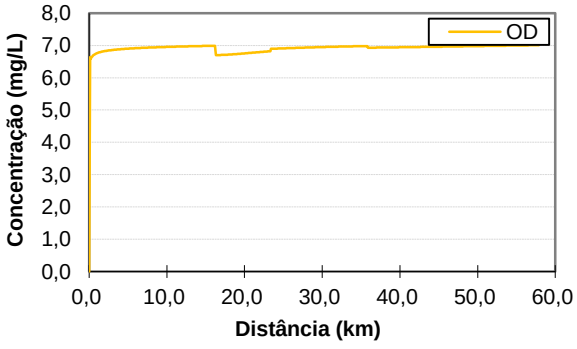


Figura 29: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

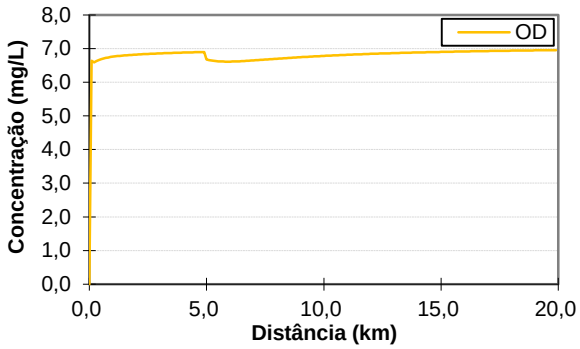


Figura 30: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

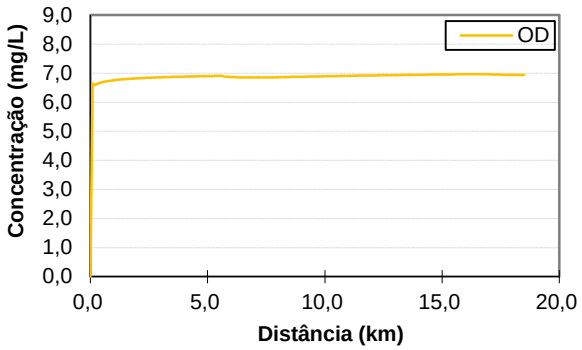


Figura 31: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

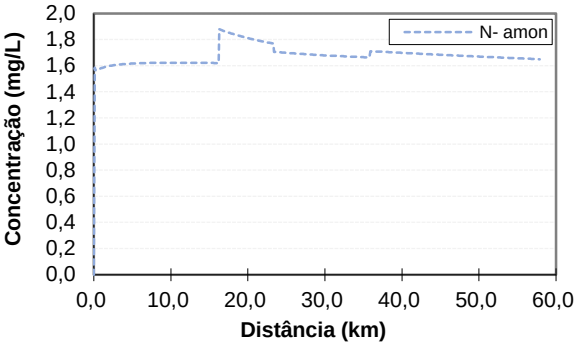


Figura 32: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

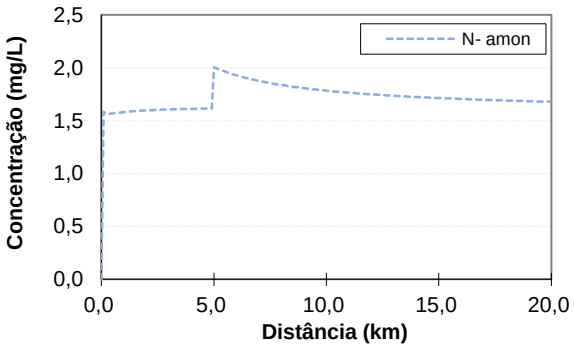
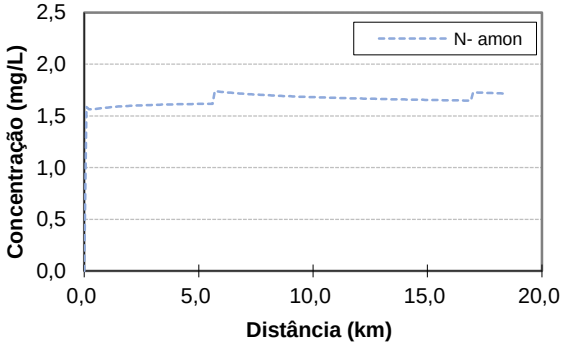


Figura 33: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.



Em função da semelhança entre os resultados dos modelos de otimização que propuseram medidas de equidade, optou-se por utilizar apenas o Modelo de Otimização 4 para estimativa de eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia para classe 3. A Tabela 6 apresenta as eficiências de remoção estimadas pelo Modelo de Otimização 4 quando impostas as restrições referentes à classe 3 para OD, DBO e amônia.

Tabela 6: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 4 considerando rios classe 3.

pH do urso d'água receptor	Parâmetro	Padrão de qualidade ambiental (mg/L)	Ibatiba	Irupi	Iúna	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Valor da função objetivo
pH≤7,5	DBO	10,0	90%	37%	87%	1%	3%	404%
	Amônia	13,3	90%	19%	74%	1%	2%	
7,5<pH≤8,0	DBO	10,0	90%	37%	88%	2%	3%	405%
	Amônia	5,6	89%	20%	73%	1%	2%	
8,0<pH≤8,5	DBO	10,0	90%	36%	88%	1%	3%	476%
	Amônia	2,2	90%	73%	90%	2%	3%	

Observa-se que, assim como quando simulado para classe 2, as eficiências determinadas para remoção de DBO apresentaram-se independentes das faixas de pH. Verificou-se também que as eficiências estimadas para remoção de amônia na primeira e na segunda faixas de pH apresentaram-se próximas entre si (variaram apenas em 2%), independentemente da localidade analisada.

Os percentuais encontrados para remoção de amônia na terceira faixa de pH da classe 3 se aproximam muito das eficiências determinadas para remoção de amônia quando simulado para a segunda faixa de pH da classe 2, isso ocorrer pois na segunda faixa de pH da classe 2 o limite para amônia é de 2,0 mg/L, similar ao limite estabelecido para terceira faixa de pH da classe 3, que é de 2,2 mg/L.

As figuras de 34 a 48 representam os perfis de concentração dos parâmetros OD, DBO e amônia para os rios Pardo e Pardinho e para o Ribeirão da Perdição, considerada a incorporação das eficiências de tratamento estimadas a partir do Modelo de Otimização 4, considerando-se o eventual enquadramento dos cursos d’água na classe 3. Em função de similaridades das eficiências de remoção de DBO

e amônia reunidas na Tabela 6, a representação gráfica dos perfis de concentração envolveu as seguintes simplificações: *a)* os perfis de DBO foram estabelecidos com a incorporação das eficiências associadas à segunda faixa de pH e; *b)* foram traçados perfis de amônia consideradas as eficiências de remoção de amônia associadas as segunda e terceira faixas de pH, uma vez que as eficiências de remoção para a primeira e segunda faixas são muito próximas entre si.

Figura 34: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.

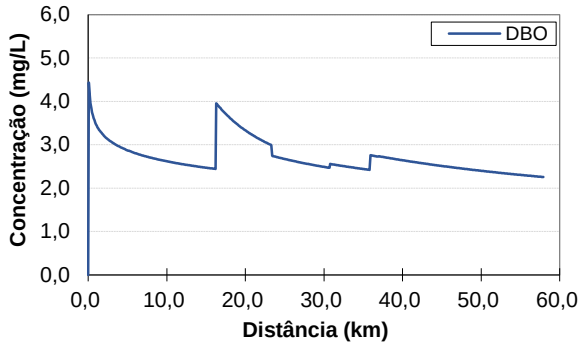


Figura 35: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0..

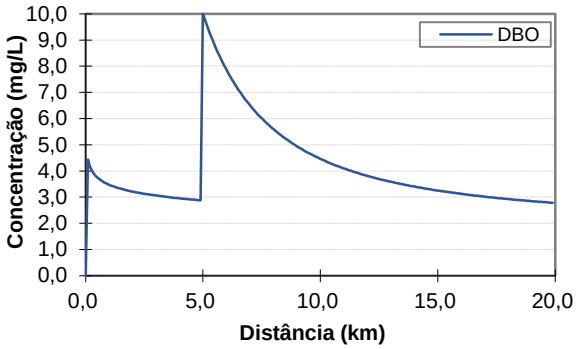


Figura 36: Perfil de concentração de DBO no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.

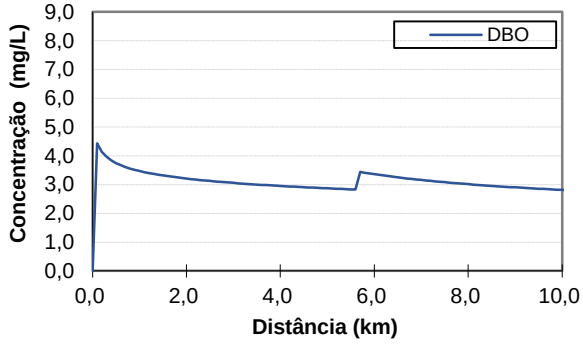


Figura 37: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.

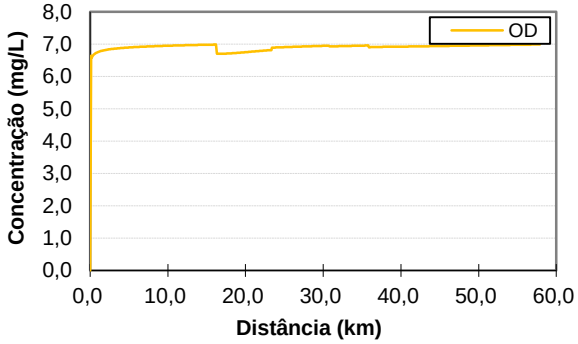


Figura 38: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.

