**Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública**

**Utilização de modelagem matemática 3D na gestão
da qualidade da água em mananciais – aplicação no
Reservatório Billings**

José Antônio Oliveira de Jesus

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública para obtenção do grau de Doutor em Saúde Pública.

Área de Concentração: Saúde Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Sérgio Eiger

São Paulo, 2006

Utilização de modelagem matemática 3D na gestão da qualidade da água em mananciais – aplicação no Reservatório Billings

José Antônio Oliveira de Jesus

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo para obtenção do grau de Doutor em Saúde Pública.

Área de Concentração: Saúde Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Sérgio Eiger

São Paulo, 2006

Autorizo, exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, por processos fotocopiadores.

Assinatura:

Data:

Água namora com uma pedra
a pedra sempre feliz vai ficar.

A água corre no rio e esse
rio cai no mar.

O mar segura o mundo
e o mundo segura o mar de novo.

Os dois seguram os homens
e os homens, será que vão segurar?

Yanin Kaiabi

Agradecimentos

Começando, agradeço ao Prof. Dr. Sérgio Eiger, amigo e orientador, que manteve o leme, viabilizando o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço a todos com quem trabalhei em aplicações de modelos matemáticos de qualidade da água ao longo de minha vida profissional.

À turma da HIDROCONSULT que foi onde, em 1981, comecei a trabalhar com modelos matemáticos aplicados a Planos Diretores de Saneamento em bacias do estado de São Paulo.

Na cronologia, ao Prof. Dr. Joel Branski, orientador de mestrado na EESC-USP, quando mergulhei nas equações diferenciais e soluções numéricas para desenvolver e aplicar um modelo 2D no Guaíba.

Ao CNEC, que foi onde comecei a trabalhar com modelagem de reservatórios, principalmente em hidrelétricas na Amazônia.

À ENGE-RIO, onde tive condições e oportunidades de desenvolver vários trabalhos de modelagem tanto em águas doces como no mar.

À COBRAPE, onde comecei a trabalhar com a questão de recursos hídricos em áreas urbanas, e que me proporcionou o desenvolvimento do presente trabalho.

A todos os parceiros com quem trabalhei.

Ao JSF e BID, que deram suporte financeiro e institucional para o desenvolvimento da modelagem na Bacia do Alto Tietê, donde brotou o presente trabalho.

À CETESB, e toda sua equipe, pela criação de condições para a execução dos estudos de modelagem no Alto Tietê.

Às instituições parceiras neste trabalho com a CETESB: CEPLEA, SABESP, EMAE e DAEE, e seus técnicos, que tornaram possível o trabalho.

As equipes do CWR, UFSCar, NJS, KK e da COBRAPE que participaram no trabalho de modelagem, em especial à Maika, Léo, Dani e Sérgio.

À Lúcia, Mitsu e Fábio, pelas revisões e formatações do texto, tornando-o mais compreensível, diminuindo os ruídos de comunicação.

Aos familiares e amigos queridos que ouviram muito sobre modelagem matemática e gestão de recursos hídricos.

Finalmente à Ligia e Cecilia, filhas queridas, de quem tenho muito orgulho.

RESUMO

A modelagem matemática de qualidade da água é uma técnica que tem mostrado excelentes resultados na elaboração de prognósticos da qualidade da água. Em função do uso do solo, das condições hidrometeorológicas e da gestão da infraestrutura existente, a quantidade e o tipo de poluentes afluentes aos corpos receptores têm uma grande variação, o que, por sua vez, traz implicações à qualidade da água e consequentemente à saúde pública e ao meio ambiente. Modelos matemáticos mais complexos, simulando o escoamento tridimensional em reservatórios, com a capacidade de representar o transporte, circulação e reações de poluentes, embora largamente utilizados em outros países, ainda são pouco difundidos em nosso país.

No presente momento a RMSP é palco de diversos programas que visam à melhoria e manutenção da qualidade da água do Alto Tietê. Isto inclui o Projeto Tietê, a ampliação da calha do Tietê, e o programa de proteção de mananciais, todos eles com grande esforço de técnicos nacionais e aporte de recursos por organismos financiadores internacionais como BID, BIRD e JBIC. Tendo isto em mente, e a discussão dos instrumentos definidos no marco regulatório envolvendo as políticas nacional e estadual de recursos hídricos, a avaliação da implantação de modelos matemáticos de qualidade da água mais complexos na realidade nacional, como o aqui proposto, assume grande relevância.

Neste trabalho verifica-se a viabilidade da implantação de modelos matemáticos 3D na RMSP, e sua utilização como subsídio à discussão de questões específicas referentes à gestão dos recursos hídricos, as quais dificilmente poderiam ser avaliadas sem sua utilização. A aplicação do modelo 3D no Reservatório Billings, viabilizada através de um acordo de cooperação firmado entre CETESB e BID, fornece subsídios à avaliação das alterações da qualidade da água neste reservatório, em função de questões como, por exemplo, variações nos bombeamentos do Rio Pinheiros e/ou das condições meteorológicas, e evidencia a importância do envolvimento de técnicos de todas as instituições atuantes na gestão do reservatório para o sucesso da utilização da modelagem.

SUMMARY

Mathematical modeling has proved to be an extremely useful technique in forecasting water quality. Because of different hydrometeorological conditions and the different ways in which land is used and existing infrastructure is managed, there is considerable variation in the volume and type of pollutant flowing into the receptor bodies. This has implications for water quality and, consequently, public health. More complex mathematical models, simulating three-dimensional reservoir flows and capable of representing pollutant transportation, circulation and reactions, although widely adopted in other countries, are still underutilized in Brazil.

Currently, the RMSP is the scene of several programs designed to improve and maintain water quality in the Alto Tiete basin. These include the Tiete Project, the widening of the Tiete River bed and the water source protection program, all of which are being carried out by national specialists with the help of funding from the IDB, the JBIC and the World Bank. Bearing all this in mind, assessing the implementation of more complex mathematical models is imperative for any discussion of the instruments defined by the regulatory framework for federal and state water resource policy.

This thesis addresses the feasibility of implementing 3D mathematical models in the RMSP and their utilization as an aid in the discussion of specific water resource management problems, which would be otherwise be difficult to assess. The application of the model to the Billings Reservoir, thanks to a cooperation agreement between CETESB and the IDB, supplies valuable input for the discussion of the model's results in evaluating the changes in the reservoir's water quality engendered by such factors as the pumping of water from the Pinheiros River, reservoir segmentation and basin occupation. At the same time it also highlights that if the utilization of such modeling is to be a success, then it is vital that specialists from all the reservoir management institutions are involved.

