JOÃO RAFAEL BERGAMASCHI TERCINI

MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA
INTEGRANDO RIO E RESERVATÓRIO

São Paulo
2014

JOÃO RAFAEL BERGAMASCHI TERCINI

MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA
INTEGRANDO RIO E RESERVATÓRIO

Dissertação apresentada a Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de
Mestre em Ciências

Área de concentração:
Engenharia Hidráulica e Ambiental

Orientador:
Prof. Dr. Arisvaldo Vieira Mello Júnior

São Paulo
2014

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 14 de julho de 2014.

Assinatura do autor _____

Assinatura do orientador _____

Catálogo-na-publicação

Tercini, João Rafael Bergamaschi

**Modelagem da qualidade da água integrando rio e reservatório / J.R.B. Tercini. – versão corr. -- São Paulo, 2014.
116 p.**

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental.

1.Qualidade da água (Modelagem) – SP I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental II.t.

AGRADECIMENTOS

Ao escrever esta dissertação tive a colaboração de muitas pessoas. Durante este período as contribuições foram tão valiosas que todos os que me auxiliaram podem ser, de alguma forma, considerados como autores deste trabalho.

Começo agradecendo ao professor Arisvaldo Vieira Mello Junior, a pessoa que inspirou este trabalho e o confiou a mim, colocando literalmente a mão na massa, inclusive nos trabalhos de campo. Também sou grato aos professores Rubem La Laina Porto, Monica Ferreira do Amaral Porto, Kamel Zahed Filho, Roque Passos Piveli, Renato Carlos Zambon e todos outros membros do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental pela dedicação na transmissão do conhecimento e por despertar espírito crítico e a busca pelo saber em seus alunos.

Ao Laboratório de Sistemas de Suporte a Decisões (LabSid), que forneceu um ambiente ideal para o desenvolvimento acadêmico, além da oportunidade de conviver com pessoas muito talentosas.

Ao Laboratório de Saneamento Professor Lucas Nogueira Garcez, que permitiu a realização das análises laboratoriais.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo auxílio financeiro.

À Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica – FCTH; ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – PPGEC; ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental – PHA; à Escola Politécnica; à Universidade de São Paulo – USP; à Empresa Metropolitana de Águas e Energia – EMAE; e outras que viabilizaram esta dissertação.

A família que representa minhas raízes: meus pais Donizeti e Maristela, por uma vida de dedicação e amor, irmãos Antonio e Marcela. Também aos amigos que sempre me mantêm motivado, alimentando as discussões filosóficas, em especial ao Aldair Carlos Rodrigues pela ajuda na revisão do texto.

*“For every complex problem there is an answer
that is clear, simple, and wrong.”*

(Henry Louis Mencken)

RESUMO

O trabalho contempla os conhecimentos necessários para o desenvolvimento de um modelo de simulação de qualidade da água que integre rios e reservatórios e apresenta essa metodologia desenvolvida e aplicada no rio Tietê, no trecho entre Pirapora do Bom Jesus e Salto, conhecido por ser muito poluído, além de apresentar o fenômeno de formação de espumas devido ao recebimento do aporte de carga de toda Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). O modelo integrado foi desenvolvido no aplicativo Microsoft Excel, assim como a calibração, que se utilizou dos dados de monitoramento realizado em 2012 e ferramentas de otimização disponibilizadas pelo programa, sendo que o modelo pode ser adaptado facilmente a outras bacias hidrográficas com características semelhantes ao contexto analisado, além de simular outros cenários diferentes do proposto pelo estudo. Os resultados do modelo permitiram avaliar os possíveis impactos da operação do reservatório de Pirapora (vazão descarregada e nível) na qualidade da água do rio Tietê a jusante deste barramento, também foi levada em consideração a influência da qualidade das águas provenientes da RMSP, concluindo que esta variável é a mais impactante na qualidade da água do trecho estudado. Porém, diminuir o aporte dessa carga orgânica remete a um planejamento de longo prazo, nesse caso medidas na operação do reservatório de Pirapora podem ajudar a minimizar os impactos causados por esse problema no curto prazo.

Palavras-chave: Qualidade da água. Modelagem. Rio Tietê.

ABSTRACT

The work covers the skills required to develop a simulation model of water quality that integrates rivers and reservoirs and presents this methodology developed and applied in Tietê river, in the reach between Pirapora do Bom Jesus and Salto, known to be heavily polluted, besides presenting the foaming phenomenon due to the receipt of load inflows derived from the entire Metropolitan Area of São Paulo (RMSP). The integrated model was developed in Microsoft Excel, as well as calibration, which used data from monitoring conducted in 2012 and optimization tools provided by the software, which enables the model to be easily adapted to other watersheds with similar characteristics to the analyzed context and simulate different scenarios those proposed by the study. The results of the model enabled us to evaluate the possible impacts of Pirapora reservoir operation (discharged flow and level) on the water quality of the Tietê river downstream of the dam, also considering the influence of the quality of water from the RMSP, concluding this variable is the most impacting on water quality of the studied reach. However, diminish the contribution that organic load refers to a long term planning. In this case, operational policies on the Pirapora's reservoir can minimize the impacts of this problem in the short term.

Keywords: Water quality. Modeling. Tietê river.

SUMÁRIO

1	Introdução	9
2	Objetivos	13
2.1	Geral.....	13
2.2	Específicos	13
3	Revisão bibliográfica	15
3.1	Enquadramento de corpos d'água no Brasil.....	15
3.2	Variáveis de qualidade da água	18
3.2.1	Oxigênio dissolvido (OD)	18
3.2.2	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	21
3.3	Modelos de qualidade da água	28
3.3.1	Modelagem de rios	36
3.3.2	Modelagem de reservatórios	37
3.4	Aeração nos dissipadores de energia da barragem	38
3.5	Calibração de modelos de qualidade da água	39
4	Metodologia	41
4.1	Modelo de Streeter-Phelps modificado.....	41
4.2	Modelo de mistura completa em reservatório.....	42
4.3	Modelo integrado.....	44
4.4	Estudo de caso: rio Tietê entre Pirapora do Bom Jesus e Salto	45
4.4.1	Localização da área de estudo.....	45
4.4.2	Justificativa da escolha do trecho.....	46
4.5	Histórico da qualidade da água no trecho	48
4.6	Dados quantitativos da água	55
4.6.1	Reservatório Pirapora.....	55
4.6.2	Reservatório Rasgão	57
4.6.3	Reservatório Porto Góes	58
4.7	Monitoramento da qualidade da água	60
4.8	Definição dos cenários	66
5	Resultados e Discussão	69
5.1	Monitoramento da qualidade da água	69
5.2	Calibração do modelo integrado.....	79
5.3	Modelagem dos cenários	84

5.3.1	Cenário 1	85
5.3.2	Cenário 2	86
5.3.3	Cenário 3	87
5.3.4	Cenário 4	89
5.3.5	Cenário 5	90
5.3.6	Cenário 6	91
5.3.7	Cenário 7	93
5.3.8	Cenário 8	94
5.3.9	Cenário 9	96
5.3.10	Cenário 10	97
5.3.11	Cenário 11	98
5.3.12	Cenário 12	100
5.4	Comparação entre os cenários.....	101
6	Conclusões.....	105
	Referências.....	107
	ANEXO A – Fotos do monitoramento.....	111

1 Introdução

A água é o recurso natural mais importante para a espécie humana, pois além de ser elemento fundamental para a vida, é necessária em todas as atividades desenvolvidas pelo homem, de maneira a trazer melhoria das condições econômicas, sociais e ambientais. Ou seja, além das necessidades biológicas, como alimentação, higiene, irrigação e dessedentação de animais, a água é necessária para geração de energia elétrica, em diversos processos industriais e construtivos, na navegação, na limpeza em geral e, certas vezes, utilizada como meio de transporte de resíduos. Consequentemente, os múltiplos usos da água apresentam aspectos quantitativos e qualitativos (PIVELLI; KATO, 2005) (BRANCO, 1991) (BENETTI; BIDONE, 2002).

Devido à importância da água para a sobrevivência, a proximidade de corpos d'água foi uma das lógicas utilizadas no processo histórico de seleção de locais para estabelecimento de diversas civilizações. Por exemplo: entre os rios Tigre e Eufrates constituíram-se as cidades da Mesopotâmia; as cidades egípcias estendiam-se ao longo do rio Nilo; as civilizações greco-romanas se desenvolveram junto à bacia do Mediterrâneo e ao rio Tibre. O mesmo ocorreu na constituição das cidades medievais europeias – Londres ao longo do rio Tâmisa, Paris, do rio Sena, Viena e Budapeste, do rio Danúbio e Praga às margens do rio Vltava (GORSKI, 2010).

O caso da cidade de São Paulo não foi diferente. Fundada em 1554, estabeleceu-se entre os rios Tamanduateí e Anhangabaú, por quase três séculos. A Figura 1 apresenta uma carta da época. Com o ciclo do café, a cidade começa a crescer num ritmo acelerado e apresenta vários investimentos em infraestrutura urbana, como pontes, linhas de trem, saneamento, entre outros. Posteriormente, no Século XX, a industrialização, impulsionada pela oferta de energia elétrica na região gerou uma demanda por terras urbanas que levou a cidade a ampliar-se e a situar entre os rios Tietê e Pinheiros (KAHTOUNI, 2004). Nos dias atuais a cidade ultrapassa os limites físicos destes corpos d'água para além das fronteiras políticas do município, configurando uma metrópole.

estradas de ferro no início do século XIX, com os povoados acompanhando o traçado das ferrovias (GHIRARDELLO, 2002). Tal modelo deve ser considerado nos estudos sobre qualidade da água, pois nota-se que o traçado de uma linha férrea geralmente coincide com os divisores de bacias hidrográficas em razão de suas características construtivas que minimizam os movimentos de terra. Desse modo, nas regiões de nascentes, os corpos d'água possuem pouca vazão para diluir o esgoto produzido pela população dessa rede urbana, mesmo que seja tratado.

Mesmo assim, os corpos d'água submetidos a esses impactos ambientais tem capacidade de retornar às condições ecológicas iniciais. Tal processo é denominado autodepuração, que decorre da associação de vários processos de natureza física, química e biológica (HYNES, 1970). Portanto, diz-se que o corpo d'água depurou-se no ponto em que a matéria orgânica está completamente estabilizada e o oxigênio consumido foi recuperado.

Estes processos que representam a autodepuração podem ser modelados, tendo em vista que um modelo é uma representação simplificada da realidade que se deseja analisar, pois as situações reais são demasiadamente complexas para serem representadas na íntegra. Geralmente grande parte dessa complexidade é irrelevante para a resolução do problema em questão. No que toca à questão da gestão dos recursos hídricos, o uso de modelos podem auxiliar na tomada de decisões devido a diversos fatores, tais como: (i) sua utilização ser menos custosa que a análise do sistema real (isto quando possível); (ii) permite que muitos anos sejam simulados; (iii) permite o teste de diferentes alternativas; e (iv) rapidez na obtenção dos resultados (PORTO et al., 2002).

Uma vez que o gerenciamento de recursos hídricos é fundamentado na Política Nacional de Recursos Hídricos, a qual tem como instrumentos o enquadramento e a outorga, ou seja, um que estabelece a classificação das águas em função dos usos pretendidos e outro que regula as interferências sobre os recursos hídricos (captação de água, lançamento de efluentes e construção de obras hidráulicas). A modelagem matemática para simulação da qualidade das águas tem muito a contribuir nesse desafio (ANA, 2009) ao subsidiar os técnicos no entendimento do comportamento de cada trecho do rio em relação ao parâmetro de interesse para diferentes condições de cargas poluidoras e vazões de referência, auxiliando o processo decisório em relação aos usos pretendidos, além da indicação das ações recomendadas para que as metas do enquadramento sejam alcançadas.

Todavia, para que a aplicação de um modelo de qualidade da água seja efetiva, é necessário que este represente as concentrações das variáveis em estudo o mais próximo possível da realidade. Portanto, o tipo de modelo escolhido deve representar as características do corpo d'água em estudo. Por exemplo, se houver um reservatório no trecho analisado, a modelagem deve considerá-lo. Além de o equacionamento matemático ser adequado, os parâmetros desse equacionamento devem condizer com a realidade. Uma forma de se fazer isso é comparar os valores calculados pelo modelo com os valores medidos em campo, de modo a ajustar os parâmetros das equações da modelagem matemática até que se obtenha uma concordância aceitável entre os valores calculados e observados. Esse procedimento é denominado calibração.

Com a escolha do modelo correto, a devida calibração só é efetivamente concluída se dos dados observados existirem e forem representativos do sistema. Assim fica identificada a importância da coleta dos dados de qualidade e quantidade da água, assim como características topográficas, e intervenções antrópicas (reservatórios, captações e lançamentos) para elaboração desse tipo de estudo. Quando não existem modelos que subsidiam as decisões relacionadas a recursos hídricos e meio ambiente, fica difícil avaliar as possíveis alternativas para solucionar esses problemas. Como quantificar investimentos para melhorar a qualidade de rios considerados ruins? Qual a ordem de prioridade dos investimentos dentro de um plano de bacias? Portanto, há sérias implicações da falta de modelagem de corpos d'água.

Em dezembro de 2006 ocorreu uma mortandade de peixes no Rio Tietê, a jusante da Usina de Porto Góes, nas proximidades da confluência com o Rio Itaim. Nessa ocasião, a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), Agência Ambiental de Itu, acusou a EMAE (Empresa Metropolitana de Águas e Energia), responsável pela operação da barragem de Pirapora do Bom Jesus (localizado a montante da mortalidade dos peixes), de crime ambiental pelo fato ocorrido. É nesse contexto que a proposta de desenvolvimento de um modelo de qualidade da água integrando rio e reservatório aplicado ao trecho do rio Tietê onde ocorreu esse problema se insere para auxiliar a gestão de recursos hídricos, ou seja, tomada de decisões na bacia hidrográfica, operação de reservatórios e aplicação dos instrumentos de gestão.

2 Objetivos

2.1 Geral

O objetivo desta dissertação é desenvolver um modelo de qualidade da água para aplicação no trecho do rio Tietê, entre Pirapora do Bom Jesus e Salto, integrando a modelagem de qualidade da água em rio e reservatório de forma a representar o sistema ali existente. E com esse modelo verificar os possíveis impactos da operação do reservatório de Pirapora (nível de operação e vazão descarregada) aliados a carga de esgoto proveniente da RMSP na qualidade da água do rio Tietê.

2.2 Específicos

Outro objetivo para atender a calibração do modelo e melhor entendimento da região de estudo de caso foi o monitoramento para a caracterização da qualidade da água no trecho do rio Tietê.

Almejava-se constatar de que os reservatórios melhoravam a qualidade da água a jusante, e também constatar, por meio do monitoramento, que a descarga das barragens aeravam as águas descarregadas.

Também teve o objetivo de se fazer uma análise histórica dos pontos de monitoramento da qualidade da água da região.

3 Revisão bibliográfica

A revisão bibliográfica contempla os pontos chave para o desenvolvimento do trabalho e da modelagem. Portanto, inicia-se com o enquadramento de corpos d'água no Brasil, esclarecendo a maneira como os objetivos desse trabalho estão relacionados com problemas de contexto nacional. Serão tratados temas de modelagem matemática de qualidade da água e a calibração desses tipos de modelos. Outros conceitos abordados referem-se às características das variáveis de qualidade da água que serão utilizadas no estudo de caso e sua disponibilidade de dados para a sub-bacia em questão.

3.1 Enquadramento de corpos d'água no Brasil

O enquadramento de corpos d'água é um instrumento de planejamento que estabelece o nível de qualidade da água a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo. Esses níveis de qualidade da água são representados por classes de corpos d'água, que deve ser definida de acordo com as necessidades estabelecidas pela sociedade e não apenas a condição atual do corpo d'água, levando em conta as prioridades de uso da água.

O processo de enquadramento de corpos d'água é dividido em quatro etapas principais (Figura 2): (i) diagnóstico da bacia, (ii) prognóstico da bacia, (iii) elaboração da proposta de enquadramento, (vi) análise e deliberações do Comitê da Bacia e do Conselho de Recursos Hídricos (ANA, 2009).

Figura 2 - Etapas do processo de enquadramento dos corpos d'água.

Fonte: ANA (2009).