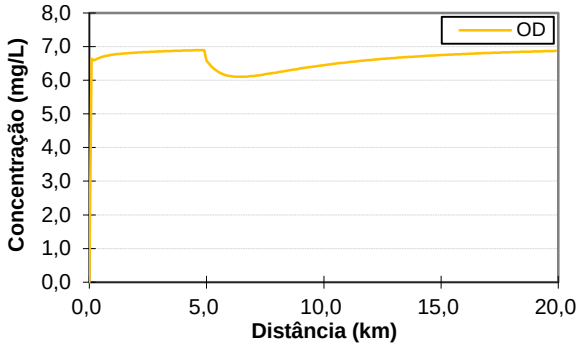


Figura 39: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.

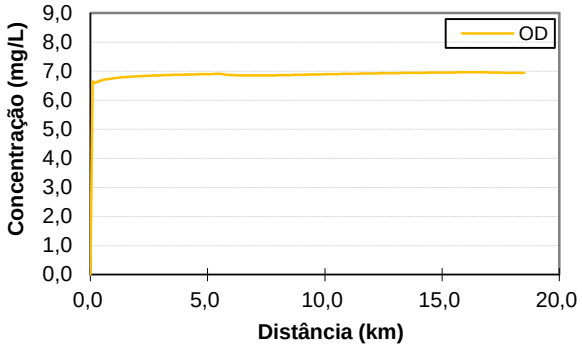


Figura 40: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.

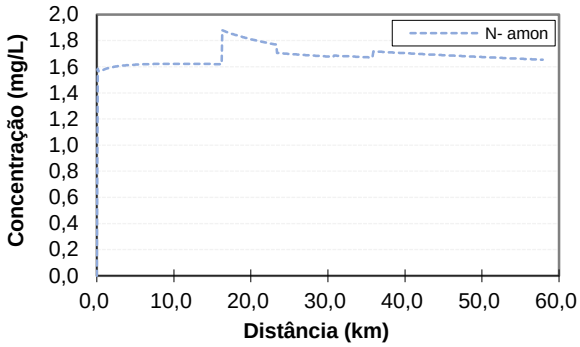


Figura 41: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.

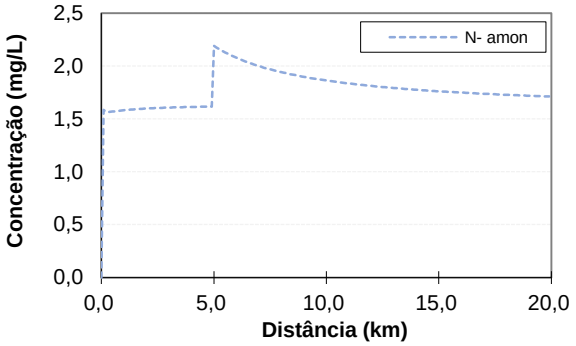


Figura 42: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 7,5 e 8,0.

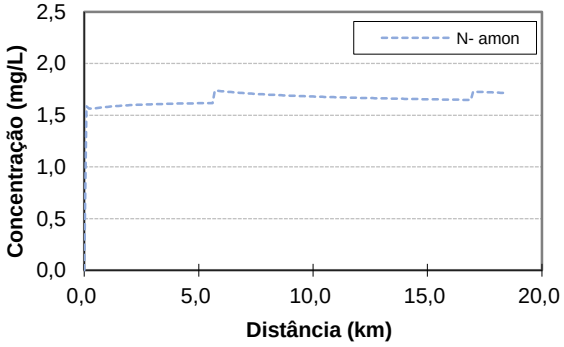


Figura 43: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 8,0 e 8,5.

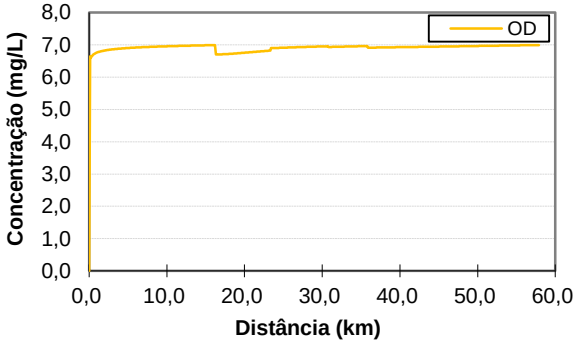


Figura 44: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 8,0 e 8,5.

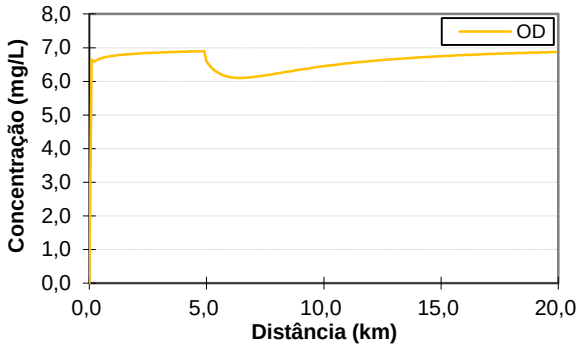


Figura 45: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 8,0 e 8,5.

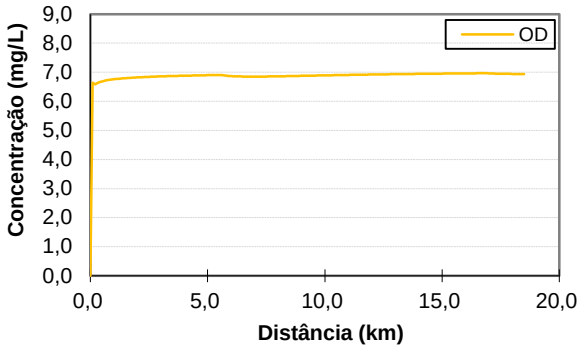


Figura 46: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 8,0 e 8,5.

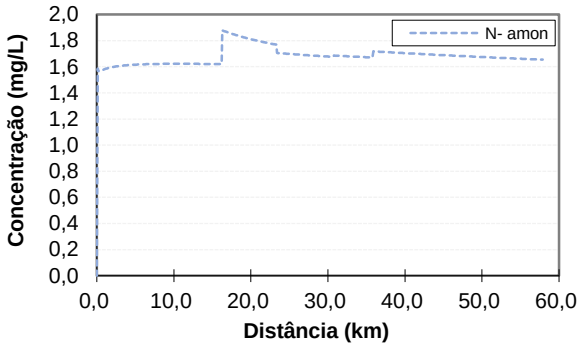


Figura 47: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 8,0 e 8,5.

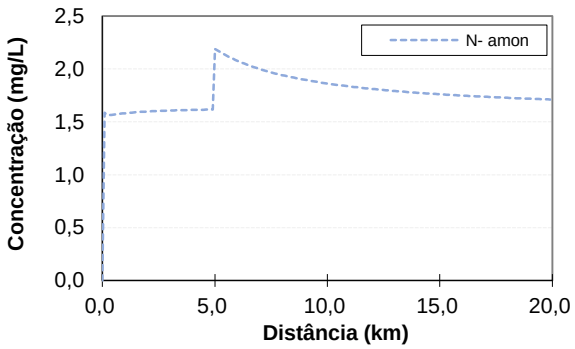
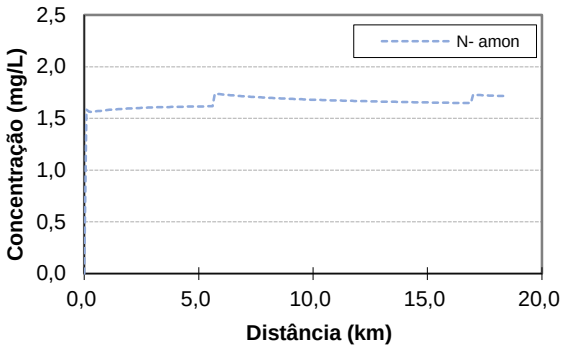


Figura 48: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 3 e pH entre 8,0 e 8,5.



No rio Pardinho, as simulações que incorporaram as eficiências de remoção DBO obtidas com a perspectiva de enquadramento dos cursos d'água na classe 2, independentemente do modelo de otimização empregado, indicaram o percentual de 81% para o tratamento do efluente de Irupi; com alteração da perspectiva de enquadramento para a classe 3, a eficiência mínima de remoção de DBO foi reduzida para 37%. Embora o percentual de tratamento associado à classe 3 seja menor que aquele indicado quando da adoção dos padrões de qualidade referentes à classe 2, os perfis produzidos são similares em forma, com pico ocorrendo logo após o lançamento e atingindo valores muito próximos dos padrões de qualidade ambiental, com posterior decréscimo. Comportamento semelhante foi observado para a amônia, quando analisados os resultados obtidos a partir da incorporação dos padrões de qualidade associados a classe 2. Na primeira faixa de pH, os percentuais de tratamento obtidos para amônia variaram entre 7% (percentual produzido a partir do primeiro modelo de otimização) e 20% (20% a partir dos modelos de otimização 2 e 3 e 19% a partir do quarto modelo de otimização). Na segunda faixa de pH, o eventual enquadramento do rio Pardinho na classe 2 fez com que todos os modelos de otimização produzissem o percentual de remoção para amônia (81%).

Nos demais cursos d'água é possível verificar que, quando incorporadas as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do modelo de otimização 1, as concentrações dos diferentes parâmetros de qualidade de água aproximam-se dos padrões de qualidade ambiental, independentemente da classe de uso assumida para os rios. No entanto, com os modelos de otimização que incorporam medidas de equidade são

sugeridos tratamentos mais severos, uma vez esses modelos buscam não só o atendimento ao padrão de qualidade ambiental como também que as eficiências estimadas sejam proporcionais às cargas de cada ponto de lançamento.