ÍNDICE

Agradecimentos	i
Resumo	ii
Summary	iii
Lista de Abreviaturas, Siglas	v
Lista de Figuras	vii
Lista de Tabelas	x
1. INTRODUÇÃO	01
1.1. Definição do problema	01
1.2. A gestão dos recursos hídricos no Brasil	07
1.3. Modelos matemáticos de qualidade da água	15
1.4. Justificativa da pesquisa	32
2. OBJETIVOS	37
2.1. Objetivo geral	37
2.2. Objetivos específicos	37
3. METODOLOGIA	38
3.1. O modelo utilizado	38
3.2. A Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings	50
3.3. Preparação dos dados para implantação do modelo para o Reservatório Billings	57
3.4. Cenários de simulação	81
4. RESULTADOS	94
4.1. Implantação do modelo	94
4.2. Cenários de ocupação e operação	108
5. DISCUSSÃO	120
5.1. Os resultados do modelo	120
5.2. A utilização do modelo	128
5.3. Dados utilizados	130
6. CONCLUSÕES	133
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	137

Lista de Siglas e Abreviaturas

1D – unidimensional

2D – bidimensional

3D – tridimensional

AES – Companhia de Geração de Energia AES-CESP

ANA – Agência Nacional de Águas

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica

APRM – Área de Proteção e Recuperação de Mananciais

ASCII – American Standard Code for Information Exchange

BID – Banco Interamericano de Desenvolvimento

BIRD – Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento

CAEDYM – Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

Chla – clorofila-a

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CPLEA – Coordenadoria de Planejamento e Educação Ambiental

CRH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CWR – Centre for Water Research – University of Western Australia

DAEE – Departamento de Águas e Energia do Estado de São Paulo

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DQO – Demanda química de oxigênio

EESC – Escola de Engenharia de São Carlos

ELCOM – Estuary and Lake Computer Model

EMAE – Empresa Metropolitana de Águas e Energia

EPA – Environmental Protection Agency

ETA – Estação de tratamento de água

FSP – Faculdade de Saúde Pública

IAG – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas

IET – Índice do Estado Trófico

IQA – Índice de Qualidade da Água

IQC – Índice de Qualidade de Usinas de Compostagem

IQR – Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos
JBIC – Banco Japonês para Cooperação Internacional
JICA – Agência Japonesa de Cooperação Internacional
JSF – Japan Special Fund
MQUAL – Modelo de correlação de uso do solo e carga gerada
NH₄ – amônia
NKT – nitrogênio Kjeldahl total
NO₃ – nitrato
NT – nitrogênio total
OD – oxigênio dissolvido
PDPA – Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental
PO₄ – ortofosfato
PT – fósforo total
RMSP – Região Metropolitana de São Paulo
SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SANESP – Plano diretor de utilização integrada de recursos hídricos na Região Metropolitana de São Paulo
SMA – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo
SST – Sólidos suspensos totais
SWMM – Storm Water Management Model
UFSCar – Universidade Federal de São Carlos
UGRHI – Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos
USP – Universidade de São Paulo

Lista de Figuras

Figura 1 – Região Metropolitana de São Paulo – Mananciais	07
Figura 2 – Estrutura Organizacional do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SNGRH	12
Figura 3 – Fluxograma com as competências da ANA	15
Figura 4 – Área simulada com o modelo QUAL2E no Projeto Tietê e regras de operação do Alto Tietê	19
Figura 5 – Interfaces de entrada e saída do modelo QUAL2-E	21
Figura 6 – Perfil de OD e DBO para o Rio Tietê – Vazão Média – Operação Saneamento – para 2010	21
Figura 7 – Modelagem com o modelo WASP no Reservatório Billings	25
Figura 8 – Reservatório Guarapiranga e Rio Pinheiros.....	28
Figura 9 – Bacia do Guarapiranga e municípios	28
Figura 10 – Reservatório Billings – usos compartilhados.....	35
Figura 11 – Instalação piloto de flotação no Rio Pinheiros e bombeamento no Taquacetuba	35
Figura 12 - Representação esquemática da dinâmica do oxigênio dissolvido.....	44
Figura 13 - Representação esquemática da dinâmica do fósforo.....	45
Figura 14 – Aplicações e diagramas de blocos dos modelos ELCOM/CAEDYM	47
Figura 15 – Fluxogramas representativos do Runoff Load Model e do Effluent Load Mode	49
Figura 16 – Bacia e Reservatório Billings na RMSP	51
Figura 17 – Fotos de áreas na Bacia Billings	51
Figura 18 – Pontos CETESB de monitoramento no Reservatório Billings	56
Figura 19 – Detalhes das divisões das sub-bacias do Reservatório Billings.....	59
Figura 20 – Carga de DBO gerada na sub-bacias da Billings	69
Figura 21 – Resultados finais de carga remanescente no tempo seco por sub-bacia do Reservatório Billings	71
Figura 22 – Relação entre a carga gerada e remanescente na época de seca por sub-bacia do Reservatório Billings.....	71
Figura 23 – Grade batimétrica, cota de fundo e localização das bóias automáticas SABESP	74
Figura 24 – Velocidade do vento	75
Figura 25 – Radiação solar.....	75
Figura 26 – Temperatura do ar	76

Figura 27 – Bombeamento em Pedreira durante o período de simulação.....	76
Figura 28 – Vazão de saída em Summit Control durante o período de simulação	77
Figura 29 – Fluxograma com arquivos necessários para o modelo ELCOM- CAEDYM	80
Figura 30 – Planejamento regional para o desenvolvimento sustentável, análise integrada e geração de cenários	82
Figura 31 – Reservatório Billings Compartimentado	91
Figura 32 – Temperatura simulada e dados de monitoramento BL106, BL101 e BL105.....	95
Figura 33 – Perfil térmico simulado na BL105 (°C)	95
Figura 34 – Oxigênio dissolvido simulado e dados de monitoramento BL106, BL101 e BL105	97
Figura 35 – Demanda biológica de oxigênio simulada e dados de monitoramento BL105	97
Figura 36 – Demanda química de oxigênio simulada e dados de monitoramento BL105	99
Figura 37 – Nitrato simulado e dados de monitoramento BL105	99
Figura 38 – Amônia simulada e dados de monitoramento BL106 e BL105	100
Figura 39 – Nitrogênio Kjeldahl simulado	100
Figura 40 – Ortofosfato simulado e dados de monitoramento BL106 e BL105	101
Figura 41 – Fósforo total simulado e dados de monitoramento BL106 e BL105	101
Figura 42 – Clorofila-a simulada e dados de monitoramento BL106 e BL105	102
Figura 43 – Grupos de fitoplâncton simulados	102
Figura 44 – Ferro total simulado e dados de monitoramento BL106 e BL105.....	104
Figura 45 – Coliformes simulado e dados de monitoramento BL105	104
Figura 46 – Localização da cortina entre Pedreira e o braço do Taquacetuba.....	105
Figura 47 – Parâmetros de qualidade de água após evento de bombeamento	105
Figura 48 – Saídas em Perfil, Cortina e Planta	106
Figura 49 – Três instantes de uma animação dos resultados.....	107
Figura 50 – Oxigênio dissolvido, ortofosfato e clorofila-a simulados no cenário A e monitorados	112
Figura 51 – Oxigênio dissolvido, ortofosfato e clorofila-a simulados no cenário B e monitorados	114