Como observado na Figura 2, a modelagem matemática situa-se na etapa de prognóstico, a qual deve levar em consideração vazões de referência, usos desejados nos trechos de rio, as variáveis de qualidade da água a serem simuladas, as cargas poluidoras e as captações de água. Outro aspecto da modelagem de qualidade da água que não é indicado nessa bibliografia é seu uso na etapa de diagnóstico. Com o auxílio de modelos podemos validar o cadastro de outorgas (tanto de outorgas de captação quanto de lançamento) e auxiliar no monitoramento, localizando postos de amostragem em pontos mais representativos. Ou seja, com o uso de modelos na etapa de diagnóstico podemos melhorar a qualidade da informação gerada.

O estudo realizado pela Secretaria de Recursos Hídricos (SRH/MMA, 1999 apud ANA, 2009) elencou os principais problemas para efetivação do enquadramento de corpos d'água, identificados pelos estados brasileiros. A Figura 3 apresenta essas dificuldades, notando-se que as principais são a falta de capacidade técnica e de metodologia.

Figura 3 - Principais problemas para a implementação do enquadramento de recursos hídricos.

Fonte: SRH/MMA (1999) apud ANA (2009).

Segundo o gráfico da Figura 3, 32 % dos problemas são relacionados à falta de capacidade técnica, na qual os recursos humanos provenientes dos programas de pós-graduação em recursos hídricos vêm a contribuir na solução desse aspecto

considerado o mais recorrente. E 26 % dos problemas são relacionados à falta de metodologia, onde o trabalho aqui desenvolvido pode contribuir como ferramenta na facilitação dos processos que envolvam o enquadramento ou a tomada de decisão.

3.2 Variáveis de qualidade da água

Uma variável de qualidade da água é todo constituinte passível de determinação na água que tenha algum significado relevante para sua aplicação. Segundo Pivelli e Kato (2005), essas variáveis podem ser agrupadas ou consideradas nos aspectos estéticos (cor, turbidez, odor, sabor, sólidos em suspensão, material flutuante, óleos e graxas, etc.), aspectos microbiológicos (bactérias, zooplâncton e fitoplâncton), aspectos químicos (inorgânicos e orgânicos), aspectos ecológicos (pH, temperatura, matéria orgânica biodegradável, oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo, importantes para a sustentação e equilíbrio da vida aquática) e aspectos econômicos (como presença excessiva de dureza – cálcio e magnésio – que podem provocar incrustações em equipamentos hidráulicos, ou boro, alumínio e sais em geral que inviabilizam o uso para irrigação e águas agressivas que provocam corrosão em superfícies metálicas).

No presente trabalho só serão descritas as variáveis de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pois o modelo desenvolvido aborda somente estas variáveis.

3.2.1 Oxigênio dissolvido (OD)

A oferta de OD em águas superficiais é vital para toda a vida aquática desse sistema. Os problemas associados a baixas concentrações de OD em rios são conhecidos a muito tempo, de forma que o ecossistema fica desequilibrado, ocasionando a mortalidade de peixes e presença de odores. Isso causa grande incomodo na população que habita as proximidades. Um exemplo é o rio Pinheiros na cidade de São Paulo, o qual tem aparelhos de transporte nas suas margens (trem e avenidas) e apresenta forte cheiro em grande parte do tempo.

O OD em corpos d'água geralmente advém da atmosfera, devido à diferença de pressão parcial exercida por este gás. Segundo Pivelli e Kato (2005), a Lei de Henry define a concentração de saturação de um gás na água em função da

temperatura. No caso do gás oxigênio, temos a concentração de saturação do oxigênio dissolvido na água (Equação 1).

$$OD_{sat} = \alpha P_{O_2} \quad (1)$$

Onde:

- OD_{sat} : concentração de saturação do oxigênio dissolvido;
- α : constante que varia inversamente proporcional à temperatura; e
- P_{O_2} : pressão exercida pelo gás oxigênio presente na atmosfera sobre a superfície da água.

O oxigênio representa aproximadamente 21% dos gases presentes na atmosfera, portanto no nível do mar a pressão é 1 atm, sendo que a parcela de pressão exercida pelo oxigênio é de 0,21 atm. Para temperatura de 20 °C, α é igual a 43,9 (PIVELLI; KATO, 2005). Resultando na concentração de saturação de oxigênio em uma água superficial de 9,2 mg.L⁻¹. Ou seja, se não houver outro processo de entrada de OD e nenhum consumo de oxigênio nessa água, sua concentração será de 9,2 mg.L⁻¹. Outro fator que interfere nesse resultado, que não é considerado nessa formulação, é a salinidade da água.

A Equação 2 representa a concentração de saturação do oxigênio dissolvido em função da temperatura da água e da cota altimétrica (APHA, 1992).

$$OD_{sat} = e^{-139,34411 + \frac{1,575701 \times 10^5}{T+273,15} - \frac{6,642308 \times 10^7}{(T+273,15)^2} + \frac{1,2438 \times 10^{10}}{(T+273,15)^3} - \frac{8,621949 \times 10^{11}}{(T+273,15)^4}} \times (1 - 0,0001148 \times h) \quad (2)$$

Onde:

- OD_{sat} : concentração de saturação do oxigênio dissolvido, em mg.L⁻¹;
- T: Temperatura da água, em °C; e
- h: cota altimétrica em relação ao mar, em m.

As taxas de aeração através da superfície da água dependem das características hidráulicas, sendo proporcional a velocidade do escoamento,

turbulência e área da superfície de contato. Outra importante fonte de OD é a fotossíntese, esse fenômeno acontece com mais frequência em águas com presença de nutrientes para desenvolvimento das algas (eutrofizadas). Segundo Piveli e Kato (2005), essa fonte é pouco significativa em rios, especialmente nos trechos iniciais, geralmente com maiores declividades e conseqüentemente maiores velocidades e a jusante de lançamentos pontuais de esgotos, devido à turbidez e cor elevadas dificultarem a penetração da luz. Portanto, a contribuição de OD proveniente da fotossíntese é mais expressiva após grande parte da atividade bacteriana na decomposição da matéria orgânica, ou em baixas velocidades, onde a penetração de luz se faz possível.

Para a determinação da concentração de OD na água são utilizados geralmente o método eletrométrico e o método químico. No estudo de caso adotou-se o método eletrométrico. Segundo Piveli e Kato (2005), para tal método utilizam-se aparelhos chamados de oxímetros, em que a sonda do eletrodo possui uma membrana que permeia seletivamente o oxigênio, tendo por base o seu raio de difusão molecular. Estes aparelhos precisam ser calibrados antes do uso, empregando-se solução de sulfito de sódio para a calibração do OD zero e água aerada e refrigerada para a calibração do valor de saturação. Apesar da simplicidade, uma vez calibrado o aparelho pode-se executar a medição direta, ocorrem frequentemente problemas de descalibração ou de perfuração ou desativação da membrana, o que leva a resultados não confiáveis, especialmente em situações de campo. Portanto, deve-se tomar cuidado em seu uso, devendo-se frequentemente comparar os resultados com aqueles obtidos pelo método químico ou com outros equipamentos.

Nestes aparelhos, dois eletrodos metálicos são mergulhados em um eletrólito contido em uma membrana seletiva. A membrana impede a passagem de água e de sólidos dissolvidos, sendo que o oxigênio e outros gases se difundem através dela. Ocorre uma reação que cria uma diferença de potencial entre os eletrodos na presença de oxigênio no eletrólito. A intensidade da corrente elétrica gerada é proporcional à concentração de OD dentro da membrana que, por sua vez, é proporcional ao OD da amostra onde o sensor encontra-se mergulhado. Há a necessidade de correção dos resultados em função da temperatura, que influencia na permeabilidade da membrana. Outro fator que pode influenciar a leitura é o esgotamento do oxigênio da amostra na camada imediatamente em contato com a

sonda. Alguns sensores vêm equipados com um pequeno vibrador que faz circular a amostra junto à membrana. Atualmente os oxímetros óticos encontram-se disponíveis para o uso em campo e eliminam esse fator de erro. A Figura 4 mostra o oxímetro de campo utilizado no estudo de caso.

Figura 4 - Oxímetro de campo

A resolução CONAMA 357, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, define os padrões de oxigênio dissolvido para águas doces (águas com salinidade igual ou inferior a 500 ppm), sendo: Classe 1 maior que 6 mg.L⁻¹, Classe 2 maior que 5 mg.L⁻¹, Classe 3 maior que 4 mg.L⁻¹ e Classe 4 maior que 2 mg.L⁻¹.

3.2.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Segundo CETESB (2014a), a DBO de uma amostra de água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20 °C é frequentemente usado e referido como

DBO_{5,20}. Os maiores acréscimos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática. Portanto, o valor deste parâmetro representa o quanto este corpo d'água está poluído com material orgânico biodegradável, no qual podemos fazer uma relação quase que direta com a quantidade de esgoto que este corpo d'água recebe. Pelo fato da DBO somente medir a quantidade de oxigênio consumido num teste padronizado, seu resultado não indica a presença de matéria não biodegradável, nem leva em consideração o efeito tóxico ou inibidor de materiais sobre a atividade microbiana.

Em 1898 foi criada a comissão real sobre a disposição de esgoto pelo governo britânico para investigar sobre quais seriam os métodos de tratamento e disposição final de águas residuais que poderiam ser adotados de forma eficaz tendo em conta: (i) a legislação, (ii) a proteção da saúde pública, (iii) a economia e (iv) os deveres da administração local. Essa comissão produziu 12 relatórios, os quais possibilitaram realização de pesquisa com recursos financeiros, e dentre esses relatórios, além da criação de variáveis da qualidade da água, que foi o caso da DBO, também se evoluiu em métodos de determinação do OD (oxigênio dissolvido) e processos de tratamento de esgoto e água para abastecimento. O tempo e a temperatura padrão em que o teste de DBO deve ser realizado foi proposto pela Comissão Real sobre a eliminação de esgoto em seu oitavo relatório, em 1912. Depois a temperatura foi normalizada a 68 °F (20 °C) e os pesquisadores também decidiram eliminar as condições anaeróbias, gerando o método nos mesmo formato de hoje (ROYAL COMMISSION ON SEWAGE DISPOSAL, 1915).

A DBO representa tudo que é passível de ser degradada por micro-organismos, em outras palavras, matéria orgânica biodegradável. Portanto a DBO é indicador muito importante nos casos de lançamento de efluentes orgânicos, principalmente esgotos, causando impacto direto nos rios, devido à depleção de oxigênio dissolvido das águas e conseqüentemente alteração na vida aquática. A Tabela 1 mostra os principais empreendimentos e seus valores.

Tabela 1 - Principais efluentes com alta concentração de DBO.

Tipo de Efluente	Concentração DBO_{5,20} (mg.L⁻¹)	
	Faixa	Valor típico
Esgoto sanitário	110-400	220
Celulose branqueada (processo Kraft)		300
Têxtil	250-600	
Laticínio	1.000-1.500	
Abatedouro bovino		1.125
Curtume (ao cromo)		2.500
Cervejaria	1.611-1.784	1.718
Refrigerante	940-1.335	1.188
Suco cítrico concentrado	2.100-3.000	
Açúcar e álcool		25.000

Fonte: Braile e Cavalcanti (1993)

Como visto na Tabela 1, a indústria de açúcar e álcool é a que contém maiores concentrações de DBO. Porém o esgoto sanitário é geralmente o que tem maior volume, portanto mesmo tendo concentrações da ordem de 1% comparado ao efluente de açúcar e álcool, sua carga é muito considerável, sem levar em consideração que esgoto sanitário é produzido em qualquer bacia, já a indústria canavieira, não. Também vale ressaltar o aterro sanitário, apesar da maior parte biodegradável do resíduo sólido já ter sido consumida dentro deste, o chorume resultante desse processo é uma importante fonte de matéria orgânica (HENZE et al., 2002).

Segundo Martins et al. (1991), a concentração de DBO_{5,20} no escoamento superficial urbano da cidade de São Paulo, mais especificamente no Córrego do Mandaqui, tem o valor médio de 166 mg.L⁻¹, ou seja, a carga difusa de DBO não é algo desprezível nos recursos hídricos. A origem da poluição difusa vem da deposição atmosférica, onde os poluentes podem ser carregados pelo escoamento superficial após sua deposição seca ou podem ser trazidos pela própria chuva, naquilo que é chamado de deposição úmida. E também da erosão. Outra origem que tem maior impacto na DBO é a acumulação nas ruas de resíduos do desgaste da pavimentação, resíduos deixados por veículos, restos de vegetação, dejetos de animais, lixo e partículas de solo como areia e argila. Tal material acumula-se junto

às guias e sarjetas. Segundo Wanielista e Yousef (1993), os valores médios de acumulação da carga de $\text{DBO}_{5,20}$ nas ruas é de 5 kg.km^{-1} de sarjeta.dia⁻¹ e em vias expressas este valor é o dobro. As concentrações de poluentes no escoamento gerado variam ao longo do evento hidrológico, formando um polutograma, com a mesma forma genérica do hidrograma correspondente (TUCCI; PORTO; BARROS, 1995), a Figura 5 mostra um exemplo real de polutograma.

Figura 5 - Polutograma da DBO e hidrograma característicos da bacia hidrográfica Canela.

Fonte: Brites e Gastaldini (2007)

A Figura 5 ilustra bem as cargas de lavagem no estudo de caso da bacia Canela, localizada no município de Santa Maria/RS, com área de 4,95 km², sendo 56% urbanizada, ressaltando a principal característica do polutograma em apresentar o pico de concentrações de poluentes antes do pico de vazão.

A coleta para este parâmetro requer alguns cuidados tanto para o ato da coleta quanto para o transporte até o laboratório. Também pode ser feita superficialmente ou em profundidade, com a ajuda da garrafa de coleta. A água deve ser armazenada em garrafa de polietileno, polipropileno ou vidro. As amostras devem ser imediatamente refrigeradas a 4 °C para o transporte, basicamente as garrafas são colocadas em caixas térmicas com gelo. Quanto ao tempo entre a

coleta e a análise, imediatamente é o melhor cenário, porém este tempo não pode ultrapassar 24 horas.

A determinação da DBO consiste em medidas da concentração de oxigênio dissolvido nas amostras, diluídas ou não, antes e após o período de incubação de 5 dias a 20 °C. Durante esse período ocorrerá redução da concentração de OD na água, consumido por microrganismos aeróbios nas reações bioquímicas de decomposição de compostos orgânicos biodegradáveis. Existem outras maneiras de se determinar o valor para a DBO que estão descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Neste trabalho será descrita somente a maneira utilizada para determinação das amostras do estudo de caso. Equipamentos:

- Oxímetro (Figura 6);
- Incubadora de DBO operando em temperatura de 20 °C (Figura 7);
- Garrafa para água de diluição e aerador (Figura 8);
- Frascos de DBO (Figura 9);
- Proveta;
- Água destilada.

Figura 6 - Oxímetro de bancada

Figura 7 - Incubadora de DBO.

Figura 8 - Garrafa para água de diluição.

Figura 9 - Frasco de DBO (~300 mL).

Reagentes:

- Solução tampão de fosfato
- Solução de sulfato de magnésio
- Solução de cloreto de cálcio
- Solução de cloreto férrico

Procedimento experimental:

A. Água de diluição:

- Na Garrafa para água de diluição coloque água destilada e aere por aproximadamente 30 minutos;
- Imediatamente após a aeração, acrescente 1 mL da solução tampão de fosfato e das soluções de sulfato de magnésio, cloreto de cálcio e cloreto férrico para cada 1000 mL de água destilada.

B. Diluição das amostras:

- No frasco de DBO, com a ajuda da proveta, transfira volume da amostra que irá determinar a diluição. Essa diluição deve permitir que o consumo de oxigênio dissolvido (OD) durante a incubação da amostra esteja entre 40 e 70% do OD inicial;
- A determinação prévia da DQO da amostra é um bom indicativo para se obter a melhor diluição para uma dada amostra.

C. Preenchimento dos frascos de DBO e incubação das amostras:

- Transferir por sifonação a água de diluição de cada balão para o frasco de DBO, enchendo-o de maneira que, quando fechado, tenha um pouco de líquido formando o selo hídrico e tendo o cuidado de não deixar bolhas no interior do mesmo. Anotar o frasco e a denominação da amostra bem com a diluição;
- Para efetivar o controle da água de diluição, preencher um frasco de DBO com água de diluição de modo semelhante ao acima explicado;
- Determinar a concentração de oxigênio dissolvido inicial (OD_i) e incubar por um período de 5 dias a 20 °C, utilizando-se a estufa incubadora de DBO. Realizar esse mesmo procedimento com o frasco contendo somente a água de diluição;
- Após 5 dias determinar a concentração de oxigênio dissolvido final (OD_f) para todas as amostras incubadas;
- Para efetivar o controle da água de diluição, verificar a quantidade de oxigênio dissolvido consumido pela água de diluição, no período de incubação, que não deve ser superior a 0,2 mg.L⁻¹.