A seção 6.4 apresenta as comparações entre os resultados obtidos por meio da aplicação dos diferentes modelos de otimização avaliados.

6.4 COMPARAÇÃO DOS MODELOS DE OTIMIZAÇÃO

Os modelos de otimização propostos nesta pesquisa objetivaram encontrar os menores somatórios de eficiências que mantivessem os cursos d'água em conformidade com os padrões de qualidade ambiental e que atendessem alguma medida de equidade entre lançamentos.

A aplicação das eficiências estimadas a partir do Modelo de Otimização 1 produziu perfis de concentração dos parâmetros analisados que se mantiveram, em seus picos, muito próximos dos padrões de qualidade ambiental estabelecidos para cursos d'água interiores. Verificou-se que esse modelo conduziu a elevados percentuais de tratamento para os núcleos urbanos de Ibatiba e Irupi, sugerindo tratamentos mais modestos ou a ausência de tratamento nos demais núcleos urbanos da bacia. Os locais para os quais o Modelo de Otimização 1 estabeleceu eficiências de tratamento nulas ou de pouca expressão, estão associados a trechos dos cursos d'água em que a simulação da disposição de efluentes brutos (item 5.1) já indicava que a capacidade de autodepuração seria suficiente para a manutenção dos padrões de qualidade ambiental sem a incorporação de tratamento de esgotos ou com o emprego de sistemas de tratamento menos robustos.

Os modelos de otimização 2, 3 e 4 apontaram resultados muito próximos entre si e, com auxilio desses modelos, foram determinadas eficiências de tratamento superiores àquelas estimadas com auxílio do Modelo de Otimização 1, inclusive indicando demanda de tratamento para aqueles pontos de disposição final de efluentes em que o primeiro modelo havia sugerido não existir a necessidade de tratamento. Isso ocorre porque os modelos 2, 3 e 4 objetivam não só a minimização do somatório de eficiências para a manutenção dos padrões de qualidade ambiental, como também a manutenção de condição de equidade nos esforços de tratamento associados aos pontos de disposição.

A comparação entre os resultados obtidos pelos modelos de otimização foi realizada por meio da análise da curva de Lorenz e do coeficiente Gini. Na curva de Lorenz, a equidade perfeita é alcançada quando os valores da variável indicada na ordenada são diretamente proporcionais aos valores da variável indicada na abscissa. No presente trabalho, a equidade perfeita seria encontrada quando a carga de poluentes no efluente bruto fosse proporcional à carga de poluentes removida. O coeficiente Gini, por sua vez, mede a área formada entre a reta da equidade perfeita e a linha formada pelos resultados dos modelos; sendo assim, quanto menor a área, mais equânime será o resultado.

As tabelas de 7 a 9 reúnem os dados necessários para elaboração das curvas de Lourez relativos aos parâmetros DBO e amônia. Para amônia foram considerados os resultados referentes as duas primeiras faixas de pH (pH < 7,5 e pH < pH ≤ 8,0) e o eventual enquadramento dos rios na classe 2.

Tabela 7: Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorenz para a DBO, considerando a perspectiva de enquadramento na classe 2.

Localidade	Carga	% acumulada de carga	Carga removida				% Acumulado de Carga removida			
			Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4	Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4
		0					0	0	0	0
S. Trindade	11	0,64	0,0	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
N.S das Gr	22	1,90	0,0	0,7	0,6	0,8	0,0	0,1	0,1	0,1
Irupi	181	12,29	145,7	145,7	145,9	145,9	15,3	9,6	9,7	9,6
Iúna	688	51,75	101,8	618,9	614,1	618,9	26,1	50,3	50,1	50,3
Ibatiba	841	100,00	702,2	756,9	756,9	756,9	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabela 8: Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorenz para amônia, considerando a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

Localidade	Carga	% acumulada de carga	Carga orgânica removida				% Acumulado de Carga removida			
			Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4	Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4
		0					0	0	0	0
S. Trindade	2	0,64	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N.S das Gr	4	1,90	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1
Irupi	36	12,29	2,6	7,0	7,2	7,1	4,3	2,7	2,8	2,8
Iúna	138	51,75	0,0	101,0	103,3	102,7	4,3	41,7	42,2	42,1
Ibatiba	168	100,00	56,9	151,0	151,4	151,4	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabela 9: Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorenz para amônia, considerando a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

Localidade	Carga	% acumulada de carga	Carga orgânica removida				% Acumulado de Carga removida			
			Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4	Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4
		0					0	0	0	0
S. Trindade	2	0,64	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N.S das Gr	4	1,90	0,0	0,2	0,1	0,2	0,0	0,1	0,1	0,1
Irupi	36	12,29	29,4	29,4	29,4	29,5	12,4	9,7	10,0	9,7
Iúna	138	51,75	60,0	123,8	115,1	123,4	37,6	50,3	48,9	50,3
Ibatiba	168	100,00	148,0	151,4	151,2	151,4	100,0	100,0	100,0	100,0

As figuras de 49 a 51 apresentam as curvas de Lorenz relativo aos parâmetros DBO e amônia para as duas faixas de pH e considerando-se a perspectiva de enquadramento dos cursos d'água na classe 2.

Figura 49: Curvas de Lorenz para DBO considerando a perspectiva de enquadramento na classe 2.

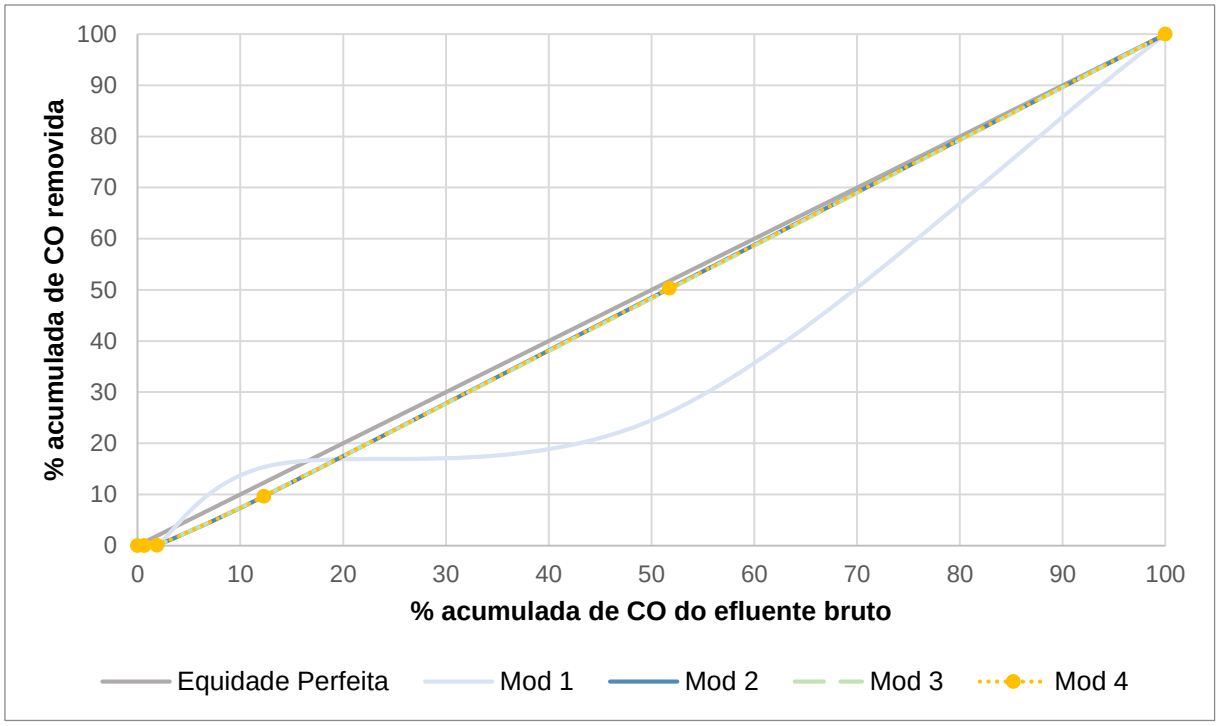


Figura 50: Curvas de Lorenz para amônia considerando a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