Figura 52 – Concentração de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) na superfície do Reservatório Billings nos cenários C1(à esquerda) e C3 (à direita)	115
Figura 53 – Traçador introduzido pelo bombeamento no Reservatório Billings.....	115
Figura 54 – Comparação do OD (mg/L) no cenário da implantação e no cenário D no braço de Taquacetuba	116
Figura 55 – Comparação das concentrações de PO_4 (mg/L) no cenário da implantação e no cenário D no corpo central	116
Figura 56 – Comparação de NT (mg/L) na superfície entre as diferentes vazões de bombeamento na BL101	117
Figura 57 – Comparação de NT (mg/L) na superfície entre as diferentes vazões de bombeamento na BL105	117
Figura 58 – Distribuição do traçador, 24 horas após seu lançamento no painel à esquerda e 48 horas após seu lançamento no painel à direita	118
Figura 59 – Cenários com variação de bombeamento e vazões efluentes	119
Figura 60 – Relação de cargas geradas entre os cenários simulados	123
Figura 61 – Grupo Permanente de Discussão	130

Lista de Tabelas

Tabela 1 –	Caracterização dos instrumentos de gestão dos Recursos Hídricos	09
Tabela 2 –	Exemplo de modelos de reservatório	39
Tabela 3 –	Uso do solo na Bacia do Reservatório Billings – 1999	52
Tabela 4 –	Índices de Atendimento dos Sistemas de Abastecimento de Água, Esgotamento Sanitário, Coleta e Disposição de Resíduos Sólidos Domésticos.....	53
Tabela 5 –	Sistemas produtores de água e de tratamento de esgotos	54
Tabela 6 –	Índice de Qualidade das Águas – IQA – 1999-2004	56
Tabela 7 –	Índice de Estado Trófico – IET – 2002-2004	56
Tabela 8 –	Sub-Bacias do Reservatório Billings e respectivos nomes.....	59
Tabela 9 –	Carga unitária doméstica por tipo de lançamento – Bacia do Guarapiranga.....	62
Tabela 10 –	População para cada tipo de lançamento – Bacia do Guarapiranga.....	63
Tabela 11 –	Carga unitária difusa por uso do solo	63
Tabela 12 –	Área ocupada por categoria de uso (km ²) – Bacia do Guarapiranga.....	64
Tabela 13 –	Resultados finais de <i>Effluent Load</i> – Bacia do Guarapiranga	64
Tabela 14 –	Valores estimados de <i>Effluent Load</i> /Área/Área ^{1/2} – Bacia do Guarapiranga.....	65
Tabela 15 –	<i>Effluent Load</i> /área/área ^{1/2} por <i>Runoff Ratio</i> das sub-bacias do Guarapiranga.....	65
Tabela 16 –	Tipo de população e forma de lançamento de esgotos por sub- bacia	66
Tabela 17 –	Área ocupada por categoria de uso do solo (ha).....	67
Tabela 18 –	Relação de precipitação em tempo chuvoso/chuvoso por posto pluviométrico	68
Tabela 19 –	Resultados de cargas geradas na Bacia Billings (t/ano)	68
Tabela 20 –	Resultados finais de <i>Runoff Load</i> para Billings (t/ano)	70
Tabela 21 –	Áreas das sub-bacias	72
Tabela 22 –	Taxas e Parâmetros – OD e nutrientes.....	79
Tabela 23 –	Etapas para o <i>Desenvolvimento de Cenários</i>	82
Tabela 24 –	Cenários simulados pelo modelo de carga.....	87
Tabela 25 –	Cenários simulados pelo modelo hidrodinâmico e de qualidade de água	89

Tabela 26 – Valores para a qualidade do efluente da flotação	92
Tabela 27 – Resultados de carga remanescente para o cenário 1	108
Tabela 28 – Resultados de carga remanescente para o cenário 2	109
Tabela 29 – Resultados de carga remanescente para o cenário 3	110
Tabela 30 – Resultados de carga remanescente para o cenário 4	111

1. INTRODUÇÃO

1.1. Definição do problema

O presente projeto fundamenta-se na hipótese do autor, que, após trabalhar por mais de 25 anos com modelagem matemática na realização de prognósticos de alterações de qualidade da água em rios e reservatórios, considera relevante que sejam introduzidos, na gestão de recursos hídricos de nosso país, modelos largamente utilizados em outros países, mas sem aplicações difundidas no Brasil, que tratam da simulação da circulação hidrodinâmica e da qualidade da água em três dimensões (3D) em reservatórios. Esse tipo de simulação é extremamente importante, principalmente em reservatórios de usos múltiplos, onde existem conflitos quantitativos e qualitativos entre os usos, e nos quais a circulação tem papel fundamental na qualidade da água, como é o caso do Reservatório Billings, onde se aplica o modelo 3D.

A modelagem matemática de qualidade da água é uma técnica que tem mostrado excelentes resultados na elaboração de prognósticos da qualidade da água em corpos hídricos, em função de distintos cenários de intervenções numa bacia hidrográfica. Muitas vezes, porém, os prognósticos a serem elaborados não são atingidos, seja por limitações da modelagem, seja pela ausência e/ou detalhamento dos dados necessários ou por problemas na interpretação dos resultados. Isto é válido tanto para modelos que calculam as cargas poluidoras geradas numa bacia, como para os modelos que avaliam a alteração da qualidade da água ao longo dos cursos d'água.

A utilização dos recursos hídricos caracteriza-se pela existência de múltiplos usuários de diversos setores, incluindo: abastecimento público, geração de energia, indústria, agricultura, mineração, transporte, controle de cheias, lazer e proteção do ecossistema. Cada um desses setores é gerido por distintas instituições públicas e/ou privadas, com missões, políticas, níveis de informação, estruturas operacionais e interesses específicos. A importância do bom inter-relacionamento entre essa multiplicidade de atores e a função da água como alimento, como insumo para a

higiene e como corpo receptor/afastador de esgotos caracteriza a gestão de recursos hídricos como uma questão de Saúde Pública também, fundamentando o desenvolvimento de instrumentos similares ao objeto da presente tese, que podem auxiliar na tomada de decisão sobre os usos e investimentos em bacias hidrográficas.