Cálculo da $DBO_{5,20}$ (Equação 3):

$$DBO_{5,20} = (OD_i - OD_f) \times \frac{Vol_{frasco}}{Vol_{amostra}} \quad (3)$$

Onde:

- $DBO_{5,20}$: concentração de DBO em 5 dias com temperatura constante de 20 °C;
- OD_i : oxigênio dissolvido inicial, antes da incubação;
- OD_f : oxigênio dissolvido final, depois de 5 dias incubado;
- Vol_{frasco} : volume do frasco, ou volume da solução;
- $Vol_{amostra}$: volume da amostra que se colocou no frasco.

Quanto aos padrões de $DBO_{5,20}$ para águas doces, a resolução CONAMA 357 dispõe dos seguintes padrões: Classe 1 até 3 mg.L⁻¹, Classe 2 até 5 mg.L⁻¹, Classe 3 até 10 mg.L⁻¹ e Classe 4 não possui padrão para $DBO_{5,20}$.

3.3 Modelos de qualidade da água

Thomann e Mueller (1987) definem modelos de qualidade da água como modelos baseados nas leis de conservação da massa, cujo princípio é o balanço de massa contabilizando todas as entradas e saídas do sistema e todas as transformações ocorridas dentro do sistema. James (1993) define modelos de qualidade da água como representação matemática dos processos físicos de advecção e difusão, e processos bioquímicos e físicos de conversão (decomposição bacteriana, volatilização e reações químicas sofridas pelos constituintes da água). Silva (2007) identifica como objetivo da modelagem de qualidade da água reconhecer e quantificar, tanto quanto forem possíveis, as várias interações das características hidráulicas, químicas e biológicas sofridas pelas substâncias aportadas ao corpo d'água.

Segundo Chapra (1997) a modelagem da qualidade da água é o ato de representar as concentrações de constituintes nos rios através de funções matemáticas. Um exemplo típico de problema solucionado através de modelagem de qualidade da água é a definição da eficiência de tratamento de esgoto para que a concentração crítica no rio não exceda a concentração máxima de determinada variável da qualidade da água pertinente aos usos pretendidos num certo trecho. A Figura 10 ilustra o sistema de abastecimento de água e esgotamento sanitário de uma cidade destacando os aspectos do problema em apreço.

Figura 10 - Sistema de água e esgoto urbano.

Fonte: Adaptado de Chapra (1997).

Como pode ser observado na Figura 10, a estação de tratamento de água (ETA) purifica a água do rio para o consumo na cidade, a qual produz esgoto, e este é tratado na estação de tratamento de esgoto (ETE) removendo parte da carga orgânica. Por sua vez, o efluente da ETE é lançado no rio, o qual depura o restante da carga orgânica. O ponto onde ocorre a concentração crítica pode ser representado em função da carga lançada, parâmetros físicos, químicos e biológicos. No contexto brasileiro é muito comum o lançamento de esgoto sem tratamento em corpos hídricos, sendo que esta característica não inviabiliza o uso de modelos.

Em 1925, Streeter e Phelps desenvolveram as equações clássicas para simular a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e o perfil de oxigênio dissolvido (OD) em rios. Essas equações formam a base de muitos modelos de qualidade da água que têm sido desenvolvidos em todo o mundo desde então. Abaixo é demonstrada a Equações 4 que representa o decaimento de primeira ordem para DBO:

$$\begin{aligned}\frac{dL}{dt} &= -k_d L \\ \int \frac{dL}{L} &= \int -k_d dt \\ \int \frac{1}{L} dL &= -k_d \int dt \\ \ln(L) &= -k_d t + C'\end{aligned}$$

Para o instante zero, $L = L_0$

$$\begin{aligned}\ln(L_0) &= -k_d 0 + C' \\ C' &= \ln(L_0)\end{aligned}$$

Substituindo C'

$$\ln(L) = -k_d t + \ln(L_0)$$

$$e^{\ln(L)} = e^{\ln(L_0)} e^{-k_d t}$$

$$L = L_0 e^{-k_d t} \quad (4)$$

Onde:

- dL : variação da concentração de DBO;
- dt : variação do tempo;
- k_d : taxa de decaimento da DBO;
- L : concentração de DBO;
- L_0 : concentração de DBO inicial; e
- t : tempo.

O equacionamento para OD é representado pelo déficit de OD na água, conforme Equação 5:

$$D = OD_{sat} - OD \quad (5)$$

Onde:

- D : déficit de OD;
- OD_{sat} : concentração de saturação de OD; e
- OD : concentração de OD.

Portanto o cálculo do déficit de OD passado um intervalo de tempo é expresso pela Equação 6:

$$\frac{dD}{dt} = k_d L - k_a D$$

$$\frac{dD}{dt} + k_a D = k_d L$$

$$\frac{dD}{dt} + k_a D = k_d L_0 e^{-k_d t}$$

$$\frac{dD}{dt} e^{k_a t} + k_a D e^{k_a t} = k_d L_0 e^{-k_d t} e^{k_a t}$$

$$\frac{dD}{dt} e^{k_a t} + k_a D e^{k_a t} = k_d L_0 e^{(k_a - k_d)t}$$

$$\frac{dD}{dt}e^{k_a t} + D \frac{d(e^{k_a t})}{dt} = k_d L_0 e^{(k_a - k_d)t}$$

$$\frac{d(D e^{k_a t})}{dt} = k_d L_0 e^{(k_a - k_d)t}$$

$$\int d(D e^{k_a t}) = \int k_d L_0 e^{(k_a - k_d)t} dt$$

$$\int D e^{k_a t} = k_d L_0 \int e^{(k_a - k_d)t} dt$$

$$D e^{k_a t} = k_d L_0 \frac{e^{(k_a - k_d)t}}{k_a - k_d} + C'$$

para o instante zero, $D = D_0$

$$D_0 e^{k_a 0} = k_d L_0 \frac{e^{(k_a - k_d)0}}{k_a - k_d} + C'$$

$$D_0 = \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} + C'$$

$$C' = D_0 - \frac{k_d L_0}{k_a - k_d}$$

substituindo C'

$$D e^{k_a t} = k_d L_0 \frac{e^{(k_a - k_d)t}}{k_a - k_d} + D_0 - \frac{k_d L_0}{k_a - k_d}$$

$$D e^{k_a t} = \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} (e^{(k_a - k_d)t} - 1) + D_0$$

$$D = \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} (e^{(k_a - k_d)t} - 1) e^{-k_a t} + D_0 e^{-k_a t}$$

$$D = \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} (e^{(k_a - k_d)t} e^{-k_a t} - e^{-k_a t}) + D_0 e^{-k_a t}$$

$$D = \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} (e^{-k_d t} - e^{-k_a t}) + D_0 e^{-k_a t} \quad (6)$$

Onde:

- dD : variação do déficits de OD;
- dt : variação do tempo;
- k_d : taxa de decaimento da DBO;
- k_a : taxa de aeração;
- L : concentração de DBO;
- D : déficit de OD;
- L_0 : concentração inicial de DBO;
- D_0 : déficits inicial de OD; e
- t : tempo.

Nos últimos trinta anos, com o aumento do uso de computadores na área de recursos hídricos, tem havido uma série de desenvolvimentos significativos no campo da modelagem da qualidade da água e estes resultaram em uma variedade de modelos, incluindo SIMCAT, QUAL2E, QUASAR, MIKE-11 e ISIS, OutorgaLS, AcquaNet, QualUFMG, entre outros. Foi publicado também um grande número de livros que abordam os princípios de modelagem da qualidade da água, tais como James (1993), Chapra (1997) e Von Sperling (2007).

Segundo Cox (2003), há também um corpo muito grande da literatura que descreve modelos individuais e processos, mas há pouca orientação sobre a adequação de modelos particulares ou software para situações específicas ou aplicações. Para complicar ainda mais, um modelo de qualidade de água pode significar qualquer coisa, desde uma simples relação empírica, através de um conjunto de equações de balanço de massa, a um conjunto de softwares complexos.

Os modelos de qualidade da água geralmente podem ser agrupados por categorias com base: no ambiente modelado, no propósito, no número de dimensões consideradas, na forma como os processos são descritos, no tipo de dados e na variabilidade temporal. A Figura 11 resume essas categorias.

Figura 11 - Categorias de modelos de qualidade da água.

Fonte: Adaptado de Cox (2003)

As subdivisões possíveis são bastante subjetivas, mas não fornecem informação útil no que diz respeito às limitações de um determinado modelo. Por exemplo, os modelos de enquadramento são projetados para modelar os processos químicos e biológicos que afetam os determinantes de interesse e o seu objetivo principal é representar os constituintes da água. Um modelo de zona de mistura pretende apenas representar parte do sistema, localizado imediatamente a jusante de uma descarga. E um modelo do tempo de viagem fornece ao utilizador o tempo de chegada de poluentes a determinado ponto de interesse a jusante de um possível

acidente. Os modelos que representam o tempo de viagem geralmente não incluem qualquer coisa que não seja uma descrição de movimentos conservativos de soluto, mas são essencialmente simples no que toca aos processos ecológicos de modelagem da qualidade da água.

O número de dimensões simuladas por um modelo fornecem informações sobre a complexidade desse modelo e também sobre as suas aplicações específicas. Um modelo zero-dimensional (0D) não representa os processos de dispersão de contaminantes em qualquer direção, simplesmente representa os volumes e concentrações, assumindo que a massa de água é uma mistura completa. Um modelo unidimensional (1D) representa o fluxo de água, a advecção e dispersão de solutos em apenas uma direção, e assim assume-se como sendo completamente misturado em toda a sua largura e profundidade. Um modelo bidimensional (2D) irá simular a dispersão por toda a largura ou a profundidade do fluxo, mas não em ambas. Um modelo de largura constante pode ser usado na simulação de estratificação térmica de reservatórios ou em estuários, quando pode haver camadas de água salgada e de água doce em diferentes profundidades. Já um modelo de profundidade constante é útil quando o rio é largo e raso, de modo que a estratificação não seja significativa e a diferença de concentrações seja importante ao longo da largura do rio. Por sua vez, um modelo tridimensional (3D) simula os fluxos de água e transporte de poluentes em todas as direções. Estes modelos são altamente sofisticados, geralmente são utilizados para grandes reservatórios ou estuários onde a profundidade e largura têm influência sobre os processos a serem modelados, ou seja, onde os padrões de mistura são complexos.

A maneira pela qual os processos são descritos em um modelo geralmente o classifica em duas categorias: empíricos e conceituais. Mas a diferença não é clara e modelos conceituais, muitas vezes, contêm componentes derivados de bases empíricas. Modelos empíricos não tentam explicitamente modelar processos físico-químicos, em vez disso as entradas do modelo estão relacionadas diretamente com as saídas, obtidos de forma experimental. Devido a isso, os modelos empíricos podem ser denominados modelos caixa preta. Tipicamente, os modelos empíricos são regressões, e são úteis para a análise de causa efeito. Eles têm a característica de gerar resultados com pouca entrada de dados, mas é importante compreender que estes modelos estão relacionados às características dos dados utilizados para parametrizá-los, e devem ser aplicados em casos com características parecidas.

Modelos conceituais simulam a qualidade ao longo de um rio por meio de equações que tentam representar o sistema real, utilizam balanço de massa, processos de difusão, advecção e transformações dos constituintes na água. Quando se almeja a aplicação em diversos sistemas e utilização para avaliação dos impactos da mudança no sistema, modelos complexos que requerem enorme quantidade de dados de entrada são utilizados. Por exemplo, para avaliar o impacto do lançamento de esgoto num rio, as taxas de decaimento às quais os poluentes obedecem, geralmente são adquiridas pela comparação dos resultados da simulação com dados observados. O que faz na prática os modelos, mesmo que conceituais, requererem certo grau de calibração. Sendo que sempre que acontece uma alteração no sistema, uma nova calibração é necessária. Ou seja, os modelos conceituais só são aplicáveis no intervalo de confiança dos dados para os quais foram calibrados. Em todo caso, se for demonstrado que o modelo uma vez calibrado reproduzirá resultados confiáveis ao longo de uma série histórica, pode-se dizer que o modelo tem a capacidade de realizar previsões dos impactos causados por modificações no sistema.

A outra divisão de modelos é feita geralmente entre os modelos estocásticos e determinísticos. Num modelo determinístico os cálculos assumem que as variáveis de entrada e saída são fixas, ou seja, não sujeito a erros, e assim um modelo determinístico sempre produz o mesmo resultado dadas as mesmas entradas. No entanto, os modelos estocásticos são modelos executados várias vezes com variáveis de entrada diferentes (condições de contorno ou parâmetros), as quais são selecionadas a partir de uma distribuição estatística e produz uma saída, também em forma de distribuição estatística para cada cenário.

A última classificação dos grupos de modelos considera a variação no tempo, destacando-se os constantes, em que as taxas de decaimento e outros parâmetros do modelo não variam no tempo, assim como a simulação baseada numa vazão de referência. Por outro lado, os modelos dinâmicos permitem a variação dos seus parâmetros no tempo. Desta forma, esses modelos são mais complexos porque utilizam séries históricas, fazendo com que o número de variáveis aumente além de exigirem maior quantidade de dados para calibração.

3.3.1 Modelagem de rios

Kannel (2011) elencou e revisou os seis modelos mais utilizados de qualidade da água de domínio público que simulam o oxigênio dissolvido em rios e córregos. Estes modelos são: SIMCAT (simulation catchment), TOMCAT (temporal overall model for catchment), QUAL2Kw, QUAL2EU, WASP7 (water quality analysis simulation program) e QUASAR (quality simulation along rivers). Tais modelos apresentam diferenças nos processos de representação, nos dados de entrada, nas suposições e na capacidade de modelagem. Ou seja, cada um tem seus pontos fortes e fracos e todos produzem resultados satisfatórios desde que sejam devidamente aplicados. Os resultados dessa comparação mostraram que SIMCAT e TOMCAT são os modelos mais simplificados, porém úteis para analisar rapidamente o impacto de fontes pontuais. O QUAL2Kw tem opção de representar a morte de algas na DBO, portanto mais completo que o QUAL2EU, uma vez que as macrófitas desempenham importante papel nessa interação. Já a grande quantidade de dados requeridos para WASP7 e QUASAR dificulta justificar o tempo e custos necessários para a utilização destes modelos complexos. Assim um único modelo não poderia abordar todas as funcionalidades requeridas, portanto a escolha do modelo deve depender da disponibilidade de tempo, custo financeiro e aplicação específica, além da disponibilidade de dados.

Knapik (2009) implementou e calibrou o modelo de qualidade de água QUAL2E para definição e simulação de metas progressivas de remoção de carga da bacia do Alto Iguaçu (área aproximada de 3.000 km²), Região Metropolitana de Curitiba, tendo em vista o enquadramento de corpos hídricos.

Abbaspour et al. (2007) estudaram a bacia do rio Thur (área de 1.700 km²) , que está localizado no nordeste da Suíça, afluente do rio Reno, por meio do modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), que foi utilizado para simular todos os processos relacionados ao balanço hídrico, dados de quantidade, sedimentos e nutrientes na bacia.

Mourão (2010) estudou o rio Piracicaba, localizado na porção leste do estado de Minas Gerais, cuja nascente é no município de Ouro Preto e a foz está localizada na confluência de rio Doce no município de Ipatinga. Os autores utilizaram o modelo QUAL-UFMG modificado, simulando as variáveis OD, DBO, série nitrogenada, fósforo (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes.

3.3.2 Modelagem de reservatórios

Tratando-se de modelagem da qualidade da água em reservatórios, Chapra (1997) classifica o tipo de solução adotada quanto à forma do reservatório: alongado, dendrítico (com muitos afluentes chegando ao reservatório); e quanto ao tamanho do reservatório: podendo ser dividido em pequeno (tempo de residência inferior a um ano) ou grande (tempo de residência superior a um ano), e ainda em rasos (menor que 7 metros) ou profundos (maior que 7 metros). Os profundos tem a tendência de estratificar durante certos períodos do ano. A Figura 12 ilustra essa classificação.

Figura 12 - Esquemas típicos de segmentação utilizados na modelagem de reservatórios.