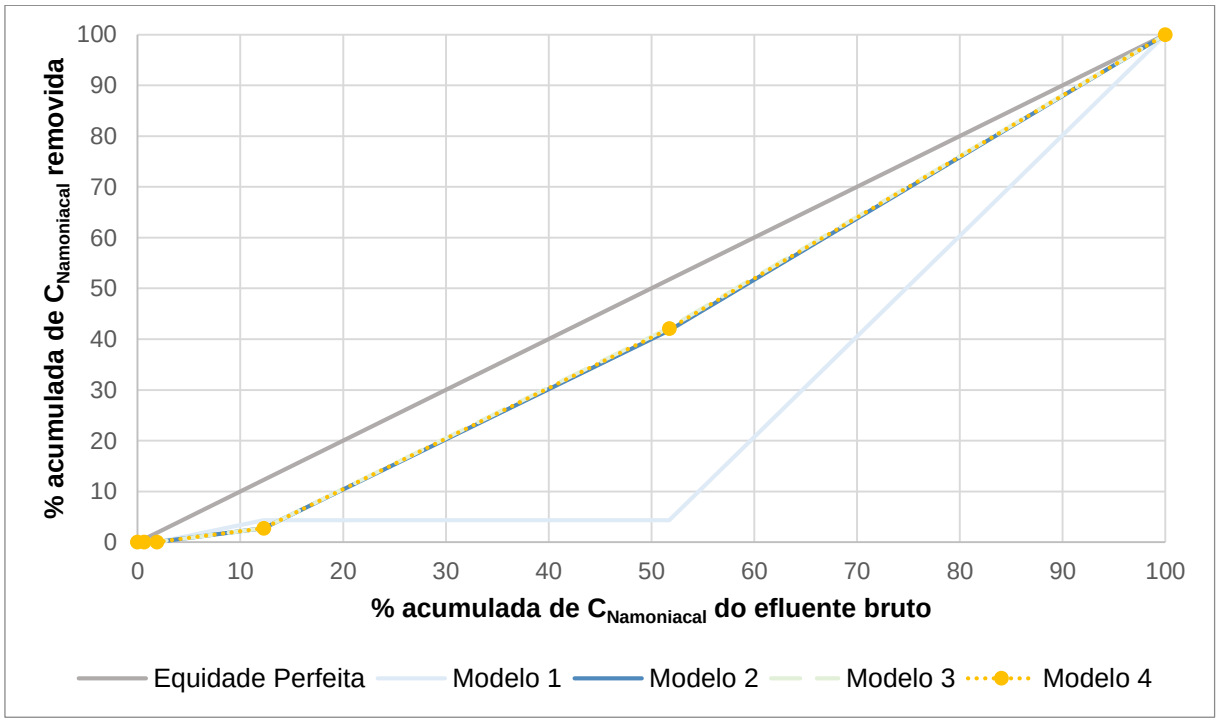
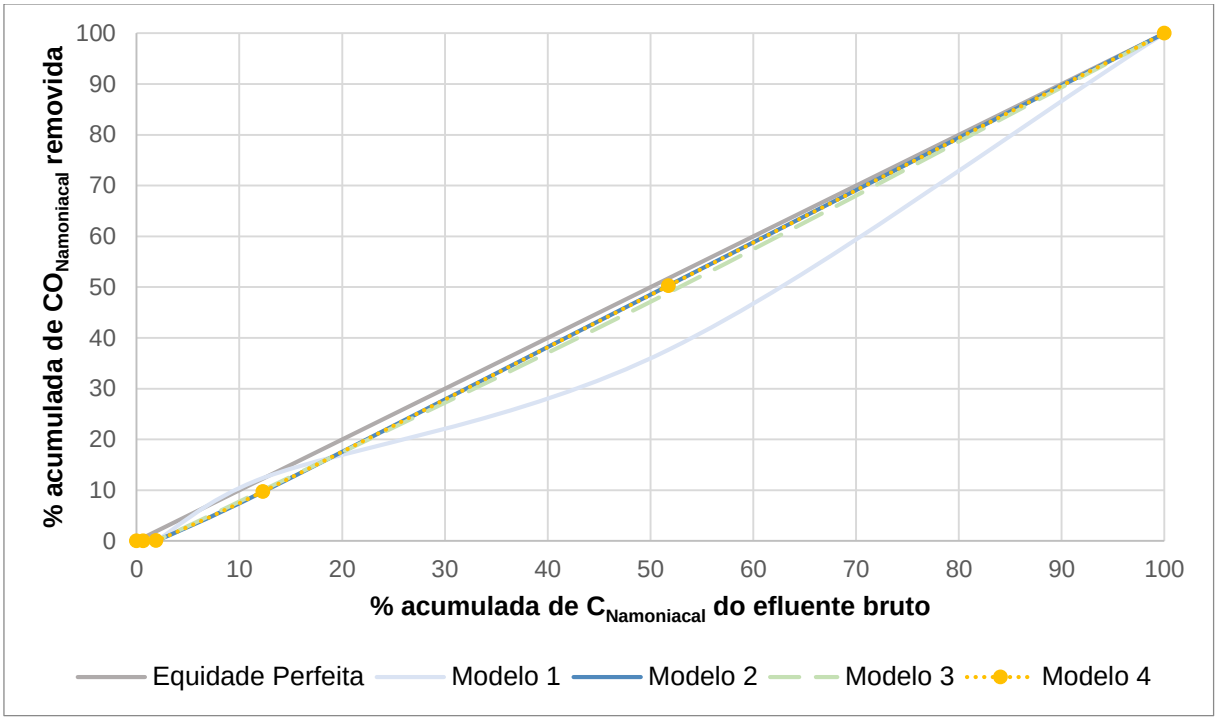


Figura 51: Curvas de Lorenz para amônia considerando a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.



Tanto para DBO quanto para a amônia, verificou-se similaridade entre os resultados obtidos pelos modelos de otimização 2, 3 e 4, uma vez que as curvas de Lorenz estão muito próximas entre si ou se sobrepõem. Verificou-se, adicionalmente, que esses modelos apresentam resultados muito próximos da equidade perfeita, o que indica que suas funções objetivo atenderam ao propósito para o qual foram estabelecidas (manutenção de relação de equidade entre lançamentos). As curvas traçadas com base nos percentuais do Modelo de Otimização 1, para ambos parâmetros, estão substancialmente distantes da linha de equidade perfeita. Neste contexto, ainda que as eficiências estimadas com auxílio do Modelo do Otimização 1 representem menor esforço de tratamento no âmbito da bacia, afastam-se da perspectiva de estabelecimento de condição de equidade entre lançamentos.

A Tabela 10 reúne os valores de coeficiente Gini encontrados para cada um dos modelos de otimização e, para a amônia, em ambas faixas de pH avaliadas.

Tabela 10: Coeficiente Gini.

Modelo de Otimização	DBO	Amônia	
		pH < 7,5	7,5 < pH ≤ 8,0
Modelo 1	0,24	0,46	0,13
Modelo 2	0,03	0,14	0,03
Modelo 3	0,03	0,13	0,04
Modelo 4	0,03	0,13	0,03

De acordo com a Tabela 10, os modelos de otimização 2, 3 e 4 apresentaram coeficientes similares para ambos parâmetros e faixas de pH; já o Modelo de Otimização 1 apresentou coeficientes superiores aos demais em todos os cenários de simulação avaliados, o que demonstra que as medidas de equidade que conformaram as funções objetivo produziram resultados consistentes.

A comparação dos modelos de otimização, realizada por meio do emprego das Curvas de Lorenz e Coeficiente Gini, indica que os modelos 2, 3 e 4 estabelecem de resultados similares entre si e próximos a equidade perfeita, quando considerada a remoção combinada de DBO e amônia. Resultado similar foi estabelecido por Santoro, Reis e Mendonça (2016) quando da determinação de eficiências de tratamento para remoção de DBO.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÃO

O trabalho proposto comparou o desempenho de modelos de otimização ao determinar eficiências mínimas de tratamento de DBO e amônia no âmbito de uma bacia hidrográfica. As principais conclusões deste trabalho podem ser assim sumarizadas:

- A partir da análise de modelos disponíveis na literatura técnica corrente, foi possível a conformação e/ou emprego de quatro modelos de otimização aplicáveis à determinação de eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia no âmbito de uma bacia hidrográfica. O primeiro modelo de otimização, estabelecido originalmente por Sá (2018), permitiu a apropriação de eficiências de remoção conjunta de DBO e amônia sem a incorporação de medidas de equidade. Os outros três modelos de otimização, que permitiram a estimativa de eficiências de remoção de DBO e amônia, foram conformados com o emprego de medidas de equidade na função objetivo. Estes modelos permitiram a determinação de eficiências de tratamento que respeitassem padrões de qualidade ambiental (restrições dos modelos de otimização) e a manutenção de equidade entre os diferentes sistemas de tratamento a serem eventualmente implantados no âmbito da área de estudo.
- As eficiências de tratamento estimadas pelo Modelo de Otimização 1, quando comparadas ás estabelecidas pelos demais modelos de otimização, corresponderam ao menor esforço de tratamento no âmbito de bacia hidrográfica; entretanto, as eficiências de tratamento não foram distribuídas de maneira equânime, aspecto evidenciado por meio das Curvas de Lorenz e do Coeficiente Gini.
- Os modelos de otimização 2, 3 e 4 conduziram a percentuais de tratamento muito próximos entre si para todos os cenários de simulação avaliados. A comparação dos resultados obtidos por esses modelos, por meio das Curvas de Lorenz e do Coeficiente Gini, indicou que a incorporação da medida de equidade na função objetivo atendeu a perspectiva de geração resultados equânimes, garantida a manutenção dos padrões de qualidade ambiental.

São consideradas recomendações para estudos futuros:

- A avaliação do desempenho dos modelos de otimização estabelecidos nesta pesquisa em bacias hidrográficas mais complexas, nas quais existam efluentes de diferentes origens, submetidos a diferentes níveis de tratamento (brutos ou parcialmente tratados) e dispostos em cursos d'água com diferentes capacidades de assimilação;
- A condução de trabalhos que empreguem a metodologia proposta no presente estudo considerando a simulação de outros parâmetros de qualidade de água.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBERTIN, L. L. **Avaliação da quantidade e qualidade dos recursos hídricos superficiais da bacia hidrográfica do Rio Sapucaí-Mirim (SP) através do Simulador Computacional MIKE BASIN**. 2004. 160 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

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.

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, 2006.

ANDRADE, I.N; MAURI, R. G.; MENDONÇA, A. S F. A General Multiobjective model and a Simulated Annealing Algorithm for Waste-Load Allocation. **Journal of Water Resources Planning and Management**. v.139, n.3, p. 339-344, 2013.

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

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.

BENINI, S. M.; DIAS, L. S.; PINHEIRO. J. H. P. A. **SANEAMENTO E O AMBIENTE**. 1 ed. Tupã: Editora ANAP, 2018.

BOWIE, G. L.; MILLS, W. B.; PORCELLA, D. B.; CAMPBELL, C. L.; PAGENKOPF, J. R.; RUPP, G. L.; JOHNSON, K. M.; CHAN, P. W. H.; GHERINI, S.A. **Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling (Second Edition)**. Technical Report EPA-600/3-85-040, USEPA, 1985.