Thame (2002) lembra o destaque da Declaração de Dublin sobre Recursos Hídricos e Desenvolvimento, aprovada em evento preparatório para a Conferência do Rio de Janeiro sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, de 1992:

“A escassez e o desperdício da água doce representam séria e crescente ameaça ao desenvolvimento sustentável e à proteção do meio ambiente. A saúde e o bem-estar do homem, a garantia de alimentos, o desenvolvimento industrial e o equilíbrio dos ecossistemas estarão sob risco se a gestão da água e do solo não se tornar realidade, na presente década, de forma bem mais efetiva do que tem sido no passado”.

Os três princípios da Declaração de Dublin incorporados à Agenda 21 brasileira (BRASIL 2002) são:

- 1) A água doce é um recurso finito e vulnerável, essencial para a conservação da vida, à manutenção do desenvolvimento e do meio ambiente.*
- 2) O desenvolvimento e a gestão da água devem ser baseados em participação dos usuários, dos planejadores e dos decisores políticos, em todos os níveis.*
- 3) A água tem valor econômico em todos os seus usos competitivos; deve-se promover sua conservação e proteção.*

No contexto nacional, a Constituição Brasileira de 1988 estabelece que as águas são bens da União ou dos Estados, competindo à União a instituição do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Essa iniciativa é reproduzida na maioria dos estados brasileiros, onde as respectivas Constituições Estaduais instituem os Sistemas Estaduais de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Em 1987, através da Carta de Salvador, e em 1989, pela carta de Foz do Iguaçu, a Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH listou princípios similares aos de Dublin sobre a gestão de recursos hídricos realçando:

- 1) a bacia hidrográfica como unidade de gestão;
- 2) o reconhecimento do valor econômico da água;
- 3) a participação pública, de usuários e/ou sociedade;
- 4) a descentralização dos órgãos gestores.

A eficiente gestão dos recursos hídricos, prática sempre necessária, torna-se imprescindível como contraponto aos crescentes conflitos pelo uso da água que, muitas vezes, contribuem para a degradação dos corpos hídricos. Esse fato é corroborado pela Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei Federal nº 9.433/97 (BRASIL 1997), que vem intensificando as formações e atuações dos Comitês de Bacias Hidrográficas em todo o território nacional (THAME 2002).

A modelagem matemática é uma ferramenta de apoio à gestão dos recursos hídricos, podendo subsidiar a implementação de diversos instrumentos definidos pela Política Nacional, incluindo os Planos de Bacia Hidrográfica, o enquadramento dos cursos d'água em classes preponderantes de uso, a outorga dos direitos de uso, a cobrança pelo uso da água e o rateio de custos das obras implantadas nas respectivas bacias hidrográficas.

A preocupação com a poluição das águas, a eutrofização de reservatórios e a utilização de algas como indicadores de poluição é antiga (BRANCO 1964). A necessidade da identificação e controle das cargas afluentes a um reservatório e de instrumentos que auxiliem nessa tarefa, inclusive no Reservatório Billings, foi tema da tese de doutorado do prof. Carlos Celso do Amaral e Silva na Faculdade de Saúde Pública em 1972 (SILVA 1972). Hoje, questões como o florescimento de cianobactérias tóxicas em reservatórios, fatal como no caso da utilização da água em hemodiálise em Caruaru (SILVA 1996), ou a associação da migração de aves com gripe aviária e sua busca por alimento em reservatórios eutrofizados, acentuam, cada

vez mais, os aspectos de saúde pública da gestão da água. A Portaria 1469 (BRASIL 2000), do Ministério da Saúde, que trata de padrões de água para consumo humano, também preconiza o monitoramento dos mananciais, controlando seus estados tróficos e florescimentos de algas.

A modelagem matemática de qualidade da água é utilizada também na preparação de programas de recuperação de recursos hídricos, visto que permite estudar distintos cenários de intervenções e avaliar seus impactos potenciais nos cursos d'água. Esse procedimento é usualmente empregado na fase de preparação de documentação para pedido de financiamento para programas de recuperação hídrica, quando se solicitam recursos a agentes internacionais tais como Banco Interamericano de Desenvolvimento – BID e Banco Internacional de Reconstrução e Desenvolvimento – BIRD.

Nesses casos, é comum a utilização da modelagem matemática de qualidade da água para poder estabelecer as metas a serem alcançadas, com o programa de obras para o qual se está pedindo o financiamento. Isto é, constroem-se cenários nos quais as melhorias geradas pelas intervenções propostas são consideradas e, a partir desses cenários, calculam-se indicadores de melhoria de qualidade na água, que podem incluir: (i) concentrações (oxigênio dissolvido, coliformes fecais, metais) em locais pré-fixados do corpo d'água; (ii) índices de diversidade da comunidade fitoplanctônica; (iii) indicadores de odor; (iv) indicadores de saúde pública tais como incidência e prevalência de doenças de veiculação hídrica, como casos de diarreia numa determinada sub-bacia; etc.

Na elaboração desses cenários, normalmente são consideradas as características do corpo hídrico (geometria, revestimento), da hidrometeorologia (condições climáticas, vazões), do uso do solo (rural, urbano, industrial, infra-estrutura de drenagem e esgotamento) e de alternativas do plano de intervenções proposto. A modelagem pode ser utilizada para dar suporte à seleção da melhor alternativa e na determinação das metas e índices a serem alcançados com o programa. Os modelos podem simular

a geração de cargas poluidoras na bacia e o efeito dessas cargas nos corpos hídricos receptores.

Seguindo o fato de que todo comportamento observa escalas temporais e espaciais variáveis, a elaboração de um modelo é, antes de tudo, um trabalho de simplificação e esquematização de uma realidade complexa. O trabalho do pesquisador consiste em eleger, entre todos os fenômenos conhecidos, quais deverão ser considerados ou negligenciados, coerentemente com as escalas envolvidas, com os objetivos do trabalho e recursos disponíveis.

Do ponto de vista da quantidade e qualidade da água, toda bacia hidrográfica pode ser encarada como um sistema, composto por um número de complexos subsistemas interagindo, cada qual com suas próprias características. Esse sistema pode ser descrito por meio de uma série de equacionamentos matemáticos, de forma que todos os processos em cada subsistema estejam satisfatoriamente representados por uma formulação matemática.