Fonte: Adaptado de Chapra (1997).

Portanto, esses atributos têm um impacto sobre a forma como os reservatórios são modelados, sendo o tipo de segmentação utilizado a primeira etapa para a modelagem, seguida pelo equacionamento das transformações e decaimento dos poluentes. Conforme ilustrado na Figura 12, (a) Mistura completa acontece quando se tem apenas um seguimento, representa bem um reservatório quando o tempo de residência é pequeno. São os mais utilizados para modelar a qualidade da água em reservatórios pela sua fácil aplicação. Os esquemas (b), (c), (d) e (e) da Figura 12 representam mais de um seguimento, em todas as direções. Quanto maior for o número de seguimentos que um reservatório for dividido, mais aproximamos da realidade e mais complexa fica sua aplicação.

Jesus (2006) estudou modelagem matemática 3D no reservatório Billings, localizado na RMSP, tendo como foco a avaliação da variação da qualidade da água em função de eventos específicos, tais como bombeamentos, compartilhamento de braços da represa e condições meteorológicas diversas.

3.4 Aeração nos dissipadores de energia da barragem

O dissipador de energia, como o próprio nome diz, tem a função de reduzir a energia da água após passar pelos descarregadores, de maneira a proteger o leito do rio a jusante da erosão devido à alta velocidade. Segundo Marriott (2009), a criação de um ressalto a jusante do vertedouro é a maneira mais eficaz de dissipar a alta energia da água (fluxo supercrítico). A maneira mais comum de dissipar energia é através da formação de ressalto hidráulico em uma bacia de dissipação (a jusante do vertedouro), onde pode haver: blocos de impacto, rampas, degraus ou chicanas.

O ressalto é caracterizado por um fluxo altamente turbulento, os vórtices fazem a água interagir com a superfície livre conduzindo o arrastamento de bolhas de ar e formação de gotículas na região de fluxo das duas fases. Consequentemente causa uma aeração da água, ou seja, aumento do oxigênio dissolvido. A Figura 13 ilustra o ressalto hidráulico o fenômeno de arraste do ar.

Figura 13 - Dissipador de energia.

Fonte: Adaptado de Kucukali e Cokgor (2009).

Butts e Evans (1978) estudaram as concentrações de oxigênio dissolvido antes e depois de passarem pelos vertedores de várias barragens nos Estados Unidos e propuseram a Equação 7 para modelagem do oxigênio dissolvido a jusante dos dissipadores.

$$D_{jus} = D_{mont} \times r \quad (7)$$

Onde:

- D_{jus} : Deficit de oxigênio dissolvido a jusante do dissipador;
- D_{mont} : Deficit de oxigênio dissolvido a montante do dissipador; e
- r : é a taxa de redução do deficit.

3.5 Calibração de modelos de qualidade da água

A calibração nada mais é que a variação dos parâmetros do modelo de qualidade da água de maneira a se obter uma concordância aceitável entre os dados calculados e medidos em campo (VON SPERLING, 2007). Essa concordância pode ser avaliada de forma subjetiva através de uma avaliação visual em gráfico, onde o modelador tem a responsabilidade da decisão e uma forma objetiva que visa a minimização das diferenças entre os valores já mencionados. A Figura 14 apresenta o diagrama de uma maneira sistemática de se obter a calibração.

Figura 14 - Diagrama do processo de calibração.

Fonte: Adaptado de Chapra (1997).

O fluxograma mostra que os dados de entrada podem ser divididos em um conjunto de dados supostamente certos e outro incertos (os quais se pretende calibrar). De maneira sistemática variam-se os parâmetros considerados incertos, dentro da sua faixa viável, assim obtendo o valor para esse parâmetro que satisfaz a condição da saída do ciclo. Portanto, é necessário que o estabelecimento das condições de contorno e iniciais (parâmetros hidráulicos do sistema, cargas dos poluentes que entram no sistema e os próprios dados medidos que serão comparados) sejam fixadas. De forma que quanto maior o numero de parâmetros ou variáveis do modelo que serão calibrados, pois não se tem certeza dos valores adotados, menor será a precisão e consequentemente a qualidade do modelo calibrado.

4 Metodologia

Com o proposito de utilizar uma modelagem simplificada integrando rio e reservatórios, a metodologia apresentará o modelo em rios separadamente do modelo em reservatórios, posteriormente realizando a integração contemplando a aeração nos dissipadores de energia dos barramentos. Os aspectos sobre o estudo de caso e o monitoramento das variáveis de qualidade também são tratados. Por fim são descritos os cenários a serem simulados.

4.1 Modelo de Streeter-Phelps modificado

Para os trechos de rio foram utilizadas as Equações 4 e 6 propostas por Streeter e Phelps (1925), onde as concentrações de OD e DBO ao longo do rio são calculadas a partir de uma concentração inicial e características do sistema. Regem o modelo as Equações 8 e 9 onde o tempo foi substituído pela distância do trecho do rio percorrido pela água dividido pela velocidade média do rio:

$$L = L_0 e^{-\frac{k_d}{U}x} \quad (8)$$

$$D = D_0 e^{-\frac{k_a}{U}x} + \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} \left(e^{-\frac{k_d}{U}x} - e^{-\frac{k_a}{U}x} \right) \quad (9)$$

Onde:

- L: concentração de DBO à distância x do ponto inicial;
- L_0 : concentração de DBO inicial;
- D: déficit de OD à distância x do ponto inicial;
- D_0 : déficit inicial de OD;
- k_d : constante de decaimento da DBO;
- k_a : constante de aeração;
- U: velocidade média do rio;
- x: distância do ponto inicial;

Quando ocorre a condição de anaerobiose, ou seja, a concentração de OD for igual ou menor que zero, o modelo necessita ser corrigido para OD igual a zero, pois

não existem valores negativos de OD, e a degradação da matéria orgânica se dá de forma linear (CHAPRA, 1997). Portanto, a concentração da DBO obedece a Equação 10 nesta fase anaeróbia, e para se determinar o comprimento do rio onde ocorrerá decomposição na ausência de oxigênio utilizam-se a Equação 11.

$$L = L_i - k_a O_{sat} \left(\frac{x}{U} \right) \quad (10)$$

$$x_f = \left(\frac{L_i}{k_a O_{sat}} - \frac{1}{k_d} \right) \times U \quad (11)$$

Onde:

- L_i : última concentração de DBO observada antes da condição de anaerobiose;
- x : distância do ponto onde se inicia a fase anaeróbia
- x_f : comprimento do trecho do rio onde ocorre a fase anaeróbia.

Com a composição das Equações 8, 9, 10 e 11, que representam o decaimento da DBO e consumo de OD tanto para condição anaeróbica quanto para as condições aeróbicas do rio, dispomos do modelo de Streeter-Phelps modificado. Sendo este o utilizado para modelagem dos rios no modelo integrado de qualidade da água.

4.2 Modelo de mistura completa em reservatório

O modelo de mistura completa foi adotado pelo fato dos reservatórios simulados no estudo de caso possuírem tempo de residência pequenos, além do monitoramento da qualidade da água apontar para não estratificação vertical.

O tempo de residência é o período médio que uma determinada massa de água permanece no reservatório desde a chegada até a saída, pode ser calculado a partir dos dados de volume do reservatório e a vazão descarregada, contemplada na Equação 12.

$$T_{res} = \frac{Vol}{Q_{jus}} \quad (12)$$

Onde:

- T_{res} : tempo de residência da água no reservatório;
- Vol: volume do reservatório; e
- Q_{jus} : Vazão a jusante do reservatório, ou vazão descarregada.

Para se ter uma ordem de grandeza, o reservatório de Pirapora tem 17 hm³ de volume de água para uma condição mediana dos dados observados, e uma vazão descarregada de 130 m³s⁻¹. Isso resulta em um T_{res} de 36 horas, ou 1,5 dias.

Os reservatórios são simulados com os mesmos princípios das Equações 4 e 6 propostas por Streeter e Phelps (1925), utilizando-se o tempo de residência médio da água no reservatório (Equações 13 e 14).

$$L = L_0 e^{-k_d T_{res}} \quad (13)$$

$$D = D_0 e^{-k_a T_{res}} + \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} (e^{-k_d T_{res}} - e^{-k_a T_{res}}) \quad (14)$$

Onde:

- L: concentração de DBO à distância x do ponto inicial;
- L_0 : concentração de DBO inicial;
- D: déficit de OD à distância x do ponto inicial;
- D_0 : déficit inicial de OD;
- k_d : constante de decaimento da DBO;
- k_a : constante de aeração; e
- T_{res} : tempo de residência da água no reservatório.

4.3 Modelo integrado

Para integrar os modelos de rios e reservatório, foi construída uma planilha no software Excel da Microsoft. No qual os rios foram discretizados de 100 em 100 metros e os reservatórios foram posicionados nessa rede de acordo com sua localização. Também foram posicionados os pontos de monitoramento com valores que foram utilizados para comparação na etapa de calibração. A Figura 15 retrata uma parte da interface do modelo.

Reservatório Pirapora			Reservatório Rasgão		
Vazão descarregada	Qjus	175,000 m ³ s ⁻¹	Vazão descarregada	Qjus	175,000 m ³ s ⁻¹
Cota do reservatório	H	688,000 m	Cota do reservatório	H	661,301 m
Volume do reservatório	Vol	2071496,500 m ³	Volume do reservatório	Vol	4670536,927 m ³
Tempo de residência	Tres	0,137 dia	Tempo de residência	Tres	0,309 dia
DBO afluente	Laf	94,878 mgL ⁻¹	DBO afluente	Laf	86,823 mgL ⁻¹
Taxa de decaimento DBO	Kd	0,282 dia ⁻¹	Taxa de decaimento DBO	Kd	0,183 dia ⁻¹
DBO efluente	Lef	91,284 mgL ⁻¹	DBO efluente	Lef	82,048 mgL ⁻¹
Deficit de oxigênio afluente	Daf	7,800	Deficit de oxigênio afluente	Daf	6,748
Taxa de aeração	Ka	0,100 dia ⁻²	Taxa de aeração	Ka	0,009 dia ⁻²
Deficit de oxigênio efluente	Def	7,800 mgL ⁻¹	Deficit de oxigênio efluente	Def	7,800 mgL ⁻¹
Coefficiente de aeração do dissipador	r	0,500	Coefficiente de aeração do dissipador	r	0,965
Deficit de oxigênio à jusante	Djus	3,900 mgL ⁻¹	Deficit de oxigênio à jusante	Djus	7,525 mgL ⁻¹
Reservatório São Pedro			Reservatório Porto Góes		
Deficit de oxigênio do reservatório	Dres	4,026 mgL ⁻¹	Vazão descarregada	Qjus	175,000 m ³ s ⁻¹
Coefficiente de aeração do dissipador	r	0,366	Cota	H	519,431 m
Deficit de oxigênio à jusante	Djus	2,555 mgL ⁻¹	Volume	Vol	293635,863 m ³
Dados do sistema			Tempo de residência	Tres	0,019 dias
Delta X	DeltaX	0,100 km	DBO afluente	Laf	57,102 mgL ⁻¹
Temperatura média da água	Temp	24,200 °C	Taxa de decaimento DBO	Kd	0,000 dia ⁻¹
Elevação média do rio	Elev	610,000 m	DBO efluente	Lef	57,102 mgL ⁻¹
Oxigênio de saturação	ODsat	7,800 mgL ⁻¹	Deficit de oxigênio afluente	Daf	5,131
Oxigênio dissolvido inicial	Odini	0,000 mgL ⁻¹	Taxa de aeração	Ka	0,020 dia ⁻²
Deficit de oxigênio inicial	Dini	7,800 mgL ⁻¹	Deficit de oxigênio efluente	Def	5,129 mgL ⁻¹
DBO _(5,20) do reservatório	L5ini	58,000 mgL ⁻¹	Coefficiente de aeração do dissipador	r	0,698
DBO do reservatório	L0ini	95,143 mgL ⁻¹	Deficit de oxigênio à jusante	Djus	3,582 mgL ⁻¹
Porprção balanço rio Jundiá		0,114	Rio Jundiá		
Porprção balanço rio Tietê		0,886	DBO _(5,20) do rio	L5jun	30,000 mgL ⁻¹
Velocidade média dos rios	U	0,343 ms ⁻¹	DBO do rio	L0jun	49,212 mgL ⁻¹
Velocidade média dos rios	U	29,663 km dia ⁻¹	Oxigênio do rio	Odjun	5,500 mgL ⁻¹
Taxa de decaimento DBO dos rios	Kd	0,188 dia ⁻¹	Deficit de oxigênio do rio	Djun	2,300 mgL ⁻¹
Taxa de aeração dos rios	Ka	1,119 dia ⁻¹	Vazão na confluência com Tietê	Qjun	20,000 m ³ /s

Figura 15 – Entrada de dados da planilha do modelo integrado para o trecho do rio Tietê.

A planilha é mais extensa que o mostrado na figura, aqui se focou na entrada de dados. As células em verde representam os valores adotados, em cinza os valores calibrados e em laranja claro os valores calculados.

A calibração teve o intuito de ajustar a curva das concentrações calculada à mediana dos valores observados, minimizando a soma das diferenças elevada ao quadrado. O valor ótimo foi encontrado pelo método de solução de Gradação Reduzida Generalizada (GRG) Não Linear, utilizando-se a ferramenta Solver da Frontline Systems, disponível no próprio software Excel da Microsoft.

4.4 Estudo de caso: rio Tietê entre Pirapora do Bom Jesus e Salto

4.4.1 Localização da área de estudo

O estudo de caso compreende a aplicação do modelo de qualidade da água integrando rio e reservatório no trecho do rio Tietê entre os municípios de Pirapora do Bom Jesus e Salto, a Figura 16 mostra a localização da sub-bacia que abrange o trecho de rio citado.

Figura 16 - Localização da sub-bacia do trecho do rio Tietê entre Pirapora do Bom Jesus e Salto a partir do contexto brasileiro.

A Figura 16 mostra o estado de São Paulo dentro do Brasil, depois detalha melhor as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs) do mesmo estado, destacando a UGRHI 10 do Médio Tietê e Sorocaba. Diminuindo a escala,

aponta-se a área da sub-bacia correspondente ao trecho do rio Tietê do presente trabalho, o qual tem como condições de contorno inicial o reservatório de Pirapora no rio Tietê e um ponto próximo à foz representando o rio Jundiaí.

4.4.2 Justificativa da escolha do trecho

O reservatório de Pirapora tem entre uma das suas funções o controle de inundações a jusante da barragem, especialmente a cidade de Pirapora do Bom Jesus e a Estrada dos Romeiros. Depois das obras do rebaixamento da calha do Rio Tietê as vazões afluentes ao reservatório aumentariam e seria necessário estabelecer uma nova regra operativa a fim de amortecer as cheias e reduzir os impactos da mesma a jusante do reservatório.

A nova regra resultou no rebaixamento do nível mínimo operacional do reservatório em aproximadamente 3,50 m, que seria compatível com a vazão de restrição de $700 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ na saída da barragem.

Em dezembro de 2006 foi realizado um teste de rebaixamento controlado do reservatório, com monitoramento do DAEE, EMAE e CETESB. Prevvia-se rebaixar o nível de água gradativamente, até a cota do nível mínimo operacional 688 m (RN EPUSP). No entanto, no dia 25/12/2006, ao atingir a cota 690 m o teste foi interrompido devido à ocorrência de mortandade de peixes no Médio Tietê atribuída, pela Agência CETESB de Sorocaba, à contaminação das águas causada pelo rebaixamento efetuado. Segundo a EMAE, o centro de Operação do Sistema foi informado pelo operador da Usina de Porto Góes que havia uma grande quantidade de lodo afluindo à usina, o que vinha prejudicando a operação das unidades geradoras. A vazão máxima descarregada pela Barragem de Pirapora foi igual a $411 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$.

A equipe técnica do presente estudo constatou em visita de campo e em contato com técnicos da CETESB (Agência ITU) e da Empresa Águas de ITU que a mortandade de peixes ocorreu no Rio Tietê, no dia 27/12/2006, a jusante da Usina de Porto Góes, nas proximidades da confluência com o Rio Itaim, a Figura 17 traz uma notícia sobre o acontecimento. Desde então, a EMAE não opera mais o reservatório de Pirapora nos níveis previstos pela regra de mitigação.

Figura 17 - Notícia do dia 28/12/2006 sobre a mortandade de peixes.