BRAGA, B.; BARBOSA, P. S. F.; NAKAYAMA, P.T. Sistemas de suporte à decisão em recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** v. 3, n. 3, p. 73-95, 1998.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 8 jan. de 1997.

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.

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.; SOUZA, J. C.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. 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.

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.

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.

CINCA, N.A. **Econometria**. 2. ed. Madrid: Editorial McGraw-Hill. 2000.

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, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. **Revista Uniara**. n.1, v.13, p.49-62, 2010.

CUNHA, C.L.N.; FERREIRA, A.P. Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. **Cad. Saúde Pública**. v.22, n.8, p.1715-1725, 2006.

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

ERICKSON, R. J. An evaluation of mathematical models for the effects of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. **Water Research**, n. 19, p. 1047-1058, 1985.

FANTIN, L. L. D. O.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Proposal of a methodology for pre-selection of sewage treatment systems within watersheds. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, e12, 2017.

FISHER, E. G. **Determinação do grau de contaminação do Ribeirão do Feijão através de levantamento de dados e Modelo matemático de qualidade da água**. 2008. Dissertação Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2008.

GASTWIRTH, J. L. A General Definition of the Lorenz Curve. **Econometrica, Econometric Society**. v. 39, p. 1037-1039, 1971.

GOLDBERG, D. E. **Genetic Algorithms in Search, Optimization, and Machine Learning**. Reading, Mass.: Addison-Wesley Pub. Co., 1989. 412 p.

GUPTA, M.R. Functional Form for Estimating the Lorenz Curve. **Econometrica, Econometric Society**. v. 52, p. 1313-1314, 1984.

HAUPT, R. L; HAUPT, S. E. **Practical Genetic Algorithms**. Wiley Inter science Publication, 1998

HOLENDA. B.; DOMOKOS, E.; RÉDEY, A.; FAZAKAS, J. Aeration optimization of a wastewater treatment plant using genetic algorithm. **Optimal Control Applications and Methods**, v.28, p. 191–208, 2007.

HYDROSCIENCE, Inc. **Simplified Mathematical Modeling of Water Quality**, EPA-Water Programs, 1971.

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

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

KAKWANI N. On a Class of Poverty Measures. **Econometrica, Econometric Society**. v. 48, p 437-446, 1980.

KNAPIK, H. G., FERNANDES, C.V.S.; PICKBRENNER. K.; PORTO, M.F.A., BASSANESI. K. Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguaçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 16, n. 2, p. 75-88, 2011.

LABADIE, J.W.; PINEDA, A. M.; BODE, D. A. A Network Analysis of Raw Water Supplies Under Complex Water Rights and Exchanges: Documentation For Program MODSIM3. **Colorado Water Resources Institute**. Fort Collins, Colorado, EUA. 1984.

LACERDA, E. G. M.; CARVALHO, A. C. P. L. F. 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.

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, 277-286, 2013.

MACHADO, C.J.S. Recursos Hídricos e Cidadania no Brasil: Limites, Alternativas e Desafios. **RevistaAmbiente & Sociedade**. v.6, n.2, 2003.

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

MENDONÇA, A. S. F., Application of the QUAL2E Model to Environmental Impacto 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.

MOLENAAR, D. **The Spokane Aquifer, Washington: Its Geologic Origin and Water-Bearing and Water-Quality Characteristics**. Denver: U.S. GovernmentPrinting Office, 1988.

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

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

NETO, L.G.; COSTA, R.H.R. Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P). **Engenharia Sanitária Ambiental**. v.16 n.4, p. 411-420, 2011.

NICKLOW, J.W.; REED, P.M.; SAVIC, D.; DESSALEGNE, T.; HARRELL, L.; CHAN-HILTON, A.; KARAMOUZ, M.; MINSKER, B.; OSTFELD, A., SINGH, A.; ZECHMAN, E. 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.

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.

ORLOB, G. T. Water-Quality Modeling for Decision Making. **Journal of Water Resources Planning and Management**.v. 118, n. 3, p. 295-307, 1992.

ORSSATTO, F. Avaliação do oxigênio dissolvido do Córrego Bezerra a montante e a jusante de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, Cascavel, Paraná. **Revista Brasileira de Biociências: Porto Alegre**. v. 6, supl. 1, p.27 – 28. 2008.

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

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

PENN, R.; FRIEDLER, E.; OSTFELD, A. Multi-objective evolutionary optimization for greywater reuse in municipal sewer systems. **Journal of Water Research**. v. 47, p. 5911 -5920, 2013.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 14, n. 3, p. 353-362, 2009.

REIS, J. S. A. **Modelagem matemática da qualidade da água para o alto Rio das Velhas/MG**. 2009. 169 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009.

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. 2018. 188 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 2018.

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.

SANTORO, M. C.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Performance evaluation of optimization models in the determination of wastewater treatment efficiencies inside watersheds. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 21, n. 4, p. 694-706, 2016.

SILVA, M.O.S.A. Análises físico-químicas para controle de estações de tratamento de esgotos. **CETESB**. p.226, 1977.

SIMPSON, A. R.; DANDY, G. C.; MURPHY, L. J. Genetic algorithms compared to other techniques for pipe optimization. **Journal of Water Resources Planning and Management**. v. 120, n. 4, p. 423–443, 1994.

SONG, T.; KIM, K. Development of a water quality loading index based on water quality modeling. **Journal of Environmental Management**. n.3, v.90, p.1534-1543, 2009.

TANOMARU, J. Motivação, fundamentos e aplicações de algoritmos genéticos. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE REDES NEURAIS. **Anais II Congresso Brasileiro de Redes Neurais**. Curitiba, p. 373-403, 1995.

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.

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

TONON, K. **Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos Streeter-Phelps 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.

TRUSSEL, R.P. The percent un-ionized ammonia in aqueous ammonia solutions at different pH level and temperatures. **J. Fish. Res. Board Can**. n.29 p. 1505-1507, 1972.

TSAI, M.; CHANG, C. Water Usage and Treatment Network Design Using Genetic Algorithms. **Industrial & Engineering Chemistry Research**. v. 40, p 4874-4888, 2001.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**. v.22, n.63, p.1-16, 2008.

TUNDISI, J. G.; Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **REVISTA USP- São Paulo**. n.70, p. 24-35, 2006.

VALTERLIN, S. S. **Modelo de otimização quali-quantitativo multiobjetivo para o planejamento dos recursos hídricos superficiais, com aplicação à Bacia do Rio Paraíba**. 2011. 170 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, 2011.

VALORY, J. P L.; REIS, J. A. T.; 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**. v. 142, n.3, 2016.

VEIGA, L.B.E.; MAGRINI, A. The Brazilian Water Resources Management Policy: Fifteen Years of Success and Challenges. **Water Resources Management**. v.27, p. 2287–2302, 2013.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. v.7, 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

_____. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** 3 ed. Belo Horizonte: Ed. DESA/UFMG. 2014b.

WANG, Q.; LI, S.; JIA, P.; QI, C.; DING, F. A Review of Surface Water Quality Models**. The Scientific World Journal.** v.2013, n. p.1-7, 2013.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). Relatório mundial das Nações Unidas sobre desenvolvimento dos recursos hídricos 2018: soluções baseadas na natureza para a gestão da água. **UNESCO**. Paris, 2018.

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.

YASSUDA, E.R. Gestão de recursos hídricos: Fundamentos e aspectos institucionais. **Revista de administração pública**. v.27 n.2, p.5-10, 1993.

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.

ZUFFEREY, N. Metaheuristics: some principles for an efficient design. **Journal of Computer Science and Technology**. v. 3, n. 6, p. 446-462, 2012

9 APÊNDICE A – RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DOS MODELOS DE OTIMIZAÇÃO

Modelo de Otimização 1

Tabela A 1: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 1 considerando rios classe 2.

pH do curso d'água receptor	Simulação	Parâmetro	Padrão de qualidade ambiental (mg/L)	Ibatiba	Irupi	Iúna	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Valor da função objetivo
pH≤7,5	1	DBO	5,0	87%	81%	13%	0%	0%	221%
		Amônia	3,7	34%	7%	0%	0%	0%	
	2	DBO	5,0	87%	81%	13%	0%	0%	221%
		Amônia	3,7	34%	7%	0%	0%	0%	
	3	DBO	5,0	87%	81%	13%	0%	0%	221%
		Amônia	3,7	34%	7%	0%	0%	0%	
	4	DBO	5,0	**84%**	**81%**	**15%**	**0%**	**0%**	**220%**
		Amônia	3,7	**34%**	**7%**	**0%**	**0%**	**0%**	
	5	DBO	5,0	90%	81%	11%	0%	0%	223%
		Amônia	3,7	34%	7%	0%	0%	0%	
7,5<pH≥8,0	1	DBO	5,0	88%	81%	13%	0%	0%	394%
		Amônia	2,0	89%	81%	43%	0%	0%	
	2	DBO	5,0	90%	81%	12%	0%	0%	395%
		Amônia	2,0	90%	81%	42%	0%	0%	
	3	DBO	5,0	**84%**	**81%**	**15%**	**0%**	**0%**	**392%**
		Amônia	2,0	**88%**	**81%**	**44%**	**0%**	**0%**	
	4	DBO	5,0	89%	81%	12%	0%	0%	394%
		Amônia	2,0	87%	81%	45%	0%	0%	
	5	DBO	5,0	88%	81%	13%	0%	0%	394%
		Amônia	2,0	90%	81%	42%	0%	0%	

Modelo de Otimização 2

Tabela A 2: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 2 considerando rios classe 2.