Por meio dos modelos, é possível obter uma representação quantitativa da resposta do ambiente aquático às ações dos meios antrópico e natural em que se insere. Quando satisfatoriamente formulados, os modelos constituem uma ferramenta muito útil na reprodução e previsão confiáveis do comportamento hidrodinâmico e da qualidade da água nas bacias, sendo, desta forma, essenciais tanto à gestão como ao planejamento de utilização dos recursos hídricos.

Dois aspectos fundamentais à aplicação dos modelos matemáticos devem ser realçados: (i) a sua capacidade de representar os sistemas aquáticos da forma mais adequada possível ao problema em pauta; e (ii) a sua capacidade de fornecer subsídios à tomada de decisões para o monitoramento, o planejamento dos usos e a gestão dos recursos hídricos.

A correlação entre o uso do solo e a carga gerada na bacia é um aspecto bastante discutido na gestão de recursos hídricos, em função da Lei Estadual nº 9.866/97, referente a Áreas de Proteção e Recuperação de Mananciais no Estado de São Paulo,

que preconiza a elaboração de Planos de Desenvolvimento e Proteção Ambiental – PDPA específicos para cada manancial. Esses planos utilizam um modelo de correlação como o MQUAL, empregado na Lei Específica do Guarapiranga (SÃO PAULO 2006) e discutido em cursos direcionados aos técnicos envolvidos (EIGER 1998).

Uma das etapas mais importantes na implantação de um modelo para avaliação da qualidade de água num corpo d'água é a caracterização do problema no tempo (*escala temporal para simulação: permanente ou dinâmica*), espaço (*número de dimensões do modelo: 0, 1, 2 ou 3 dimensões*) e processos (*variáveis simuladas*). A escolha da complexidade do modelo é feita em função dos dados, objetivos e recursos disponíveis. Outro aspecto importante a ser considerado são as interfaces de entrada e saída do modelo e sua facilidade operacional. Um modelo que apresente poucas dificuldades operacionais e que tenha interfaces adequadas para formulação de cenários de entrada de dados e interpretação dos resultados consistirá numa ferramenta desejável à tomada de decisão pelos gestores (CHAPRA 1997).

Em função da variação das condições hidrometeorológicas e dos aportes e retiradas de volumes de água, os padrões de circulação em um reservatório podem variar significativamente, tanto no tempo como no espaço, condicionando a qualidade da água. Modelos matemáticos mais complexos, que tratam desse assunto, embora largamente utilizados em outros países, ainda são pouco difundidos no Brasil. A utilização de modelos matemáticos que simulem a circulação hidrodinâmica 3D auxilia na compreensão das alterações na qualidade da água em um reservatório. Isso é sempre necessário à gestão de recursos hídricos, especialmente se o corpo hídrico tiver usos múltiplos, estando sujeito a distintas regras de operação, que visem compatibilizar abastecimento público, geração de energia, controle de cheias, piscicultura, paisagismo e recreação pública.

No presente momento o Governo do Estado de São Paulo está solicitando empréstimo junto ao BIRD para um programa de intervenções nas bacias hidrográficas da Região Metropolitana de São Paulo - RMSP, visando implantar um

conjunto de ações e intervenções que garantam a continuação do uso de suas águas para o abastecimento doméstico, equacionando conflitos entre os diversos usuários e a ocupação das bacias de drenagem. No caso específico do Reservatório Billings, há também um acordo de cooperação técnica entre a Prefeitura do Município de São Bernardo do Campo e a JICA, para o desenvolvimento de um plano de intervenções no município visando à recuperação da qualidade da água no Reservatório Billings. Estes fatos corroboram a necessidade de esforços na implantação de instrumentos e ferramentas, como o objeto da presente tese, que aumentem o conhecimento sobre a dinâmica do comportamento da qualidade da água em reservatórios. A Figura 1 a seguir ilustra a Região Metropolitana de São Paulo, seus municípios e a área de proteção de mananciais.

Figura 1 – Região Metropolitana de São Paulo – Mananciais

1. 2. A gestão dos recursos hídricos no Brasil

Neste item aborda-se os aspectos institucionais da gestão dos recursos hídricos no Brasil, e sua relação com os modelos matemáticos. O modelo de gestão utilizado

atualmente no Brasil baseia-se na divisão geográfica do País em bacias hidrográficas administradas por comitês com participação direta dos governos central e local e de representantes dos usuários.

A Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SNGRH, regulamentando o inciso XIX do artigo 21 da Constituição Federal, que previa a obrigatoriedade da União instituir o SNGRH e definir os critérios da outorga de direito de uso.

Esta Política (BRASIL 1997) traz em seu texto quatro princípios básicos:

- 1) a adoção da bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da política e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;
- 2) os usos múltiplos da água;
- 3) o reconhecimento da água como um recurso natural limitado, dotado de valor econômico;
- 4) a gestão descentralizada e participativa do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

E, ainda, cinco instrumentos de gestão das águas:

- 1) o Plano de Recursos Hídricos;
- 2) o enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- 3) a outorga dos direitos de uso;
- 4) a cobrança pelo uso;
- 5) o Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos – SNIRH.

Na Tabela 1 são apresentados, respectivamente, a caracterização dos instrumentos de gestão. A bacia hidrográfica, unidade territorial para implementação da política de recursos hídricos, e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, responsável por esta implementação, são descritos a seguir.

A bacia hidrográfica como unidade físico-territorial para gestão dos recursos hídricos

As bacias hidrográficas, sejam independentes ou interconectadas com outras, são reconhecidamente a unidade territorial mais adequada para a gestão integrada dos recursos hídricos.

Tabela 1 – Caracterização dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos

Plano de Recursos Hídricos	O Plano de Recursos Hídricos visa fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e a gestão desses recursos. A partir do levantamento de dados e estudos existentes, cabe a ele efetuar a análise e a síntese do conjunto das informações obtidas para, então, traçar o cenário mais próximo da realidade dos recursos hídricos, permitindo, assim, a melhor elaboração e adequação da política a ser adotada.
Enquadramento dos corpos d'água em classes	O enquadramento dos corpos d'água em classes de uso estabelece objetivos de qualidade para os cursos d'água, a serem alcançados a partir de um processo dinâmico e participativo com os usuários desse recurso. Visa à manutenção da qualidade das águas, compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, e à diminuição dos custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.
Outorga dos Direitos de Uso	A outorga é um instrumento de gestão não-estrutural que visa racionalizar o uso da água, atingindo metas pré-fixadas de planejamento, através de uma distribuição coerente, de parcelas de água, aos usuários interessados. O principal objetivo de planejamento do sistema de outorgas é efetivar a adequação à demanda, avaliando a situação atual e criando novos recursos; seja ampliando a sua capacidade de respostas, reformulando a participação dos usuários do sistema ou preparando-o para um novo ambiente de gestão.
Cobrança pelo Direito de Uso de Recursos Hídricos	O caráter econômico deste instrumento se evidencia a partir da consideração da água como recurso natural limitado. Os instrumentos econômicos estabelecem incentivos, através do mercado, para que os usuários e os poluidores modifiquem seu comportamento, com vistas a utilizar, da maneira mais racional, os recursos naturais. São ações que visam estimular maior eficiência econômica aliada à conservação ambiental, relacionando o preço dos bens e dos serviços produzidos com a qualidade e a quantidade de recursos naturais disponíveis.
Sistema Nacional de Informações	O Sistema Nacional de Informações é um instrumento de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão. Está pautado em um conjunto de princípios que direcionam e imprimem o caráter de suas ações. São eles: (i) descentralização da obtenção e produção de dados e informações; (ii) coordenação unificada do sistema e (iii) acesso aos dados garantido a toda sociedade. Objetiva reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil; atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda de recursos hídricos em todo o território nacional e fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos.

A unicidade verifica-se, na abordagem sistêmica, pela interação entre os elementos naturais e sociais constituintes da bacia hidrográfica e pela indivisibilidade da água, em suas fases meteórica, superficial ou subterrânea. Nessa abordagem, a bacia hidrográfica pode ser definida como uma área drenada por um sistema fluvial, funcionando como um sistema aberto, em que cada um dos elementos, matérias e energias presentes no sistema apresenta uma função própria, estando estruturados e intrinsecamente relacionados entre si. O que ocorrer a qualquer um deles terá reflexos sobre os demais. Desta forma, tudo o que ocorre na bacia hidrográfica repercute direta ou indiretamente nos rios e na qualidade e quantidade das águas.

Portanto, reconhece-se que os limites geográficos para trabalhar o equilíbrio ecológico têm que ser os da bacia hidrográfica, ou seja, o espaço territorial determinado e definido pelo escoamento, drenagem e influência da água, do ciclo hidrológico na superfície da Terra, e não pelas divisões políticas definidas pela sociedade, como municípios, estados e países, que não englobam a dinâmica da natureza.

No trabalho "Políticas públicas para el desarrollo sustentable: la gestión integrada de cuencas" (CEPAL 1994), estão assinalados aspectos positivos na adoção da bacia hidrográfica como espaço territorial para implementação da gestão integrada dos recursos hídricos com o uso do solo:

- 1) pode-se organizar a população em relação à temática ambiental, em função das águas, superando desse modo as barreiras impostas por limites políticos e administrativos, facilitando a comunicação entre eles;
- 2) existe maior facilidade para sistematizar e executar ações dentro de um espaço onde se podem colimar os interesses dos atores ao redor do uso do território da bacia, de uso múltiplo da água e do controle de fenômenos naturais adversos (enchente, erosão e assoreamento);
- 3) pode-se avaliar os resultados alcançados em termos de manejo dos recursos naturais, tendo em vista a sua repercussão na descarga d'água. Ou seja, trabalhando com base nas bacias hidrográficas pode-se medir o que se está conseguindo em termos da desejada sustentabilidade ambiental;

- 4) o uso de critérios hídricos ambientais estabelece como princípio o respeito ao ambiente e seu funcionamento físico ecológico;
- 5) ao considerar os critérios sociais podem-se obter a equidade, a mitigação de conflitos e contribuir para a melhoria da saúde da população;
- 6) favorece o crescimento econômico, mediante o uso mais adequado dos recursos naturais da bacia e dos recursos de infra-estrutura existentes, de modo harmônico com as metas de transformação produtivas e de uso.

A possibilidade de inculcar na população o conceito de bacias hidrográficas constitui um dos grandes desafios a serem enfrentados na gestão das águas, pois imprime a necessidade de construir na população a noção espacial da bacia hidrográfica, com seus limites e interações naturais, alterações provocadas pela ação antrópica, sua não conformação aos territórios administrativos e sua rede de drenagem. Trata-se de um processo lento de mudança cultural.

O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SNGRH

O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SNGRH tem a responsabilidade de implantar a política de gestão, procurando articular institucionalmente os diversos campos da administração pública que se relacionam com a gestão e propiciar a participação de setores sociais e de usuários interessados na gestão das águas. Deste modo, tem por objetivos: (i) coordenar a gestão integrada das águas; (ii) arbitrar administrativamente os conflitos relacionados com os recursos hídricos; (iii) implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos; (iv) planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos; e (v) promover a cobrança pelo uso de recursos hídricos.

Integram o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos: o Conselho Nacional de Recursos Hídricos; os Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal; os Comitês de Bacia Hidrográfica; os órgãos dos poderes públicos federal, estaduais e municipais cujas competências se relacionem com a gestão de recursos hídricos; as Agências de Água e a Agência Nacional de Águas – ANA. A Figura 2 apresenta a estrutura organizacional do SNRH.

Figura 2 – Estrutura organizacional do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SNGRH (www.mma.gov.br/port/srh/sistema/corpo.html)

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH é um órgão consultivo e deliberativo do Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. A ele compete:

- Atuar como órgão integrador a nível nacional;
- Dirimir conflitos entre os órgãos estaduais;
- Analisar propostas de alteração de leis que disciplinem a Política Nacional de Recursos Hídricos;
- Aprovar propostas para instituição de Comitês de Bacia Hidrográfica;
- Acompanhar a execução do Plano Nacional de Recursos Hídricos;
- Estabelecer os critérios gerais para a cobrança pelo direito de uso de recursos hídricos.

Para garantir os fundamentos de descentralização e participação, a Lei nº 9.433/97 prevê que organizações civis ligadas aos recursos hídricos¹ e representantes dos usuários devem compor o Conselho Nacional de Recursos Hídricos e os Comitês de Bacias Hidrográficas.

Os Comitês de Bacias Hidrográficas – CBH são órgãos regionais e setoriais, deliberativos e normativos, que atuam na área definida pela bacia hidrográfica à qual pertençam. Compete a eles:

- 1) Promover o debate sobre questões referentes a recursos hídricos.
- 2) Articular a atuação das entidades civis de recursos hídricos que atuam no âmbito da bacia hidrográfica.
- 3) Arbitrar, em primeira instância administrativa, os conflitos relacionados aos recursos hídricos.
- 4) Aprovar e acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos da Bacia.
- 5) Propor ao Conselho Nacional e aos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos as acumulações, derivações, captações e lançamentos que sejam pouco expressivos, para efeito de isenção da obrigatoriedade de outorga de direitos de uso de recursos hídricos.
- 6) Estabelecer os mecanismos de cobrança a serem utilizados.