Fonte: Agência Folha (2006)

Diante do evento ocorrido o reservatório de Pirapora foi considerado o causador da mortandade de peixes e da péssima qualidade da água descarregada que segue para jusante. Porém não houve indícios que comprovem que a operação do reservatório é a causadora da mortandade. Além do fato das águas que afluem o reservatório estarem tão poluídas que este (assim como os outros reservatórios do trecho estudado) agem como lagoas de estabilização e aeram as águas nos dissipadores de energia, dessa forma, melhorando a qualidade da água. A modelagem da qualidade da água tenta responder estas questões.

4.5 Histórico da qualidade da água no trecho

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, CETESB, monitora o trecho desde 1974, possuindo 5 postos na região (Figura 18 e Tabela 2), dos quais 3 ainda estão ativos.

Figura 18 - Pontos de monitoramento da CETESB.

Tabela 2 - Posto de monitoramento da qualidade da água da CETESB no trecho.

Posto	Nome	Descrição	Município	Início	Termino
TIPI 04900	Reservatório de Pirapora	Próximo às comportas da barragem do Reservatório de Pirapora	Pirapora do Bom Jesus	1978	...
TIET 02250	Rio Tietê	Ponte na Av. Maria de Oliveira Bueno, em Pirapora do Bom Jesus	Pirapora do Bom Jesus	1980	2000
TIRG 02900	Reservatório de Rasgão	Próximo das comportas do Reservatório de Rasgão.	Pirapora do Bom Jesus	1978	...
TIET 02300	Rio Tietê	Jusante da Barragem da Usina Hidrelétrica São Pedro, em Itu	Itu	1983	2000
TIET 02350	Rio Tietê	A cerca de 300 m da ponte da Rodovia do Açúcar (SP-308), na Fazenda Santa Isabel.	Salto	1984	...

Fonte: CETESB (2014b).

A análise dos dados históricos de qualidade da água no trecho do rio Tiete teve foco nas variáveis de OD, DBO e temperatura da água. Analisando-se a frequência dos dados da CETESB, ficou evidente que todos os postos têm um mesmo comportamento, ou seja, basicamente dados com frequência bimestral. Outra característica são que as variáveis analisadas sempre são feitas no mesmo dia, com exceção do OD no reservatório Pirapora, que apresentou ausência de dados entre 1986 e 1990. Isso, devido ao fato que as análises são geralmente feitas no mesmo dia da coleta, observa-se também que para quaisquer quatro anos da série temos uma disponibilidade de, no mínimo, 20 dados para compor as estatísticas móveis (exceto da variável OD no reservatório Pirapora no período citado).

Para mostrar a variação da qualidade da água no tempo, os dados foram organizados de maneira cronológica e extraído o primeiro e terceiro quartil de um conjunto móvel dos dados de quarto anos de intervalo de tempo. Dessa maneira fica nítida a região que engloba 50% dos dados nesse período de quatro anos, sendo essa região inserida no meio do intervalo de tempo. Denominamos esse gráfico de Box-plot temporal, que visa evidenciar mudanças na qualidade da água que não estão correlacionadas com regime de vazões ou outra forma de sazonalidade.

Os gráficos da Figura 19, Figura 20, Figura 21, Figura 22 e Figura 23, que apresentam o comportamento da variável $DBO_{5,20}$ medida pela CETESB.

Figura 19 - Série histórica de $DBO_{5,20}$ observada no Posto TIPI 04900 (Reservatório de Pirapora).

Fonte: CETESB (2014b).

Figura 20 - Série histórica de $DBO_{5,20}$ observada no Posto TIET 02250 (Rio Tietê em Pirapora do Bom Jesus).

Fonte: CETESB (2014b).

Figura 21 - Série histórica de $DBO_{5,20}$ observada no Posto TIRG 02900 (Reservatório de Rasgão).

Fonte: CETESB (2014b).

Figura 22 - Série histórica de $DBO_{5,20}$ observada no Posto TIET 02300 (Rio Tietê em Itu).

Fonte: CETESB (2014b).

Figura 23 - Série histórica de $DBO_{5,20}$ observada no Posto TIET 02350 (Rio Tietê em Salto).
Fonte: CETESB (2014b).

A série histórica dos postos do trecho em questão mostra que nos últimos 20 anos apresentam-se valores dentro de uma faixa estreita de variação, onde basicamente saímos de valores de $DBO_{5,20}$ na ordem de 20 a 40 $mg.L^{-1}$ no Reservatório de Pirapora e chegamos a uma faixa entre 10 e 20 em Salto.

Os gráficos das Figura 24, Figura 25, Figura 26, Figura 27 e Figura 28 apresentam o comportamento da variável OD medida pela CETESB no trecho.

Figura 24 - Série histórica de OD observada no Posto TIPI 04900 (Reservatório de Pirapora).

Fonte: CETESB (2014b).

Figura 25 - Série histórica de OD observada no Posto TIET 02250 (Rio Tietê em Pirapora do Bom Jesus).

Fonte: CETESB (2014b).

Figura 26 - Série histórica de OD observada no Posto TIRG 02900 (Reservatório de Rasgão).

Fonte: CETESB (2014b).

Figura 27 - Série histórica de OD observada no Posto TIET 02300 (Rio Tietê em Itu).

Fonte: CETESB (2014b).

Figura 28 - Série histórica de OD observada no Posto TIET 02350 (Rio Tietê em Salto).

Fonte: CETESB (2014b).

No que diz respeito ao oxigênio dissolvido, observamos que o reservatório Pirapora passou praticamente 15 anos em condições de anaerobiose e vem sofrendo melhoras desde 2005. Já o posto a jusante do reservatório vem comprovar a aeração devido os dissipadores de energia, onde podemos ver que passam de zero para valores da ordem de $4,5 \text{ mg.L}^{-1}$. O trecho próximo a Itu e Salto apresentam

valores de OD compatíveis com sua classe (Classe 2, $OD \geq 5$), porém esse fator pode ter influência da aeração da descarga do reservatório de São Pedro e Porto Góes, mesmo fato que o OD é elevado a jusante da barragem de Pirapora..

Foi verificado que a qualidade da água no trecho tem uma piora gradativa do início da série (1978) até o ano de 1993 e em seguida manteve-se estável. Um evento que está intimamente ligado a este fato é que a partir de novembro de 1992, em cumprimento ao Artigo 46 da Resolução Conjunta SMA/SES nº3 de 04/09/92, foi suspenso o bombeamento das águas na Estação Elevatório de Pedreira do rio Pinheiros para o reservatório Billings, que, por sua vez, eram encaminhadas para Usina Hidrelétrica Henry Borden para geração de eletricidade. E a partir do ano de 2005 ocorre uma singela melhora que pode ser atribuída pelos esforços do projeto Tietê, o qual visa expandir a coleta e o tratamento de esgoto da RMSP.

4.6 Dados quantitativos da água

4.6.1 Reservatório Pirapora

O reservatório de Pirapora apresenta um volume de 78,702 hm³ na sua cota máxima de operação, 699 m. Seu nível operacional normal é 691 m e seu nível rebaixado é de 688 m (todos os níveis pertencem ao RN EPUSP). E sua curva cota X volume é descrita pela Equação 15, e o gráfico da Figura 29 apresenta a mesma curva e sua aproximação com a tabela fornecida pela EMAE (2012).

$$Vol = -3502,3 \times (N - 683)^4 + 101641,49 \times (N - 683)^3 - 470210,25 \times (N - 683)^2 + 662100,8 \times (N - 683) \quad (15)$$

Onde:

- Vol: volume de água, em m³; e
- N: nível do reservatório, em m (RN EPUSP).

Figura 29 - Curva cota X volume do reservatório Pirapora.

Fonte: EMAE (2012)

Nos dias que houve monitoramento da qualidade da água foi estabelecido a vazão média diária descarregada e o nível médio diário, o gráfico da Figura 30 apresenta esses resultados.

Figura 30 - Níveis e vazões descarregadas nos dias de trabalho de campo no reservatório Pirapora.

Fonte: EMAE (2012)

As barras, superior e inferior, representam o desvio padrão dos dados que foram informados com frequência horária pela EMAE.

4.6.2 Reservatório Rasgão

O reservatório Rasgão apresenta um volume de 6,677 hm³ na sua cota máxima de operação, 663m (RN EPUSP). E sua curva cota X volume é descrita pela Equação 16 e o gráfico da Figura 31 apresenta a mesma curva e sua aproximação com a tabela fornecida pela EMAE (2012).

$$Vol = 221,37(N - 646)^{3,65} \quad (16)$$

Onde:

- Vol: volume de água, em m³; e
- N: nível do reservatório, em m (RN EPUSP).

Figura 31 - Curva cota X volume do reservatório Rasgão.

Fonte: EMAE (2012)

Os valores da vazão média diária descarregada e o nível médio diário estão no gráfico da Figura 32.

Figura 32 - Níveis e vazões descarregadas nos dias de trabalho de campo no reservatório Rasgão.

Fonte: EMAE (2012)

4.6.3 Reservatório Porto Góes

O reservatório Porto Góes apresenta um volume de 0,439 hm³ na sua cota máxima de operação, 521 m (RN EPUSP). E sua curva cota X volume é descrita pela Equação 17, e o gráfico da Figura 33 apresenta a mesma curva e sua aproximação com a tabela fornecida pela EMAE (2012).

$$Vol = 4180,36(N - 512)^{2,12} \quad (17)$$

Onde:

- Vol: volume de água, em m³; e
- N: nível do reservatório, em m (RN EPUSP).

Figura 33 - Curva cota X volume do reservatório Porto Góes.

Fonte: EMAE (2012)

Os valores da vazão média diária descarregada e o nível médio diário estão no gráfico da Figura 34.

Figura 34 - Níveis e vazões descarregadas nos dias de trabalho de campo no reservatório Porto Góes.

Fonte: EMAE (2012)

4.7 Monitoramento da qualidade da água

Mesmo o trecho contando com a presença de 5 postos de qualidade da água da CETESB, houve uma necessidade de monitoramento adicional, pois a água possuía uma condição muito poluída nos três pontos mais a montante do trecho (TIPI 04900, TIET 02250 e TIRG 02900), sendo estes três pontos localizados próximos entre si. E os dois postos mais a jusante do trecho (TIET 02300 e TIET 02350) já encontrávamos uma condição depurada da água. Portanto não tínhamos indícios de como o processo acontecia, pois a cobertura espacial deixava um trecho de aproximadamente 70 km sem monitoramento. Com isso, o monitoramento adicional da qualidade da água possibilitou uma melhor precisão na calibração do modelo, além das visitas de campo ter papel importante para o entendimento do problema.

A caracterização da qualidade da água do trecho em estudo de aproximadamente 83 quilômetros do rio Tietê, para as variáveis de OD, $DBO_{5,20}$ e temperatura, foi divulgado por Tercini e Mélo Junior (2013), que concluiu que os dados levantando por essas campanhas representam e caracterizam a qualidade da água no trecho entre Pirapora do Bom Jesus e Salto.

O monitoramento para a caracterização do trecho se deu ao longo do ano de 2012 com a frequência mensal, portanto totalizam 12 campanhas, nos dias: 19 de janeiro; 23 de fevereiro; 7 de março; 17 de abril; 15 de maio; 26 de junho; 12 de julho; 16 de agosto; 20 de setembro; 25 de outubro; 2 de novembro; 5 de dezembro. A Tabela 3 apresenta os pontos de monitoramento deste estudo, onde foram medidas as concentrações de OD e $DBO_{5,20}$, além da temperatura da água.

Tabela 3 - Pontos de monitoramento.

Ponto	Identificação	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Rio
1	Reservatório Pirapora	-23,391667	-46,994806	694	Tietê
2	Ponte de Pirapora	-23,395917	-47,004778	684	Tietê
3	Reservatório Rasgão	-23,382944	-47,029306	675	Tietê
4	Mesas na estrada dos Romeiros	-23,349639	-47,044806	666	Tietê
5	Ponte do sítio em Cabreúva	-23,300861	-47,167611	600	Tietê
6	Reservatório São Pedro	-23,280833	-47,240333	553	Tietê
7	Reservatório Porto Góes	-23,209889	-47,296917	524	Tietê
8	Ponte dos Pescadores	-23,203833	-47,302111	498	Tietê
9	Ponte da Eucatex em Salto	-23,205750	-47,286444	530	Jundiaí

A Tabela 3 mostra os nove pontos de monitoramento, sendo oito deles localizados no rio Tietê e um no rio Jundiaí. A latitude, longitude e altitude foram adquiridas utilizando o equipamento Garmin GPSMAP 76S. Nos reservatórios de Pirapora, Rasgão e Porto Góes foram realizadas duas medidas e amostragens, uma de superfície (1 metro abaixo da superfície) e outra de fundo (1 metro acima do fundo), com a finalidade de verificar estratificação dos reservatórios. A Figura 35 ilustra esse tipo de coleta.

Figura 35 - Esquema da coleta de Superfície e Fundo para um mesmo ponto.

O mapa da área de estudo é apresentado na Figura 36. Especifica-se a localização dos pontos de monitoramento e o traçado do rio, contemplando também a área correspondente à sub-bacia do trecho estudado. E na Figura 37 encontra-se o esquema didático.

Figura 36 - Mapa dos pontos de monitoramento do trecho do rio Tietê entre Pirapora do Bom Jesus e Salto.

Figura 37 - Esquema dos pontos de monitoramento para o estudo de caso.

A Figura 37 apresenta o esquema unifilar dos trechos do rio Tietê e Jundiaí, com as distâncias entre os pontos de monitoramento, tal distância foi medida através das imagens do Google™ Earth. Buscou-se alocar os pontos de maneira a representar os reservatórios e logo a jusante, pois havia uma hipótese de que a descarga dos reservatórios aerava as águas, e isso foi comprovado nos resultados. Outro fator de alocação era o espaçamento e facilidade de acesso ao local da coleta, por exemplo, pontes que cortam o rio Tietê são raras nesse trecho e todas foram exploradas, incluindo as de domínio particular, que é o caso do ponto 5. O trecho entre o ponto 4 e 5 destoa dos demais, com mais de 40 km, devido às dificuldades de acesso. Nesse trecho a vegetação é densa e não existem estradas que possibilitam o acesso ao rio.

Os materiais utilizados para a coleta foram caixa térmica com gelo, garrafas de polietileno de 1L, oxímetro de campo, luvas e garrafa Hale (Figura 38).

Figura 38 - Alguns materiais utilizados na coleta.

Os valores de OD coletados com a garrafa precisaram ser ajustados, devido à interferência que a garrafa causa no momento da coleta para esta variável, por conter ar em seu interior e ocorrer turbilhonamento na entrada de água. Essa característica foi percebida após o terceiro mês de coleta, portanto de abril em

diante resolveu-se, nos pontos onde era possível introduzir a sonda diretamente na água, anotar os valores coletados com a garrafa e diretamente no corpo d'água. A correlação feita entre os valores foi linear como a Figura 39 mostra o ajuste, e assim utilizou-se essa correlação para os pontos onde não foram medidos diretamente o OD.

Figura 39 - Gráfico da correlação entre os valores medidos com na garrafa e diretamente no rio.

A regressão linear ajustada para os dados, com R^2 de 0,95, é apresentada na Equação 18:

$$OD = 1,08 \times OD_{garrafa} - 1,07 \quad (18)$$

Onde:

- OD: concentração de oxigênio dissolvido medido diretamente;
- $OD_{garrafa}$: concentração de oxigênio dissolvido medido com a garrafa.

Na coleta para a variável DBO, a água foi armazenada em garrafas de polietileno de 1L e imediatamente refrigerada com gelo em caixa térmica e

transportada até o laboratório onde se procedeu a incubação das amostras no dia seguinte.

As análises da DBO foram realizadas no Laboratório de Saneamento Prof. Lucas Nogueira Garcez da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Os procedimentos e materiais utilizados já foram abordados na revisão bibliográfica, mais especificamente no tópico 3.2.2. A Figura 40 ilustra as instalações e alguns equipamentos utilizados para determinação da $DBO_{5,20}$.

Figura 40 - Encubando a $DBO_{5,20}$.

Foram feitas para a mesma amostra três diluições diferentes para comparação estatística, caso ocorresse algum erro.

4.8 Definição dos cenários

Após obter um modelo calibrado com os dados do monitoramento, realizou-se a simulação de doze cenários, variando-se a vazão descarregada, nível e concentração afluyente de DBO no reservatório Pirapora conforme combinação apresentada na Figura 41.

Figura 41 - Definição dos cenários.