pH do curso d'água receptor	Simulação	Parâmetro	Padrão de qualidade ambiental (mg/L)	Ibatiba	Irupi	Iúna	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Valor da função objetivo
pH≤7,5	1	DBO	5,0	**90%**	**81%**	**90%**	**2%**	**3%**	**452%**
		Amônia	3,7	**90%**	**19%**	**73%**	**1%**	**2%**	
	2	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	452%
		Amônia	3,7	90%	19%	73%	1%	2%	
	3	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	452%
		Amônia	3,7	90%	19%	73%	1%	2%	
	4	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	452%
		Amônia	3,7	90%	19%	73%	1%	2%	
	5	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	452%
		Amônia	3,7	90%	19%	73%	1%	2%	
7,5<pH≥8,0	1	DBO	5,0	**90%**	**81%**	**90%**	**2%**	**3%**	**532%**
		Amônia	2,0	**90%**	**81%**	**90%**	**2%**	**3%**	
	2	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	532%
		Amônia	2,0	90%	81%	90%	2%	3%	
	3	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	532%
		Amônia	2,0	90%	81%	90%	2%	3%	
	4	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	532%
		Amônia	2,0	90%	81%	90%	2%	3%	
	5	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	532%
		Amônia	2,0	90%	81%	90%	2%	3%	

Modelo de Otimização 3

Tabela A 3: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 3 considerando rios classe 2.

pH do curso d'água receptor	Simulação	Parâmetro	Padrão de qualidade ambiental (mg/L)	Ibatiba	Irupi	Iúna	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Valor da função objetivo
pH≤7,5	1	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	465%
		Amônia	3,7	90%	22%	84%	1%	3%	
	2	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	455%
		Amônia	3,7	90%	20%	76%	1%	3%	
	3	DBO	5,0	**90%**	**81%**	**89%**	**1%**	**3%**	**453%**
		Amônia	3,7	**90%**	**20%**	**75%**	**1%**	**2%**	
	4	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	456%
		Amônia	3,7	90%	20%	77%	1%	3%	
	5	DBO	5,0	90%	81%	88%	1%	3%	469%
		Amônia	3,7	90%	23%	89%	1%	3%	
7,5<pH≥8,0	1	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	531%
		Amônia	2,0	90%	81%	90%	2%	3%	
	2	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	527%
		Amônia	2,0	90%	81%	86%	1%	3%	
	3	DBO	5,0	**90%**	**81%**	**90%**	**1%**	**3%**	**524%**
		Amônia	2,0	**90%**	**81%**	**84%**	**1%**	**3%**	
	4	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	530%
		Amônia	2,0	90%	81%	90%	1%	3%	
	5	DBO	5,0	90%	81%	86%	1%	3%	527%
		Amônia	2,0	90%	81%	90%	2%	3%	

Modelo de Otimização 4

Tabela A 4: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 4 considerando rios classe 2.

pH do curso d'água receptor	Simulação	Parâmetro	Padrão de qualidade ambiental (mg/L)	Ibatiba	Irupi	Iúna	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Valor da função objetivo
pH≤7,5	1	DBO	5,0	**90%**	**81%**	**90%**	**2%**	**3%**	**454%**
		Amônia	3,7	**90%**	**20%**	**75%**	**1%**	**2%**	
	2	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	469%
		Amônia	3,7	90%	21%	89%	1%	3%	
	3	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	469%
		Amônia	3,7	90%	21%	89%	1%	3%	
	4	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	469%
		Amônia	3,7	90%	21%	89%	1%	3%	
	5	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	469%
		Amônia	3,7	90%	21%	89%	1%	3%	
7,5<pH≥8,0	1	DBO	5,0	**90%**	**81%**	**90%**	**2%**	**4%**	**532%**
		Amônia	2,0	**90%**	**81%**	**90%**	**2%**	**3%**	
	2	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	532%
		Amônia	2,0	90%	81%	90%	2%	3%	
	3	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	532%
		Amônia	2,0	90%	81%	90%	2%	3%	
	4	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	532%
		Amônia	2,0	90%	81%	90%	2%	3%	
	5	DBO	5,0	90%	81%	90%	2%	3%	532%
		Amônia	2,0	90%	81%	90%	2%	3%	

Modelo de Otimização 4

Tabela A 5: Eficiências mínimas de remoção de DBO e amônia estimadas pelo Modelo de Otimização 4 considerando rios classe 3..

pH do curso d'água receptor	Simulação	Parâmetro	Padrão de qualidade ambiental (mg/L)	Ibatiba	Irupi	Iúna	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Valor da função objetivo
pH≤7,5	1	DBO	10,0	90%	37%	90%	1%	3%	412%
		Amônia	13,3	90%	21%	77%	1%	3%	
	2	DBO	10,0	90%	37%	86%	1%	3%	418%
		Amônia	13,3	90%	21%	87%	1%	3%	
	3	DBO	10,0	**90%**	**37%**	**87%**	**1%**	**3%**	**404%**
		Amônia	13,3	**90%**	**19%**	**74%**	**1%**	**2%**	
	4	DBO	10,0	90%	37%	86%	1%	3%	418%
		Amônia	13,3	90%	21%	87%	1%	3%	
	5	DBO	10,0	90%	37%	86%	1%	3%	418%
		Amônia	13,3	90%	21%	87%	1%	3%	
7,5<pH≥8,0	1	DBO	10,0	**90%**	**37%**	**88%**	**2%**	**3%**	**405%**
		Amônia	5,6	**89%**	**20%**	**73%**	**1%**	**2%**	
	2	DBO	10,0	90%	36%	90%	1%	3%	407%
		Amônia	5,6	90%	19%	74%	1%	2%	
	3	DBO	10,0	90%	36%	90%	1%	3%	407%
		Amônia	5,6	90%	19%	74%	1%	2%	
	4	DBO	10,0	90%	36%	90%	1%	3%	407%
		Amônia	5,6	90%	19%	74%	1%	2%	
	5	DBO	10,0	90%	36%	90%	1%	3%	407%
		Amônia	5,6	90%	19%	74%	1%	2%	
8,0 < pH ≤ 8,5	1	DBO	10,0	**90%**	**36%**	**88%**	**1%**	**3%**	**476%**
		Amônia	2,2	**90%**	**73%**	**90%**	**2%**	**3%**	

2	DBO	10,0	90%	36%	88%	1%	3%	476%
	Amônia	2,2	90%	73%	90%	2%	3%	
3	DBO	10,0	90%	36%	90%	1%	3%	478%
	Amônia	2,2	90%	73%	90%	2%	3%	
4	DBO	10,0	90%	36%	90%	1%	3%	478%
	Amônia	2,2	90%	73%	90%	2%	3%	
5	DBO	10,0	90%	36%	90%	1%	3%	478%
	Amônia	2,2	90%	73%	90%	2%	3%	

10 APÊNDICE B – PERFIS DE CONCENTRAÇÃO DE OD, DBO E AMÔNIA ELABORADOS A PARTIR DO CONJUNTO DE EFICIÊNCIAS DETERMINADOS PELOS MODELOS DE OTIMIZAÇÃO 2 E 3

As figuras de B 1 a B 14 reúnem os perfis de concentração de OD, DBO e amônia elaborados a partir do conjunto de eficiências determinados pelo Modelo de Otimização 2, para águas doces classe 2 e para o Rio Pardo, Rio Pardinho e Rio Ribeirão da Perdição.

Figura B 1: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2.

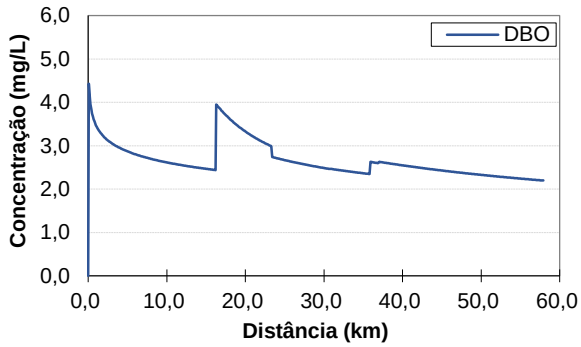


Figura B 2: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2.

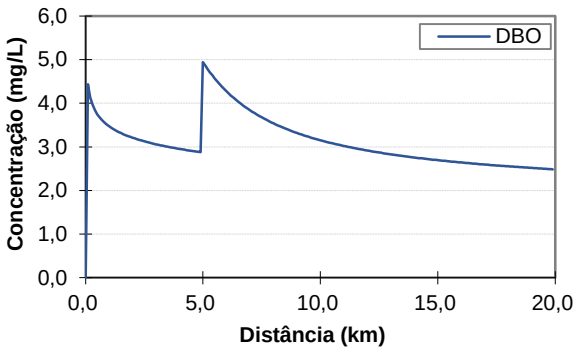


Figura B 3: Perfil de concentração de DBO no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2.