É importante salientar que os Comitês têm a finalidade de promover a viabilização técnica e econômico-financeira de programas de investimento e consolidação de políticas de estruturação urbana e regional destinados ao desenvolvimento sustentável da bacia hidrográfica, articulando-se entre si de modo a garantir a representatividade de iniciativas e interesses regionais nas diretrizes e prioridades estabelecidas para a bacia hidrográfica.

---

¹ Como organizações civis de recursos hídricos considera-se: consórcios e associações intermunicipais de bacias hidrográficas; associações regionais, locais ou setoriais de usuários de recursos hídricos; organizações técnicas e de ensino e pesquisa com interesse na área de recursos hídricos; organizações não-governamentais com objetivos de defesa de interesses difusos e coletivos da sociedade; outras organizações reconhecidas pelo Conselho Nacional ou pelos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos.

Por sua vez, as Agências de Água funcionam como secretarias-executivas dos Comitês de Bacias, atuando na mesma área que estes. Sua existência depende da prévia instituição dos Comitês, bem como da viabilidade financeira da arrecadação da cobrança na respectiva região.

As Agências de Água devem manter atualizado o balanço da disponibilidade de recursos hídricos na sua área de atuação, manter o cadastro de usuários de recursos hídricos, gerir o sistema de informações em sua área de atuação, elaborar o Plano de Recursos Hídricos para apreciação do respectivo Comitê de Bacia Hidrográfica, entre outras atividades. Além disso, por delegação do órgão outorgante, as Agências de Água deverão efetuar a cobrança pelo uso de recursos hídricos, acompanhar a administração financeira de recursos arrecadados com essa cobrança e propor ao(s) Comitê(s) de Bacia Hidrográfica tanto os valores a serem cobrados pelo direito de uso de recursos hídricos, como o plano de aplicação de recursos arrecadados com a cobrança.

A Agência Nacional de Águas – ANA foi instituída pela Lei nº 9.984 de 17 de julho de 2000, sendo uma autarquia vinculada ao Ministério do Meio Ambiente. Possui autonomia técnica, financeira e administrativa; capacidade para expedir normas operacionais e de serviços; e poder para aplicar sanções. Suas atribuições podem ser divididas em duas grandes instâncias: (i) competências concernentes à Política Nacional de Recursos Hídricos e (ii) atribuições referentes às águas de domínio da União.

A designação da ANA como órgão regulador possibilita a reordenação institucional no setor de recursos hídricos, o que contribui para a sua coordenação e organização, a partir da delegação de responsabilidades para órgãos e entidades estaduais conectados à questão dos recursos hídricos, cabendo à agência o papel de articulador nacional das propostas relacionadas ao uso de recursos hídricos, sendo suas competências apresentadas, em linhas gerais, na Figura 3.

Figura 3 – Fluxograma com as competências da ANA
(FORATTINI 2002)

Dentre os instrumentos preconizados por esse modelo de gestão, inserem-se os modelos matemáticos de qualidade da água. Modelos matemáticos que tenham um correto embasamento técnico, cuja implantação e dados de entrada tenham sido consensados pelas equipes envolvidas, e cujos resultados possam ser compreendidos e difundidos por todos, constituem uma importante ferramenta de apoio à gestão.

1.3. Modelos matemáticos de qualidade da água

Modelos de simulação têm um papel importante na gestão dos recursos naturais pois permitem aumentar o entendimento da bacia através da soma dos impactos de todas as fontes sobre um dado parâmetro ou indicador de qualidade da água, de modo que as fontes com maior impacto podem ser identificadas e classificadas (AZEVEDO 2000; THOMANN 1982,1998). Cenários alternativos podem ser avaliados pelos modelos de simulação, para testar a influência de distintas estratégias de gestão ou do futuro crescimento de um determinado setor econômico. Os modelos auxiliam também os gestores de recursos hídricos na tomada de decisão, que, através da modelagem da bacia e dos corpos d'água, simulam vazões, cargas e efeitos resultantes nos corpos d'água.

É importante ressaltar também que, desde 17 de março de 2005, está em vigor a nova Resolução CONAMA 357, que substitui a Resolução CONAMA 20, dispondo sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelecendo também as condições e padrões de lançamento de efluentes. No seu Artigo 26, essa resolução estabelece que os órgãos ambientais federal, estaduais e municipais deverão, no âmbito de suas competências e em função do porte do empreendimento, exigir, durante o processo de licenciamento ou de sua renovação, a apresentação de estudo de capacidade de suporte de carga do corpo d'água receptor, atividade na qual a utilização modelagem matemática tem importância fundamental.

Muitos modelos de quantidade e qualidade da água têm sido desenvolvidos em função de um problema em particular ou de uma série deles. Alguns modelos são limitados à estimativa de cargas baseadas no uso do solo, enquanto outros simulam processos físicos, químicos e/ou biológicos nos corpos d'água e nas bacias hidrográficas. Outros modelos ainda representam um híbrido de processos baseados na terra e na água. A complexidade e aplicabilidade de modelos cobrem uma gama que vai de estimativas anuais de fósforo em lagos temperados à simulação dinâmica do transporte e transformação de hidrocarbonetos clorados em sistemas estuarinos tridimensionais. Considerando que nenhum modelo isolado é o melhor para todas as situações, as características de cada sistema a ser modelado, o inter-relacionamento e conflitos entre os usos praticados, os objetivos das simulações, além dos dados e recursos disponíveis influem na definição do modelo, ou modelos, para um sistema.

No Brasil, diversos modelos matemáticos já foram utilizados ao longo dos últimos anos, por diferentes instituições, para diferentes propósitos. Isto é válido tanto para modelos de cálculo de cargas geradas nas bacias, como para modelos de avaliação da qualidade da água nos corpos d'água.