A vazão descarregada pelo reservatório Pirapora de 700 m³.s⁻¹ representa o máximo permitido, 411 m³.s⁻¹, um valor intermediário, idêntico à vazão descarregada no evento de mortandade de peixes e 130 m³.s⁻¹ representa uma vazão comumente descarregada, estabelecida pela mediana observada no monitoramento.

O nível do reservatório Pirapora de 691 m (RN EPUSP) significa o nível normal de operação e 688 m o nível rebaixado.

E as concentrações afluentes de DBO_{5,20} foram determinadas como o valor obtido pela calibração, 37 mg.L⁻¹, ou seja, o valor encontrado para que o modelo representasse o cenário das medianas dos valores medidos em campo, denominado qualidade da água afluyente comum, e 56 mg.L⁻¹ é a concentração afluyente ao sistema que eleva a DBO_{5,20} do reservatório Pirapora até o 3º quartil dos dados observados, denominado qualidade da água afluyente ruim.

Dessa forma tentou-se representar três patamares de vazão descarregada (alto, médio e baixo), duas possibilidades de níveis (normal e rebaixado) e dois níveis quanto à qualidade da água que provem da RMSP (comum e ruim).

5 Resultados e Discussão

Este tópico analisa os resultados do monitoramento da qualidade da água com base nos trabalhos de campo e laboratoriais, e apresenta os resultados da calibração e modelagem dos cenários.

5.1 Monitoramento da qualidade da água

A Tabela 4 traz os valores das variáveis monitoradas com suas respectivas unidades para cada campanha realizada em 2012. Sendo que o ponto 1 na profundidade à 1 m do fundo não pôde ser feita no mês de Janeiro, devido à corda da garrafa de coleta ser curta e não atingir a profundidade necessária. Nos meses posteriores o problema foi corrigido.

Tabela 4 - Valores das variáveis monitoradas em cada mês.

Ponto	Variável	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Ponto 1 superfície	OD (mg.L ⁻¹)	0,60	0,33	1,04	0,71	0,00	0,03	0,08	0,12	0,46	0,49	1,19	0,73
	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	13	28	21	50	32	18	28	45	64	25	47	25
	Temp. (°C)	22,5	24,5	25,3	23,8	19,3	18,6	18,9	20,4	23,6	25,1	25,5	26,7
Ponto 1 fundo	OD (mg.L ⁻¹)	-	0,31	0,95	0,47	0,51	1,84	0,93	0,76	0,72	0,00	0,22	0,52
	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	-	25	22	63	30	18	28	43	62	30	47	45
	Temp. (°C)	-	24,6	24,7	24,0	19,6	18,5	18,7	20,4	23,4	25,9	25,7	26,5
Ponto 2	OD (mg.L ⁻¹)	4,57	2,51	5,80	3,01	4,15	5,90	3,86	2,77	1,52	3,67	1,34	3,74
	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	17	22	20	41	29	17	26	43	49	22	38	22
	Temp. (°C)	22,7	25,4	24,8	23,9	19,7	18,6	19,0	20,3	24,1	24,1	25,5	26,4
Ponto 3 superfície	OD (mg.L ⁻¹)	3,50	0,07	2,46	0,33	0,31	3,08	1,60	0,15	0,43	0,51	0,59	1,23
	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	15	14	17	28	28	16	17	41	42	22	32	16
	Temp. (°C)	23,2	26,5	25,8	24,4	20,3	19,8	19,5	21,2	24,0	23,9	26,0	26,0
Ponto 3 fundo	OD (mg.L ⁻¹)	3,35	0,12	3,08	1,41	0,62	4,56	2,37	1,22	0,49	1,23	0,98	2,61
	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	15	14	27	27	30	16	16	40	44	22	35	19
	Temp. (°C)	23,2	26,2	25,2	24,5	20,5	19,0	19,6	21,2	24,1	25,0	26,0	25,9
Ponto 4	OD (mg.L ⁻¹)	3,33	0,93	2,27	0,70	0,48	3,22	1,90	0,14	0,30	0,80	0,35	1,17
	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	23	10	16	30	25	14	14	38	38	19	32	13
	Temp. (°C)	23,1	26,2	24,9	24,6	20,2	18,8	19,2	21,4	23,9	24,4	25,8	25,9
Ponto 5	OD (mg.L ⁻¹)	2,98	2,66	4,31	3,74	1,24	5,52	4,73	0,60	1,62	2,08	2,25	2,95
	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	10	6	17	15	21	11	10	24	28	10	20	10
	Temp. (°C)	23,8	26,5	25,8	23,8	20,7	19,1	18,9	21,5	22,8	24,6	25,1	26,1
Ponto 6	OD (mg.L ⁻¹)	3,34	3,71	6,25	5,85	6,86	8,01	7,71	6,00	4,91	6,19	6,22	5,67
	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	10	9	14	17	18	11	9	21	27	9	16	9
	Temp. (°C)	24,8	27,2	26,2	25,0	20,5	19,3	19,1	21,1	24,0	24,7	25,4	26,4
Ponto 7 superfície	OD (mg.L ⁻¹)	3,97	3,50	5,06	6,24	6,43	8,16	7,50	5,57	4,79	5,68	5,83	5,60
	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	8	8	18	20	19	12	11	20	21	8	26	16
	Temp. (°C)	24,6	27,8	26,0	25,8	20,6	19,4	19,1	21,4	23,7	24,5	24,8	26,3
Ponto 7 fundo	OD (mg.L ⁻¹)	3,33	3,82	5,29	6,00	7,09	7,89	7,43	5,87	4,51	5,18	5,66	5,11
	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	7	10	16	22	18	10	11	20	22	8	24	17
	Temp. (°C)	24,4	27,9	25,9	25,2	20,5	19,3	19,1	21,4	23,8	24,5	25,0	26,8
Ponto 8	OD (mg.L ⁻¹)	4,94	4,69	5,95	6,33	7,39	8,70	7,67	6,60	5,96	6,93	5,95	5,75
	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	10	10	20	20	18	12	13	20	23	7	21	18
	Temp. (°C)	25,3	28,6	27,1	25,8	20,5	19,8	19,1	21,9	23,4	25,1	24,9	26,5
Ponto 9	OD (mg.L ⁻¹)	4,40	4,04	3,50	4,72	5,54	7,13	6,00	4,61	2,55	5,32	4,29	3,65
	DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	12	25	63	51	25	15	21	26	51	3	55	32
	Temp. (°C)	24,8	27,2	26,4	25,7	19,5	18,9	18,7	21,2	24,0	23,1	24,5	26,7

Foi verificado que não há disparidade nos valores das variáveis entre as medidas de superfície e de fundo nos reservatórios, logo se conclui que estes reservatórios não estratificaram, o que é pode ser reforçado pelo pequeno tempo de residência para qualquer reservatório simulado, apresentando a mediana dos dados observados de 36 horas para o reservatório de Pirapora, 10 horas para o reservatório de Rasgão e 1 hora para o reservatório de Porto Góes. Portanto o valor para representação do ponto é a média entre ambos (superfície e fundo).

A fim de se obter uma representação estatística dos dados, os mesmos foram representados no formato boxplot (Figura 42), que apresenta os valores extremos (máximo e mínimo), o 1º e 3º quartil, que delimita o intervalo interquartil (região com 50% dos dados) e a mediana.

Figura 42 – Características do boxplot.

A seguir, nas Figura 43, Figura 44 e Figura 45 são mostrados os *boxplots* para as variáveis em estudo: OD, $\text{DBO}_{5,20}$ e Temperatura, para todos os pontos amostrados.

Figura 43 - Boxplot dos valores de OD para cada ponto.

Figura 44 - Boxplot dos valores de DBO_{5,20} para cada ponto.

Figura 45 - Boxplot dos valores da temperatura para cada ponto.

Os valores de OD e DBO se mostraram a tendência de melhora na qualidade das águas do rio Tietê até o ponto 6 (Reservatório São Pedro) e, após a confluência com o rio Jundiaí, sofre uma leve piora. Os pontos 2 e 8 são logo a jusante de barramentos, o que comprova a importância da aeração causada pelos dissipadores de energia das descargas de fundo ou dos vertedores desses reservatórios. Já a temperatura mostrou não variar no trecho em questão.

Os três pontos ativos, onde a CETESB realiza o monitoramento da qualidade da água no trecho em estudo, podem ser relacionados com os pontos monitorados no trabalho. O ponto TIPI 04900 pode ser relacionado com P1 (Reservatório de Pirapora), no ano de 2012 foram realizados 6 campanhas por parte da CETESB nos dias 26/01, 07/03, 23/05, 19/07, 26/09 e 29/11. Interessante comparar o dia sete de março, que é comum para ambos os monitoramentos, sendo 49 mg.L⁻¹ de DBO_{5,20}, a concentração de OD de 0,21 mg.L⁻¹ e a temperatura de 26,2 °C medidos pela CETESB, contra 22 mg.L⁻¹ de DBO_{5,20}, a concentração de OD de 0,99 mg.L⁻¹ e a temperatura de 25 °C medidos pelo presente trabalho. As estatísticas para comparação entre dos dados do reservatório de Pirapora são apresentadas na Figura 46.

Figura 46 - Comparação entre os monitoramentos no reservatório de Pirapora, em 2012.

Apesar da grande diferença entre os valores medidos para $DBO_{5,20}$ no dia sete de março no reservatório de Pirapora (XXXXXX colocar valores XXXXXX), a comparação geral de todos os dados, comparando as separatrizes, mostra correlação entre os dados.

O ponto TIRG 02900 pode ser relacionado com P3 (Reservatório de Rasgão), no ano de 2012 foram realizados 6 campanhas por parte da CETESB nos mesmo dias do ponto TIPI 04900. O dia sete de março é comum para ambos os monitoramentos, sendo 23 mg.L^{-1} de $DBO_{5,20}$, a concentração de OD de $0,21 \text{ mg.L}^{-1}$ e a temperatura de $27,7 \text{ }^{\circ}\text{C}$ medidos pela CETESB, contra 22 mg.L^{-1} de $DBO_{5,20}$, a concentração de OD de $2,77 \text{ mg.L}^{-1}$ e a temperatura de $25,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ medidos pelo presente trabalho. As estatísticas para comparação entre os dados do reservatório de Rasgão são apresentadas na Figura 47.

Figura 47 - Comparação entre os monitoramentos no reservatório de Rasgão, em 2012.

Apesar da grande diferença entre os valores medidos para OD no dia sete de março no reservatório de Rasgão, a comparação geral de todos os dados, comparando os box-plots, mostra correlação entre os dados.

O ponto TIET 02350, que está a cerca de 300 m da ponte da Rodovia do Açúcar (SP-308) pode ser relacionado com P8 (Ponte dos Pescadores), no ano de 2012 foram realizados 6 campanhas por parte da CETESB nos dias 28/02, 11/04, 13/06, 14/08, 03/10 e 04/12. As estatísticas para comparação entre dos dados do reservatório de Rasgão são apresentadas na Figura 48.

Figura 48 - Comparação entre os monitoramentos a jusante do reservatório de Porto Góes, em 2012.

A comparação das separatrizes dos dados mostra correlação entre os dados a jusante do reservatório de Porto Góes, em 2012. Com isso fica evidente que os dados levantados pelo monitoramento da qualidade água neste trabalho tem a mesma ordem de grandeza dos dados monitorados pela CETESB.

Para melhor representar o trecho do rio Tietê foram traçados os gráficos dos perfis de OD (Figura 49) e DBO_{5,20} (Figura 50), com o intuito de ter uma espacialização dos dados ao longo do trecho, mostrando as estatísticas em forma de box-plot com valores: mínimo, 1º quartil, mediana, 3º quartil, e máximo.

Figura 49 - Perfil do OD no trecho.

Figura 50 - Perfil de DBO_{5,20} no trecho

Os valores de OD no reservatório de Pirapora (ponto 1) são muito baixos e apresentam melhora logo a jusante da barragem (ponto 2) devido à aeração sofrida no dissipador de energia dos descarregadores, porém o OD é rapidamente consumido pela grande demanda ao longo do rio e vai sendo recuperado de maneira natural (pontos 3, 4, 5 e 6). No reservatório de Porto Góes, confluência com o rio Jundiáí, os valores de OD apresentam piora e logo a jusante da barragem sobe devido ao mesmo motivo de aeração nos vertedores.

Os valores de $DBO_{5,20}$ decaem naturalmente do início até o reservatório de São Pedro (pontos 1, 2, 3, 4, 5 e 6), devido ao próprio consumo da matéria orgânica, à diluição pela vazão natural das respectivas sub-bacias dos trechos e também por não apresentar lançamentos de magnitude relevante. Porém no reservatório de Porto Góes, onde ocorre a mistura com as águas do rio Jundiaí, os valores dessa variável aumentam e são praticamente idênticos nos pontos 7 e 8, porque a distância entre eles é pequena. Não foi mostrado o perfil de temperaturas, pois essa é praticamente constante ao longo do trecho de rio.

A Figura 51 mostra o perfil do rio Tietê para as medianas dos valores de OD e $DBO_{5,20}$ ligando os pontos linearmente, e os valores das medianas para OD e $DBO_{5,20}$ medidos no rio Jundiaí.

Figura 51 - Perfil das medianas de OD e $DBO_{5,20}$ no rio Tietê e valores do rio Jundiaí.

Pode-se observar na Figura 51 o efeito da autodepuração ocorrida nesse trecho do rio, tendo três particularidades a serem levadas em consideração: (i) a aeração causada pela descarga dos barramentos, (ii) aeração muito forte no trecho entre os pontos 5 e 6 e (iii) piora da qualidade da água após confluência com o rio Jundiaí, visto que, apesar do OD no rio Jundiaí não ser tão baixo, os valores de DBO tem a ordem de grandeza do início do trecho do rio Tietê.

5.2 Calibração do modelo integrado

Os resultados da calibração do modelo mostram viabilidade para simulação dos cenários propostos. Foram considerados como condição de contorno os valores medianos dos dados observados no monitoramento, sendo adotados para vazão descarregada pelo reservatório Pirapora $130 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, reservatório Rasgão, $119,56 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, e Porto Góes, $115,24 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Os níveis dos reservatórios foram 691,67 m em Pirapora, 661,30 m em Rasgão, e 519,43 em Porto Góes. A temperatura média da água foi adotada como sendo de $24,2 \text{ }^\circ\text{C}$ e a elevação média dos rios de 610 m. As concentrações de OD e $\text{DBO}_{5,20}$ da vazão afluente ao reservatório foram 0 e 37 mg.L^{-1} , respectivamente. As concentrações consideradas para o rio Jundiá foram de $5,5 \text{ mg.L}^{-1}$ para OD e 30 mg.L^{-1} . Foi considerada a vazão na confluência do rio Jundiá com Tietê como sendo de $20 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. A calibração do modelo integrado de qualidade da água resultou nos valores dos parâmetros contidos na Tabela 5.

Tabela 5 - Tabela dos parâmetros calibrados para os reservatórios do sistema modelado.

Parâmetro	Reservatório	Valor	Unidade
k_d	Pirapora	0,282	dia^{-1}
K_a	Pirapora	0,100	dia^{-1}
r	Pirapora	0,500	
k_d	Rasgão	0,183	dia^{-1}
K_a	Rasgão	0,009	dia^{-1}
r	Rasgão	0,965	
r	São Pedro	0,366	
k_d	Rasgão	0,000	dia^{-1}
k_a	Rasgão	0,020	dia^{-1}
r	Rasgão	0,968	

K_d : Taxa de decaimento DBO; **K_a :** Taxa de aeração; **r :** Coeficiente de aeração do dissipador.

Outros parâmetros também foram calibrados para representar os trechos de rio, resultando em velocidade média de $0,343 \text{ m.s}^{-1}$, taxa de decaimento DBO $0,188 \text{ dia}^{-1}$ e taxa de aeração de $1,12 \text{ dia}^{-1}$. No processo de calibração foi identificada uma corredeira localizada entre os quilômetros 63,3 e 66,6, que afetava a taxa de aeração, sendo adotado k_a igual a 10 dia^{-1} nos 3,3 km especificados.

Os gráficos da Figura 52 e Figura 53 mostram o perfil das concentrações de OD e DBO calculadas pelo modelo integrado de qualidade da água, indicando a representatividade dos parâmetros do modelo de simulação.

Figura 52 - Perfil calibrado do modelo para a variável $DBO_{5,20}$.

Figura 53 - Perfil calibrado do modelo para a variável OD.