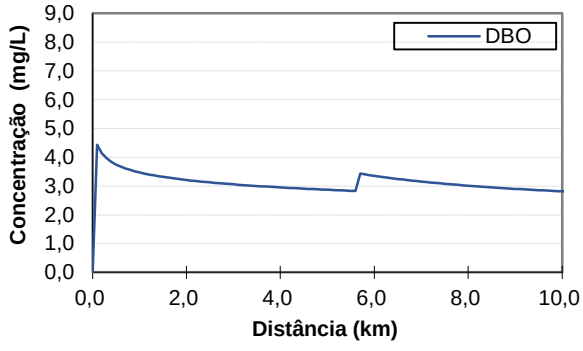


Figura B 4: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

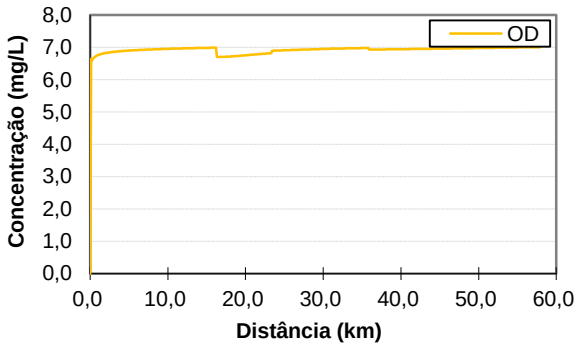


Figura B 5: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

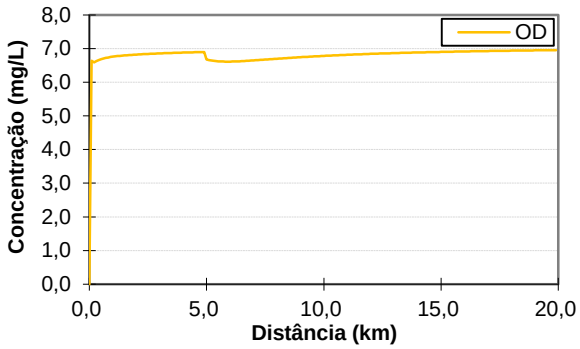


Figura B 6: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

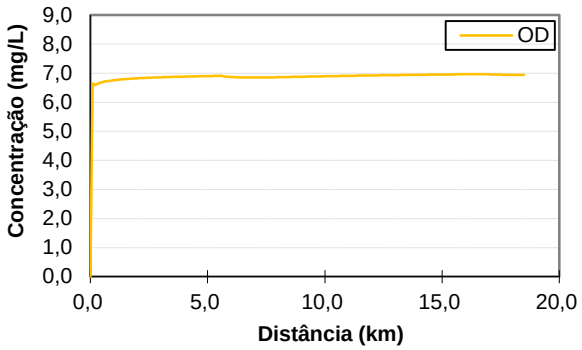


Figura B 7: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

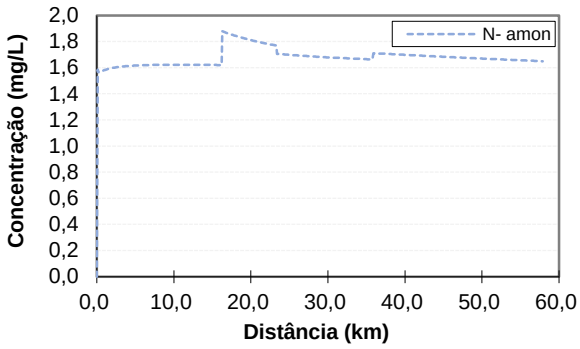


Figura B 8: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

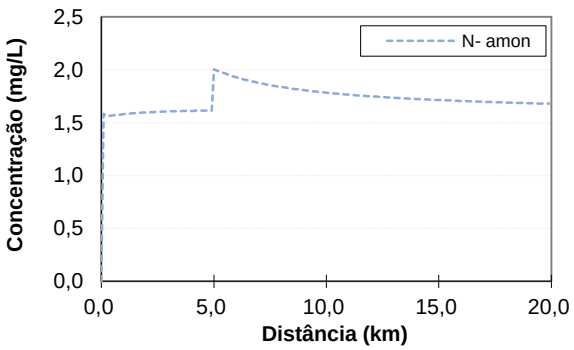


Figura B 9: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

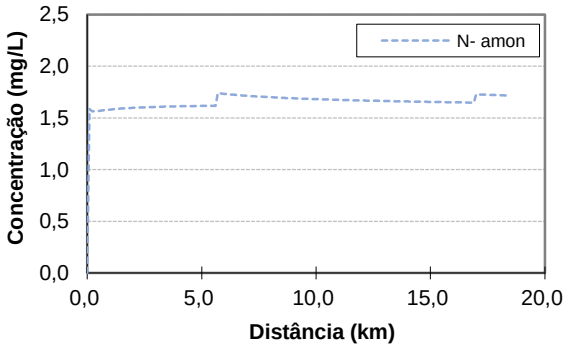


Figura B 10: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

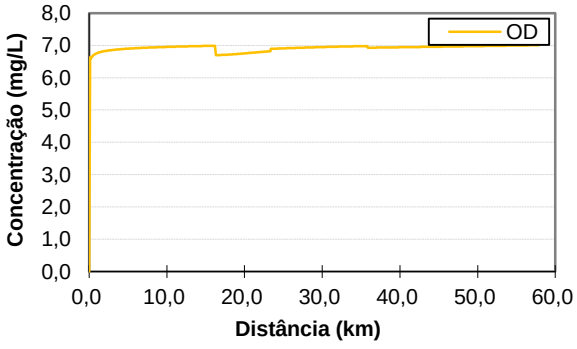


Figura B 11: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

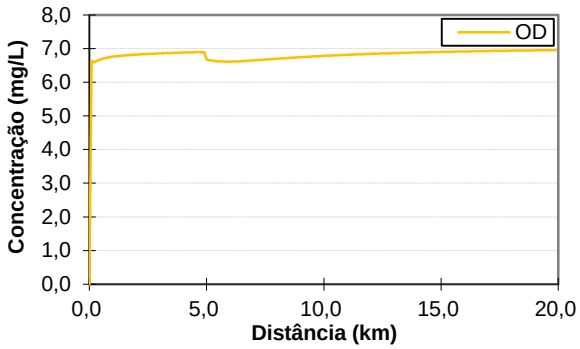


Figura 52: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

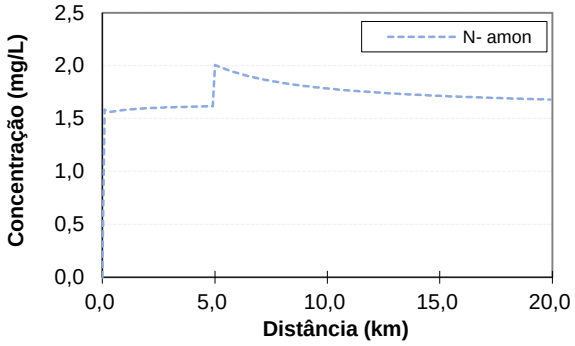


Figura B 12: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

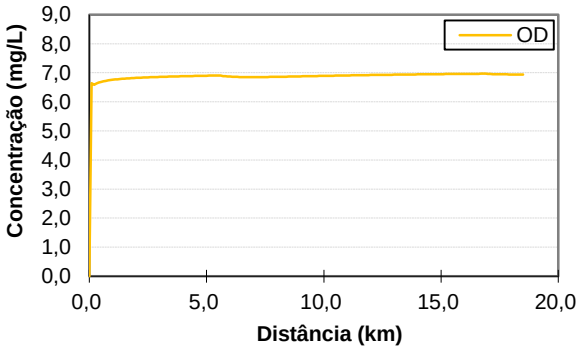


Figura B 13: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

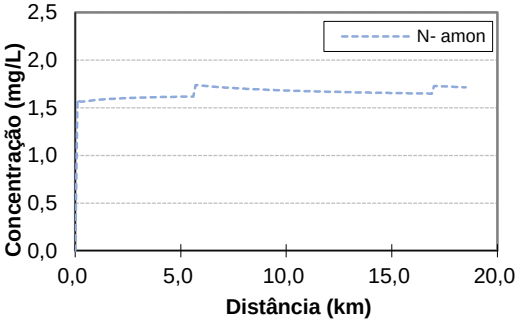
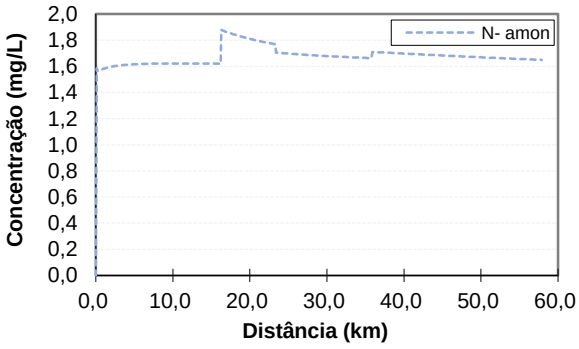


Figura B 14: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.



As figuras de B 15 a B 29 reúnem os perfis de concentração de OD, DBO e amônia elaborados a partir do conjunto de eficiências determinados pelo Modelo de Otimização 2, para águas doces classe 2 e para o Rio Pardo, Rio Pardinho e Rio Ribeirão da Perdição.

Figura B 15: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2.

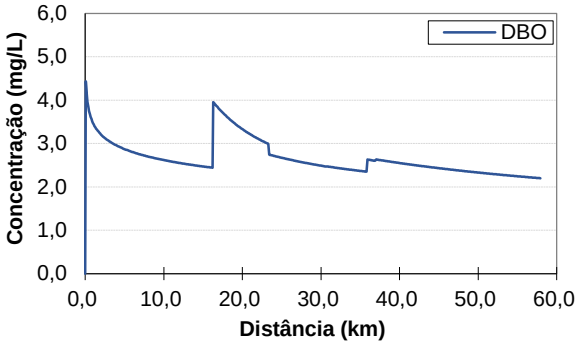


Figura B 16: Perfil de concentração de DBO no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2.

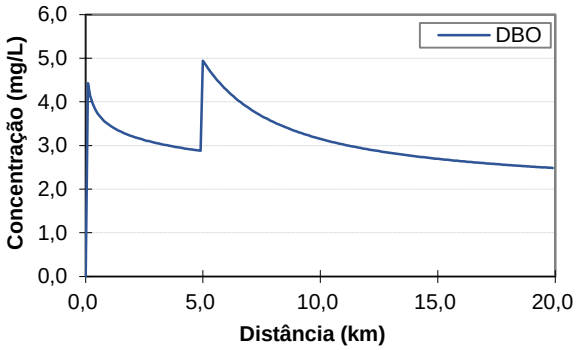


Figura B 17: Perfil de concentração de DBO no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2.

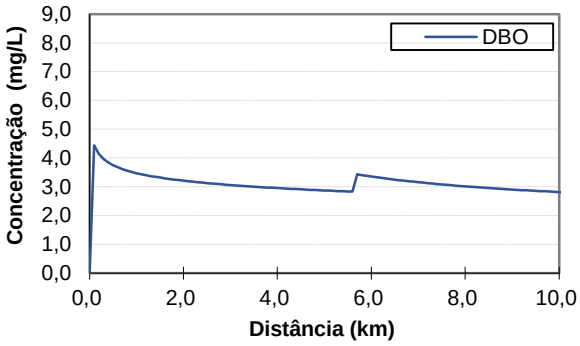


Figura B 18: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

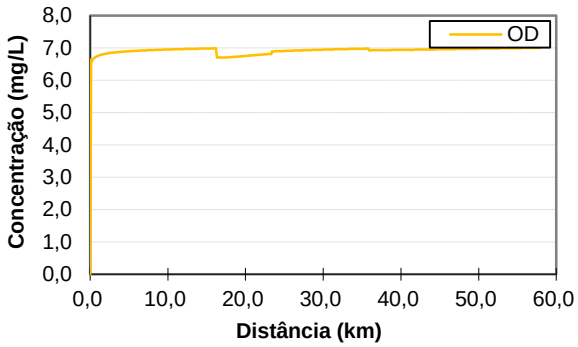


Figura B 19: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

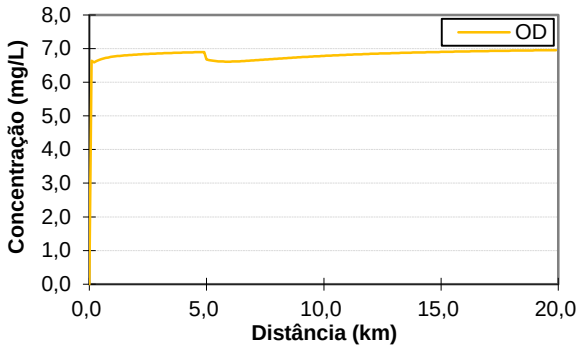


Figura B 20: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

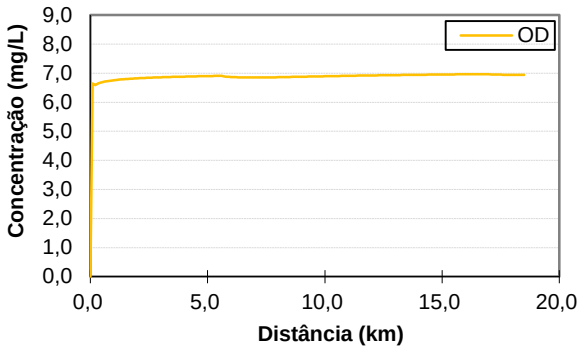


Figura B 21: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

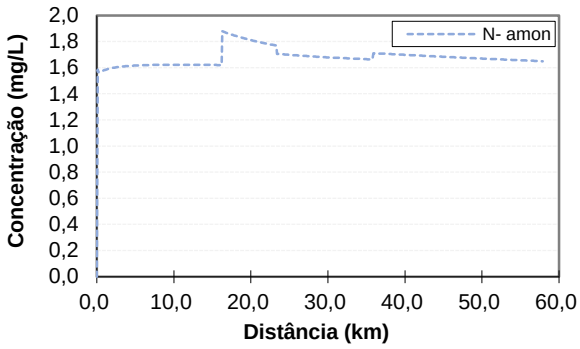


Figura B 22: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

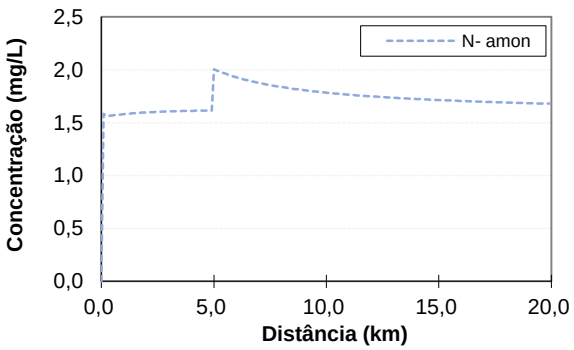


Figura B 23: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH inferior ou igual a 7,5.

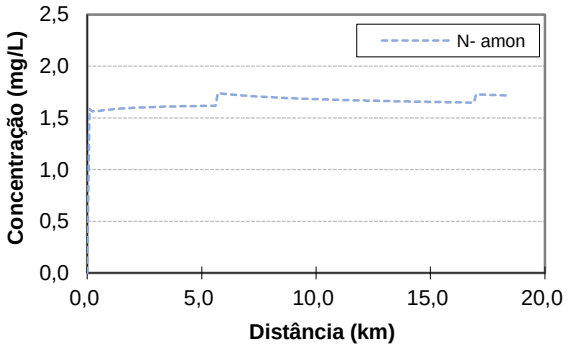


Figura B 24: Perfil de concentração de OD no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

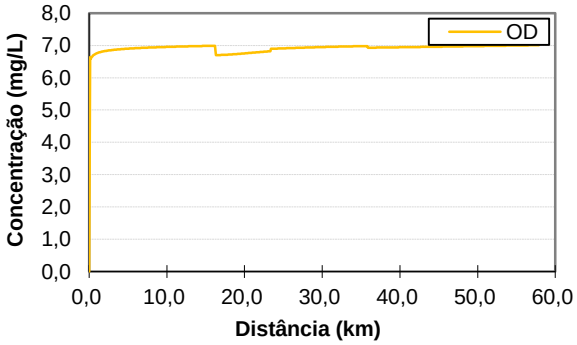


Figura B 25: Perfil de concentração de OD no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

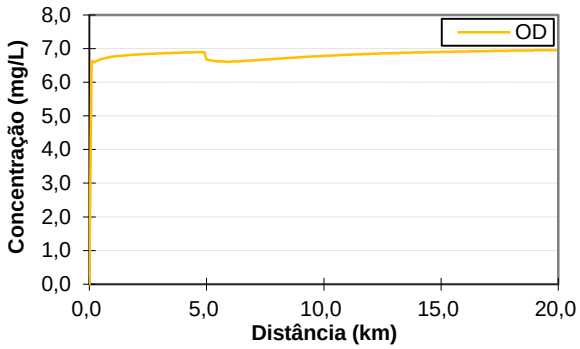


Figura B 26: Perfil de concentração de OD no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

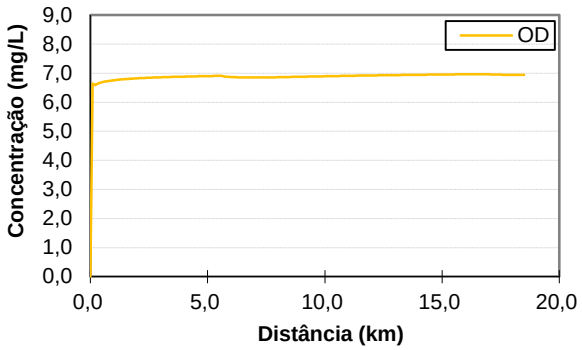


Figura B 27: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardo considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

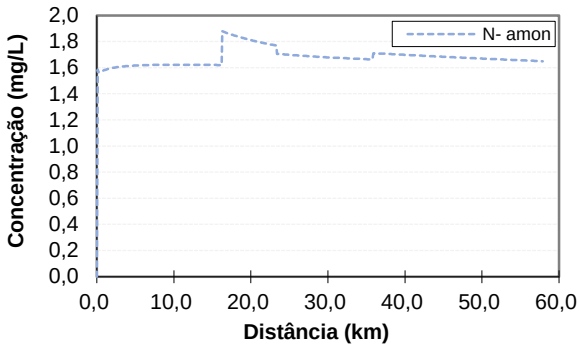


Figura B 28: Perfil de concentração da amônia no Rio Pardinho considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.

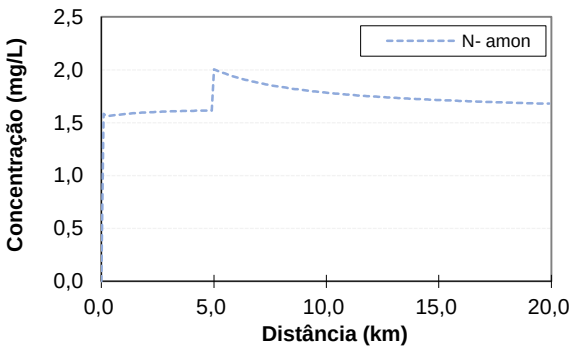
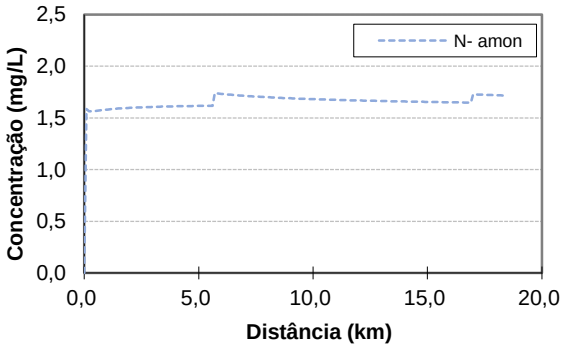



Figura B 29: Perfil de concentração da amônia no Rio Ribeirão da Perdição considerada a perspectiva de enquadramento na classe 2 e pH entre 7,5 e 8,0.