A Tabela 6 apresenta valores de k_d (taxa de decaimento DBO) obtidos em diversos estudos realizados, discriminados pelo local e identificado o método de obtenção do dado.

Tabela 6 - Valores de k_d em diversos estudos.

Local	K_d (dia ⁻¹)	Método
Rio Potomac, EUA	0,14 ± 0,023	estudo de campo
Rio Potomac, EUA	0,16 ± 0,05	
Rio Willamette, EUA	0,1 a 0,3	
Rio Chattahoochee, EUA	0,16	
Rio Ganga, India	3,5 a 5,6	estudo de campo
Rio Yamuna, India	1,4	
Rio Shenandoah, EUA	0,4	estudo de campo
Rio Merrimack, EUA	0,01 a 0,1	estudo de campo
Riacho Gray, EUA	1,44	calibração de modelo
Lago Onondaga, EUA	0,1	calibração de modelo
Rio Yampa EUA	0,4	calibração de modelo
Rio Skravad, Dinamarca	0,15	estudo de campo
	0,9	
Riacho Seneca	0,008	
Kansas (6 rios)	0,20 a 0,60	vários métodos
Michigan (3 rios)	0,56 a 3,37	
Rio Truckee, EUA	0,36 a 0,96	
Virginia (3 rios)	0,30 a 1,25	
Rio Potomac, EUA	0,4	
Carolina do Sul (3 rios)	0,3 a 0,35	
Nova York (2 rios)	0,125 a 0,4	
Nova Jersey (3 rios)	0,2 a 0,23	
Canal Houston, EUA	0,25	
Rio Cape Fear, EUA	0,23	
Rio Holston, EUA	0,4 a 1,5	calibração de modelo
Baia de New York	0,05 a 0,25	
Rio White, EUA	0,004 a 0,66	laboratório
Rio Fork Kings do norte, EUA	0,2	
Lago Washington, EUA	0,2	
Rio Ouachita, EUA	0,15	calibração de modelo
	0,17	
	0,02	laboratório
Baia de São Francisco	0,2	
Rio Boise, EUA	0,75	
Rio Trinity, EUA	0,06 a 0,30	
Rio Wilamette, EUA	0,07 a 0,14	laboratório
Rio Arkansas, EUA	1,5	laboratório e estudo de campo
Rio Lower Sacramento, EUA	0,41	
Rio Delaware	0,31	
Riacho Wappinger, EUA	0,31	
Estuario Potomac	0,16 e 0,21	
Rio Speed, Canadá	1	estudo de campo

Fonte: Bowie et al. (1985)

O valor encontrado pelo método da calibração para k_d de $0,188 \text{ dia}^{-1}$ encontrado para o rio Tietê nesse estudo tem a mesma ordem de grandeza de outros estudos realizados para rios como Potomac, Willamette, Chattahoochee, White, Fork Kings do norte, Ouachita e Trinity, nos EUA além do rio Skravad na Dinamarca.

O perfil calculado aproxima-se muito das medianas dos dados coletados, conferindo assim uma calibração adequada para simulação dos cenários. Um dos valores calibrados teve sua confirmação num ensaio realizado para a amostra do mês de junho das águas coletadas no reservatório Pirapora. Este ensaio resumiu-se a medir o consumo de oxigênio diariamente, utilizando o equipamento OxiDirect® BSB BOD da AQUALYTIC), desta maneira criando uma curva da DBO no tempo apresentado no gráfico da Figura 54 justamente com a curva calculada com taxa de decaimento igual $0,282$ (calibrado pelo modelo).

Figura 54 – k_d determinado pelo ensaio de DBO com frequência diária de medição.

Portanto, o valor de k_d calibrado para representar a modelagem do reservatório Pirapora aderiu aos valores obtidos pelo ensaio de DBO com frequência diária de medição, aproximando-se do ajuste obtido pelos dados observados, cujo o coeficiente de determinação foi de $0,9646$. Este fato confirma a qualidade da calibração deste parâmetro.

Mourão (2010) também aplicou para rio Piracicaba, metodologia de calibração otimizando valores de k_d . O estudo adotou taxas de decaimento da DBO diferentes para cada trecho, sendo que a variação desse parâmetro foi entre 0,08 e 1. A taxa de aeração foi calculada por meio de equações que levam em consideração a profundidade e a velocidade do escoamento.

Knapik (2009) determinou em laboratório o coeficiente de desoxigenação carbonácea para dois pontos na bacia do Alto Iguaçu, Região Metropolitana de Curitiba, em que os valores situaram-se entre 0,03 e 0,56 d^{-1} , para um ponto e entre 0,07 e 0,34 d^{-1} , para outro ponto. Esses dados confirmam qualidade da calibração obtida nesse estudo.

5.3 Modelagem dos cenários

Os cenários simulados foram definidos levando em conta a variação das características operacionais do reservatório Pirapora, conforme Tabela 7.

Tabela 7 - Cenários simulados.

Cenário	Descrição	Vazão descarregada (m³.s⁻¹)	Nível (m)	DBO_{5,20} afluente (mg.L⁻¹)
1	Alta vazão descarregada, nível normal e qualidade da água afluente comum	700	691	37
2	Alta vazão descarregada, nível rebaixado e qualidade da água afluente comum	700	688	37
3	Alta vazão descarregada, nível normal e qualidade da água afluente ruim	700	691	56
4	Alta vazão descarregada, nível rebaixado e qualidade da água afluente ruim	700	688	56
5	Média vazão descarregada, nível normal e qualidade da água afluente comum	411	691	37
6	Média vazão descarregada, nível rebaixado e qualidade da água afluente comum	411	688	37
7	Média vazão descarregada, nível normal e qualidade da água afluente ruim	411	691	56
8	Média vazão descarregada, nível rebaixado e qualidade da água afluente ruim	411	688	56
9	Baixa vazão descarregada, nível normal e qualidade da água afluente comum	130	691	37
10	Baixa vazão descarregada, nível rebaixado e qualidade da água afluente comum	130	688	37
11	Baixa vazão descarregada, nível normal e qualidade da água afluente ruim	130	691	56
12	Baixa vazão descarregada, nível rebaixado e qualidade da água afluente ruim	130	688	56

5.3.1 Cenário 1

O cenário 1 representa vazão descarregada pelo reservatório Pirapora alta ($700 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), nível do reservatório Pirapora normal (691) e qualidade da água afluenta ao reservatório Pirapora comum (37 mg.L^{-1}).

Figura 55 - Perfil do cenário 1 para a variável $\text{DBO}_{5,20}$.

Figura 56 - Perfil do cenário 1 para a variável OD.

Mantendo-se o nível normal do reservatório e executando um descarregamento alto de vazão verifica-se um aumento considerável de matéria

orgânica em relação a condição mediana (cenário atual, correspondente a condição de calibração), porém não ocorre anaerobiose, e os valores após Porto Góes são aceitáveis ($OD > 2 \text{ mg.L}^{-1}$).

5.3.2 Cenário 2

O cenário 2 representa vazão descarregada pelo reservatório Pirapora alta ($700 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), nível do reservatório Pirapora rebaixado (688 m) e qualidade da água afluyente ao reservatório Pirapora comum (37 mg.L^{-1}).

Figura 57 - Perfil do cenário 2 para a variável $DBO_{5,20}$.

Figura 58 - Perfil do cenário 2 para a variável OD.

Rebaixando-se o nível do reservatório e executando um descarregamento alto de vazão, verifica-se o aumento de matéria orgânica em relação a condição mediana. Comparado ao cenário 1, este aumento não foi significativo. Não ocorreu anaerobiose no trecho, mas as concentrações de OD ficam muito comprometidas entre Cabreúva (P4) e Itu (P5), e os valores após Porto Góes continuam aceitáveis, não sendo muito influenciados pelo nível do reservatório.

5.3.3 Cenário 3

O cenário 3 representa vazão descarregada pelo reservatório Pirapora alta ($700 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), nível do reservatório Pirapora normal (691) e qualidade da água afluyente ao reservatório Pirapora ruim (56 mg.L^{-1}).

Figura 59 - Perfil do cenário 3 para a variável $DBO_{5,20}$.

Figura 60 - Perfil do cenário 3 para a variável OD.

Verificou-se que a carga orgânica proveniente da RMSP impacta muito a qualidade da água do trecho. Mesmo mantendo-se o nível normal do reservatório ao executar um descarregamento alto de vazão, verifica-se o aumento de matéria orgânica comparado com o cenário 2. Ocorreu anaerobiose no trecho e os valores após Porto Góes (P7) passam a ser não aceitáveis ($OD < 2 \text{ mg.L}^{-1}$).

5.3.4 Cenário 4

O cenário 4 representa vazão descarregada pelo reservatório Pirapora alta ($700 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), nível do reservatório Pirapora rebaixado (688 m) e qualidade da água afluente ao reservatório Pirapora ruim (56 mg.L^{-1}).

Figura 61 - Perfil do cenário 4 para a variável $\text{DBO}_{5,20}$.

Figura 62 - Perfil do cenário 4 para a variável OD.

Mantendo-se as condições do cenário 3, e rebaixando-se o reservatório de Pirapora, verificou-se que somente o trecho da corredeira (entre P5 e P6) não apresenta anaerobiose, impactando, inclusive, a jusante do reservatório de Porto Góes (P7), que passa a ter OD igual, ou muito próximo, de zero.

5.3.5 Cenário 5

O cenário 5 representa vazão descarregada pelo reservatório Pirapora média ($411 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), nível do reservatório Pirapora normal (691) e qualidade da água afluyente ao reservatório Pirapora comum (37 mg.L^{-1}).

Figura 63 - Perfil do cenário 5 para a variável DBO_{5,20}.

Figura 64 - Perfil do cenário 5 para a variável OD.

Com as mesmas condições do cenário 1, alterando o descarregamento do reservatório para valores médios, o perfil de DBO é levemente abatido, porém as concentrações de OD não sofrem muita alteração quando comparada com o mesmo cenário com vazões alta.

5.3.6 Cenário 6

O cenário 6 representa vazão descarregada pelo reservatório Pirapora média ($411 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), nível do reservatório Pirapora rebaixado (688 m) e qualidade da água afluente ao reservatório Pirapora comum ($37 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

Figura 65 - Perfil do cenário 6 para a variável DBO_{5,20}.

Figura 66 - Perfil do cenário 6 para a variável OD.

Rebaixando o nível do reservatório em relação ao cenário 5, o perfil de DBO não é afetado significativamente, não ocorre anaerobiose no trecho, mas os níveis de OD ficam muito comprometidos entre Cabreúva e Itu. Quando comparado ao cenário 2, o qual tem como diferença a vazão descarregada maior, não se nota alterações significativas na qualidade da água.

Numa oportunidade de monitoramento da qualidade da água (CETESB, 2007), com características parecidas com este cenário, foi concluído que o

rebaixamento do reservatório de Pirapora não implicou em impactos significantes na qualidade do rio Tietê. Essa conclusão foi baseada em 3 pontos de monitoramento: o reservatório Rasgão, a jusante do reservatório de São Pedro e a jusante do reservatório de Porto Góes. Isso vem a subsidiar a qualidade dos resultados da modelagem, pois tais características também se observam nas localidades dos pontos de monitoramento. Sendo que o modelo identificou um impacto entre Cabreúva e Itu, mas não foi confirmado pelo monitoramento devido à ausência de um ponto de amostragem nesse trecho.

5.3.7 Cenário 7

O cenário 7 representa vazão descarregada pelo reservatório Pirapora média ($411 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), nível do reservatório Pirapora normal (691 m) e qualidade da água afluyente ao reservatório Pirapora ruim (56 mg.L^{-1}).

Figura 67 - Perfil do cenário 7 para a variável DBO_{5,20}.

Figura 68 - Perfil do cenário 7 para a variável OD.

Verificou-se, mais uma vez, que a carga orgânica proveniente da RMSP impacta muito a qualidade da água do trecho. Mesmo com o nível normal do reservatório e executar um descarregamento médio, verifica-se o aumento de matéria orgânica comparado ao cenário 6. Apresenta características muito próximas aos resultados do cenário 3, onde ocorre anaerobiose e os valores a jusante do reservatório Porto Góes passam a ser não aceitáveis ($OD < 2 \text{ mg.L}^{-1}$).

5.3.8 Cenário 8

O cenário 8 representa vazão descarregada pelo reservatório Pirapora média ($411 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), nível do reservatório Pirapora rebaixado (688 m) e qualidade da água afluyente ao reservatório Pirapora ruim (56 mg.L^{-1}).

Figura 69 - Perfil do cenário 8 para a variável $DBO_{5,20}$.

Figura 70 - Perfil do cenário 8 para a variável OD.

Mantendo-se as condições do cenário 7, e rebaixando-se o reservatório de Pirapora, verificou-se os resultados assemelham-se ao do cenário 4, não é registrado jusante do reservatório de Porto Góes $OD = 0$. Porém os valores são muito próximos, conferindo assim uma pequena relevância da variação da vazão descarrega do reservatório em comparação com as concentrações afluentes de $DBO_{5,20}$.

5.3.9 Cenário 9

O cenário 9 representa vazão descarregada pelo reservatório Pirapora baixa ($130 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$), nível do reservatório Pirapora normal (691 m) e qualidade da água afluente ao reservatório Pirapora comum ($37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Figura 71 - Perfil do cenário 9 para a variável $\text{DBO}_{5,20}$.

Figura 72 - Perfil do cenário 9 para a variável OD.

Este cenário é muito parecido com o perfil da calibração, sendo o cenário com a melhor qualidade da água simulado no trabalho. A qualidade a jusante do reservatório Porto Góes é considerada boa, mantendo concentrações de OD acima de 4 mg.L^{-1} .

5.3.10 Cenário 10

O cenário 10 representa vazão descarregada pelo reservatório Pirapora baixa ($130 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), nível do reservatório Pirapora rebaixado (688 m) e qualidade da água afluyente ao reservatório Pirapora comum (37 mg.L^{-1}).

Figura 73 - Perfil do cenário 10 para a variável DBO_{5,20}.

Figura 74 - Perfil do cenário 10 para a variável OD.

Rebaixando o nível do reservatório de Pirapora em relação ao cenário 10, verificamos uma piora significativa da qualidade da água para as duas variáveis analisadas. A DBO tem um aumento no perfil e o OD fica ausente num pequeno trecho em Cabreúva. Mesmo com essa piora significativa, a qualidade a jusante de Porto Góes ainda apresenta-se satisfatória ($OD > 2 \text{ mg.L}^{-1}$).

5.3.11 Cenário 11

O cenário 11 representa vazão descarregada pelo reservatório Pirapora baixa ($130 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), nível do reservatório Pirapora normal (691 m) e qualidade da água afluente ao reservatório Pirapora ruim (56 mg.L^{-1}).

Figura 75 - Perfil do cenário 11 para a variável $DBO_{5,20}$.

Figura 76 - Perfil do cenário 11 para a variável OD.

Mantendo-se as condições do cenário 9 de vazão descarregada baixa, o volume do reservatório normal, e alterando-se a carga orgânica que entra no reservatório Pirapora, verificou-se ausência de oxigênio entre Pirapora do Bom Jesus (P1) e Itu (P6), e padrões aceitáveis a jusante de Porto Góes.

Comparado ao cenário 1, que tem característica de vazão descarregada alta e pouca poluição, a qualidade da água para todo o perfil é pior, ou seja, confirma ainda mais a pequena relevância da vazão descarrega em comparação com a qualidade da água afluyente.

5.3.12 Cenário 12

O cenário 13 representa vazão descarregada pelo reservatório Pirapora baixa ($130 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), nível do reservatório Pirapora rebaixado (688 m) e qualidade da água afluyente ao reservatório Pirapora ruim (56 mg.L^{-1}).

Figura 77 - Perfil do cenário 12 para a variável DBO_{5,20}.

Figura 78 - Perfil do cenário 12 para a variável OD.

As qualidade da água a jusante do reservatório de Porto Góes é impactada perante o cenário 11 (sem rebaixamento), apresentando concentrações de OD menores que 2 mg.L⁻¹, o que pode comprometer a sobrevivência de algumas espécies de peixes.

5.4 Comparação entre os cenários

A pior situação foi constatada no cenário 4 onde a alta vazão descarregada, nível rebaixado e qualidade da água afluyente ruim em conjunto conferiram a pior qualidade da água no trecho. Entretanto o cenário 9 em que a vazão descarregada baixa, nível normal e qualidade da água afluyente comum resultaram no cenário mais otimista e assim o mais parecido com o cenário mediano do monitoramento utilizado para a calibração do modelo.

Os impactos na qualidade da água a jusante do reservatório de Pirapora, do ponto de vista operacional estudado, apresenta maior reflexo perante o nível de operação do reservatório, assim modificando o volume que o reservatório se encontra, dessa maneira alterando o tempo de residência da água, sendo que quanto maior o tempo de residência maior o decaimento da matéria orgânica e consequentemente uma melhor qualidade da água é encontrada no trecho. A vazão

descarregada interfere menos na qualidade da água do trecho, comparada ao nível de operação do reservatório, porém tem impacto sobre os parâmetros de qualidade da água.

A qualidade da água afluente ao reservatório de Pirapora sobressai perante os aspectos operacionais do mesmo, sendo que, operando o reservatório da maneira mais conservadora possível (baixa vazão descarregada e nível normal), quando a carga de matéria orgânica proveniente da RMSP é alta, o trecho entre Pirapora do Bom Jesus e Cabreúva fica anóxico e a região de Salto apresenta concentrações de OD e DBO cerca de 3 e 20 mg.L⁻¹, respectivamente.

A Figura 79 apresenta de forma unifilar a concentração de OD para todos os cenários estudados, compreendendo o trecho do rio Tietê a jusante da barragem de Pirapora com a finalidade de compará-los.

Figura 79 - Comparação entre os cenários.

Conforme apresentado na Figura 79, os cenários comuns de qualidade da água afluente ao reservatório de Pirapora (cenários 1, 2, 5, 6, 9 e 10) não apresentam anaerobiose no trecho estudado. Em contrapartida todos os cenários com qualidade ruim da água, afluente ao reservatório Pirapora (cenários 3, 4, 7, 8, 11 e 12), apresentam anaerobiose entre os reservatórios de Pirapora (km 0) e São Pedro (km 70). Este resultado destaca que a qualidade da água afluente ao reservatório é a principal influência na qualidade da água a jusante desse reservatório, pois está relacionada à grande demanda de oxigênio provocada pela carga orgânica da RMSP.

Os aspectos operacionais do reservatório de Pirapora (variação de nível e descarga) também influenciam a qualidade da água a jusante. Os cenários que consideram o nível normal de operação (cenários 1, 3, 5, 7, 9 e 11) apresentam uma melhor qualidade da água geral em todo o trecho em estudo do que os cenários (2, 4, 6, 8, 10, 12) em que o reservatório está rebaixado. Resultado semelhante acontece quando são comparadas a vazões descarregadas pelo reservatório. A qualidade da água em todo o trecho nos cenários de vazões baixas (cenários 9, 10, 11 e 12) é melhor em relação às vazões médias descarregadas (cenários 5, 6, 7 e 8). Por sua vez, os cenários de vazões médias descarregadas apresentam melhor qualidade da água do que os cenários de vazões altas (cenários 1, 2, 3 e 4).

Os resultados indicaram que a alternativa mais eficiente para diminuir os impactos na qualidade da água para jusante é reduzir a carga orgânica gerada pela RMSP. Esta alternativa requer um planejamento de longo prazo e envolve investimentos financeiros de grande porte. Outra possibilidade para minimizar os impactos na qualidade da água a jusante é manter o reservatório com níveis elevados e descarregar vazões baixas. As consequências desta operação produzem resultados no curto prazo e não envolve grandes investimentos. Entretanto, manter o nível do reservatório alto diminui a capacidade de controle de cheias e aumenta a probabilidade de descargas elevadas em eventos de cheia, comprometendo a qualidade da água para jusante.

A condição de rebaixamento do reservatório (688 m), mesmo que para vazões baixas quando a qualidade da água a montante de Pirapora é ruim, conferiu uma qualidade não aceitável a jusante do reservatório de Porto Góes, concentrações de OD inferiores a 2 mg.L^{-1} , o que pode provocar impactos na sobrevivência de algumas espécies de peixes. Manter o nível normal (691 m) de

operação minimiza esse impacto (Cenário 11), elevando as concentrações de OD para níveis acima de 2 mg.L⁻¹.

Vale ressaltar que as condições levaram ao evento de mortandade de peixes ocorrido em dezembro de 2006 são similares ao cenário 6. O parecer dado pela CETESB (2007) inferiu que o rebaixamento do reservatório não impactou a qualidade da água a jusante do barramento de Pirapora. A mesma observação foi encontrada na análise do cenário 6 para os mesmos pontos citados no parecer (reservatório de Rasgão e a jusante do reservatório de Porto Góes). Porém, percebeu-se que a qualidade da água calculada pelo modelo, no trecho intermediário, foi impactada pelo rebaixamento do reservatório. Como o parecer não monitorou pontos no trecho intermediário, essa constatação não pode ser verificada, o que não invalida o parecer.

Verificou-se que os reservatórios localizados nesse trecho melhoram a qualidade da água, pois possuem a capacidade de amortecer a carga orgânica e aerar a água nos dissipadores de energia. Destaca-se o reservatório de Pirapora, que possui o maior volume e, conseqüentemente, o maior tempo de residência. Isso sem contar os benefícios proporcionados pelos reservatórios se tratando de amortecimento de ondas de cheia.

Portanto existe um conflito entre os interesses do uso do reservatório de Pirapora para amortecimento de cheias e para manutenção de qualidade da água. Quanto mais rebaixado este estiver, melhor para resolver problemas relacionados a cheias, pois maior será seu volume de espera, por outro lado, menor será o tempo de residência da água no reservatório que atua como praticamente uma lagoa de estabilização.

6 Conclusões

O modelo que considera a modelagem de qualidade da água em rio e reservatório, desenvolvido e aplicado no trecho do rio Tietê, entre Pirapora do Bom Jesus e Salto, representou com confiabilidade a realidade ali existente. Foi constatada a devida calibração graças aos dados do monitoramento realizado em 2012 e à utilização de ferramentas de otimização poderosas e de fácil manuseio. O modelo permite simular outros cenários de operação do reservatório de Pirapora ou qualidade da água afluente do mesmo. Além da possibilidade de ser adaptado facilmente a outras bacias hidrográficas com características semelhantes ao contexto analisado.

A análise do histórico da qualidade da água utilizando-se o box-plot temporal ilustrou uma piora gradativa do início da série até o ano de 1993 e em seguida manteve-se estável, devido a suspensão do bombeamento das águas na Estação Elevatório de Pedreira do rio Pinheiros para o reservatório Billings. E a partir do ano de 2005 ocorre uma melhora que pode ser atribuída pelos esforços do projeto Tietê, o qual visa expandir a coleta e o tratamento de esgoto da RMSP.

Com o modelo integrado calibrado, foram verificados os possíveis impactos da operação do reservatório de Pirapora (vazão descarregada e nível) aliados à qualidade das águas provenientes da RMSP na qualidade da água do rio Tietê a jusante deste barramento.

Os resultados dos cenários indicaram que o principal fator que causa impacto na qualidade da água a jusante do reservatório de Pirapora, dentre os que foram avaliados, é a carga de $DBO_{5,20}$ afluente, seguido pelo nível do reservatório e depois, com menor relevância, a vazão descarregada.

Portanto a alternativa mais eficiente para diminuir os impactos na qualidade da água para jusante é reduzir a carga orgânica gerada pela RMSP. Esta alternativa requer um planejamento de longo prazo e envolve investimentos financeiros de grande porte.

Outra possibilidade para minimizar os impactos na qualidade da água a jusante é manter o reservatório com níveis elevados e descarregar vazões baixas. As consequências desta operação produzem resultados no curto prazo e não envolve grandes investimentos. Entretanto, manter o nível do reservatório alto

diminui a capacidade de controle de cheias e aumenta a probabilidade de descargas elevadas em eventos de cheia, comprometendo a qualidade da água para jusante.

REFERÊNCIAS

ABBASPOUR, Karim C.; YANG, Jing; MAXIMOV, Ivan; Siber Rosi; BOGNER Konrad; MIELEITNER Johanna; ZOBRIST Juerg e SRINIVASAN Raghavan. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, Volume 333, p. 413-430, 2007.

AGÊNCIA FOLHA. Rio Tietê tem mortandade de dez toneladas de peixes. Folha de São Paulo. Campinas. 28 dez. 2006. Disponível em: <<http://www1.folha.uol.com.br/folha/cotidiano/ult95u129839.shtml>>. Acesso em: 26.fev.2014.

ANA, Agência Nacional de Águas. Implementação do enquadramento em bacias hidrográficas no Brasil. Brasília, 2009.

APHA (American Public Health Association). 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. APHA, Washington, DC.

BENETTI, Antonio e BIDONE, Francisco. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, Carlos E. M.. Hidrologia: ciência e aplicação. Editora da UFRGS e ABRH, Porto Alegre, 2002.

BOWIE, G.L., MILLS, W.B., PORCELLA, D.B., CAMPBELL, C.L., PAGENKOPF, J.K., RUPP, G.L., JOHNSON, K.M., CHAN, P.W.H. e GHERINI, S.A.. Rates, constants and kinetics formulations in surface water quality modeling. 2ª ed. EPA/600/3-85/040. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Athens, 1985.

BRAILE, P. M. e CAVALCANTI, J. E. W. A.. Manual de tratamento de águas residuárias industriais. CETESB, São Paulo, 1993.

BRANCO, M. Branco. A água e o homem. In: PORTO, Rubem La Laina (org) Hidrologia Ambiental. EDUSP e ABRH, São Paulo, 1991.

BRASILCONNECTS CULTURA & ECOLOGIA; MUSEU DE ARTE CONTEMPORÂNEA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO; EXÉRCITO BRASILEIRO. Leituras Cartográficas Históricas e Contemporâneas. São Paulo, 2003 exposição (acervo do historiador Waldir Rueda).

Brites, Ana Paula Zubiaurre; GASTALDINI, Maria do Carmo Cauduro. Avaliação da Carga Poluente no Sistema de Drenagem de Duas Bacias Hidrográficas Urbanas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* Volume 12 n.4 Out/Dez 2007, págs. 211-221.

BUTTS, T. A.; EVANS, R. L.. Effect of Channel Dams on Dissolved Oxygen Concentration in Northeastern Illinois Streams. Illinois State Water Survey Circular. 1978

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Glossário. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/institucional/institucional/70-glossario>>. Acesso em: 19.fev.2014a.

_____. Relatório de Qualidade: Pontos de Monitoramento e Qualidade das Águas Superficiais. Disponível em: <<https://servicos.cetesb.sp.gov.br/infoaguas/>>. Acesso em: 26.fev.2014b.

_____. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2012. São Paulo, 2013.

_____. Informação Técnica nº 001/07/EEQH – Monitoramento da qualidade do Rio Tietê durante as operações de rebaixamento dos níveis do Reservatório de Pirapora. São Paulo, 31.jan.2007.

CHAPRA, S.C. Surface water-quality modeling. McGraw Hill, New York, 1997.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005. Publicada no DOU nº 053, de 18.mar.2005, págs. 58-63.

COX, B.A.. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. The Science of the Total Environment, Volumes 314-316, p. 303–334, Outubro de 2003.

EMAE, Empresa Metropolitana de Águas e Energia S.A.. Dados solicitados USP PIR RAS PGO. Planilha do Microsoft Excel (.xlsx). 2012.

GHIRARDELLO, N. À beira da linha: formações urbanas da Noroeste Paulista. São Paulo: Editora UNESP, 2002. 235 p. ISBN 85-7139-392-3.

GORSKI, Maria Cecília Barbieri. Rios e Cidades: Ruptura e Reconciliação. Senac, São Paulo, 2010.

HENZE M., HARREMOES P., LA COUR JANSEN J., ARVIN E.. Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes. Springer, New York, 2002.

HYNES, H.B. Noel. The Ecology of Running Waters. Toronto: Univ. Toronto Press., 1970.

JAMES, A.. An introduction to water quality modeling. 2 ed, John Wiley & Sons, Londres, 1993.

JESUS, José Antônio Oliveira de. Utilização de modelagem matemática 3D na gestão da qualidade da água em mananciais - aplicação no Reservatório Billings. Tese. Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

KAHTOUNI, Saide. Cidade das águas. RiMa, São Carlos, 2004.

KANNEL Prakash R.; KANEL, Sushil R.; LEE, Seockheon; LEE, Young-Soo; GAN, Thian Y.. A Review of Public Domain Water Quality Models for Simulating Dissolved Oxygen in Rivers and Streams. Environmental Modeling & Assessment, Volume 16, 2º edição, p. 183-204, Abril de 2011.

KNAPIK, Heloíse Garcia. Reflexões sobre Monitoramento, Modelagem e Calibração na Gestão de Recursos Hídricos: Estudo de caso da Qualidade da Água da Bacia do Alto Iguaçu. Dissertação. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

KUCUKALI, S.; COKGOR, S.. Energy Concept for Predicting Hydraulic Jump Aeration Efficiency. *Journal of Environmental Engineering*, Volume 135, 2ª edição, p. 105–107. Fevereiro de 2009.

MARRIOTT, Martin. *Civil Engineering Hydraulics*, 2009.

MARTINS, R.H.O., CHIEH, H.L.T., SOUZA, S.F.N., HERMANN, R.M.. Carga poluidora difusa gerada na Região Metropolitana de São Paulo. In: *Anais do IX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Associação Brasileira de recursos Hídricos, Rio de Janeiro, 1991.

MOURÃO JUNIOR, Polynice Rabello. *Aplicação do Modelo de autodepuração de Qualidade das Águas QUAL-UFGM*. Dissertação. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2010.

PIVELLI, Roque Passos e KATO, Mario Takayuki. *Qualidade das águas e poluição: Aspectos físico-químicos*. ABES, São Paulo, 2005.

PORTO, Rubem La Laina et al.. *Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos*. Editora da UFRGS, Porto Alegre, 2002.

ROYAL COMMISSION ON SEWAGE DISPOSAL. *Final report of the commissioners appointed to inquire and report what methods of treating and disposing of sewage: General summary of conclusions and recommendations*. Londres, 1915.

SILVA, Nayana Grasielle Marques. *Modelagem da Qualidade da Água no Trecho de Vazão Reduzida (TVR) do Aproveitamento Hidrelétrico de Capim Branco I no Rio Araguari-Mg*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007

STREETER, H. W., PHELPS, E. B. *A study of the natural purification of the Ohio River*. Public Health Bulletin 146, Public Health Service, Washington, 1925.

TERCINI, João R. B.; MÉLLO JUNIOR, Arisvaldo V.. *Caracterização da qualidade da água do rio Tietê entre Pirapora do Bom Jesus e Salto*. In: *XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. ABRH. Bento Gonçalves, 2013.

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

TUCCI, C.E.M; PORTO, R.L.; BARROS, M.T. (orgs). *Drenagem Urbana*. ABRH, 1995.

VON SPERLING, M. V. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2007.

WANIELISTA, M.P., YOUSEF, Y.A.. *Stormwater Management*. John Wiley & Sons, New York, 1993.

ANEXO A – FOTOS DO MONITORAMENTO

Ponto 1 - Reservatório Pirapora

Figura 80 - Fotos do reservatório Pirapora (rio Tietê)

Figura 81 - Detalhe da descarga de fundo, vertedor e a jusante do barramento.

Ponto 2 - Ponte de Pirapora

Figura 82 - Fotos do rio Tietê nas proximidades da ponte em Pirapora.

Ponto 3 - Reservatório Rasgão

Figura 83 - Fotos do reservatório Rasgão, sua descarga e o canal escavado em rocha que dá nome ao reservatório.

Ponto 4 - Mesas na estrada dos Romeiros

Figura 84 - Fotos das margens do rio Tietê na altura das mesas de “picnic” da estrada dos Romeiros.

Ponto 5 - Ponte do sítio em Cabreúva

Figura 85 - Fotos do rio Tietê sob a ponte de uma propriedade particular no município de Cabreúva.

Ponto 6 - Reservatório São Pedro

Figura 86 - Fotos do reservatório de São Pedro e detalhe do seu vertedor.

Pontos 7 - Reservatório Porto Góes

Figura 87 - Fotos do reservatório de Porto Góes, detalhes do seu canal de desvio para geração de energia e vertedores.

Ponto 8 - Ponte dos Pescadores

Figura 88 - Fotos do monumento da ponte dos Pescadores e do rio Tietê nas proximidades.

Ponto 9 - Ponte da Eucatex em Salto

Figura 89 - Fotos do rio Jundiá sob a ponte próxima a Eucatex em Salto e detalhes da coleta.