Com relação aos modelos de avaliação da qualidade da água em cursos d'água, os primeiros usos de modelagem matemática na gestão bacia do Alto Tietê ocorreram na década de 70. Em 1973 foi proposto um modelo de balanço de cargas para o reservatório do Guarapiranga (OCCHIPINTI 1973), e foi introduzido o conceito do

coeficiente Φ , utilizado durante décadas para correlacionar a área superficial aeróbia com a anaeróbia no reservatório Billings (EMPLASA 1976). Na década de 60 o conceito de modelo matemático foi utilizado numa proposta de aeração artificial dos rios Tietê e Pinheiros, visando sua recuperação (PERA 1965), e, posteriormente, na década de 80, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB implantou o modelo SIMOX – Dissolved Oxygen Simulation Model – (BARTONE 1973) nos trechos do Alto e Médio Tietê, buscando estabelecer prognósticos de qualidade da água nesse trecho, em função da regra de operação do Alto Tietê (CETESB 1983). Se as águas do Rio Tietê eram bombeadas para o Reservatório Billings, na chamada operação energética, ocorria o aumento da mancha anaeróbia, aumentando o indicador Φ . Se as águas do Tietê seguiam seu curso natural em direção à Barra Bonita, na chamada Operação Saneamento, ocorria a formação de espumas a jusante da barragem de Pirapora. Havia também a operação balanceada com parte da vazão bombeada para Billings e outra parte seguindo o curso natural. Naquela época, o modelo SIMOX foi utilizado pela CETESB para auxiliar na definição da regra de operação do Alto Tietê.

Sucedendo os estudos desenvolvidos pela CETESB, outros modelos foram aplicados na região de estudo, incluindo os reservatórios Billings e Barra Bonita (TOLEDO Jr. 1982, 1983) e os rios Pinheiros e Tietê. Em geral, os modelos utilizados foram modelos de regime permanente, simulando, na maioria das vezes, o ciclo de oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio, nutrientes e coliformes fecais. Dois desses estudos merecem destaque: o primeiro é o conjunto de estudos de modelagem, desenvolvidos para o BID, para avaliação da 2ª Etapa do Projeto Tietê, iniciados em 1993 (SABESP 1998a) e com continuidade até o momento atual, no ano de 2006; e o outro, os modelos utilizados no Plano Integrado do Aproveitamento e Controle dos Recursos Hídricos das Bacias do Alto Tietê, Piracicaba e Baixada Santista – Hidroplan, realizado em 1995 (SHRSO 1995).

1.3.1. O uso de modelos na avaliação e monitoramento do Projeto Tietê

O Projeto Tietê é um programa de obras e ações que está sendo implantado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP com o

objetivo de melhorar a qualidade de vida na RMSP através da coleta, afastamento e tratamento dos esgotos gerados no Alto Tietê. Concebido para ser implantado em três etapas, este projeto encontra-se atualmente na 2ª Etapa. A modelagem matemática de qualidade da água foi utilizada na 1ª Etapa do Projeto Tietê visando dar subsídios à avaliação e seleção da alternativa para o sistema de coleta e tratamento de esgotos da RMSP. Na preparação da 2ª Etapa do Projeto Tietê, foi implantado na SABESP um modelo matemático, visando à realização da análise ambiental efetuada através da quantificação dos benefícios ambientais da implantação das obras propostas nas 2ª e 3ª Etapas, comparando e hierarquizando os planos de obras a partir da avaliação dos respectivos impactos positivos e negativos gerados na qualidade das águas da RMSP.

Realizada pela SABESP, essa análise se deu através de prognósticos da qualidade da água ao longo da malha hídrica estudada, sendo estes obtidos com a utilização do modelo matemático de qualidade da água a partir da formulação de hipóteses que consideram distintas alternativas de planos de obras, a evolução das cargas de origem doméstica, industrial e de *run-off* geradas na bacia, a variante hidrológica, a regra operacional do sistema Alto Tietê e intervenções estruturais para melhoria das condições ambientais do rio, tais como vazão de diluição e flotação.

Os resultados dessa análise, além de fornecer o retrato da condição qualitativa da malha hídrica para cada hipótese simulada, permitindo seu cotejamento com a legislação ambiental e os anseios da população da Região Metropolitana de São Paulo, serviram de suporte para o estudo de benefício/custo das alternativas contempladas, permitindo a análise técnico-econômico-ambiental do plano de obras do Projeto Tietê.

Implantação do modelo

O modelo de qualidade da água hoje implantado, e citado no contrato de financiamento da 2ª Etapa, foi concebido com base nas necessidades da SABESP, dos técnicos do BID e em concordância com os estudos desenvolvidos para a Região do Alto Tietê, que incluem aqueles referentes à implantação da 1ª Etapa do Projeto Tietê e os estudos do Hidroplan. De forma análoga a esses estudos, adotou-se o

modelo matemático de qualidade da água *Stream Water Quality Model* – QUAL2E, (BROWN 1985) distribuído pela *US Environmental Protection Agency* – USEPA.

A área modelada corresponde à Bacia do Alto Tietê, compreendendo o Rio Tietê desde Mogi das Cruzes até Salto (numa extensão de 227 km), o Rio Tamanduateí (8 km) e o Rio Pinheiros (26 km), e é mostrada na Figura 4. A segmentação do modelo foi concebida de modo a permitir simular as distintas regras operativas do sistema que, em função da regra de operação adotada (energética, balanceada ou saneamento), condicionam o direcionamento do fluxo do Rio Pinheiros no sentido Tietê-Billings ou no sentido inverso.

Figura 4 - Área simulada com o modelo QUAL2E no Projeto Tietê e regras de operação do Alto Tietê

Foram realizadas simulações com vazões médias e mínimas, considerando-se as cargas de origem doméstica, industrial e de escoamento superficial. Os parâmetros simulados incluíram as variáveis: oxigênio dissolvido – OD, demanda bioquímica de oxigênio – DBO, nitrogênio total – N, fósforo total – P, coliformes fecais para os rios Tietê e Pinheiros, OD e DBO para o Reservatório Billings.

Carregamento de cargas no modelo

As cargas consideradas na modelagem foram dos seguintes tipos: cargas pontuais, cargas difusas incrementais e cargas de cabeceira. As cargas pontuais representaram as cargas de esgoto doméstico e industrial, que chegam ao sistema através de afluentes, coletores de esgoto e das ETEs. As cargas difusas incrementais representaram os valores das cargas domésticas não coletadas e do escoamento superficial. Essas cargas se encaminham ao sistema hídrico pelas vazões incrementais. As cargas de cabeceira foram utilizadas nas simulações como condição de contorno, definidas para cada regra operativa.

As cargas foram consideradas como pertencentes a três grupos em função de sua origem, ou seja: cargas domésticas, cargas devidas a médias e grandes indústrias e cargas devidas ao escoamento superficial. Todas elas foram calculadas utilizando os critérios estabelecidos na revisão do Plano Diretor de Esgotos da RMSP pela SABESP (SABESP 2000). Em todas as bacias, para cada uma das alternativas de obras e para cada ano de análise, foi estimado o índice de atendimento por rede de esgoto para a sua população. Com esse índice, foi possível distinguir as cargas não coletadas das coletadas. As cargas coletadas foram ainda subdivididas em cargas interceptadas e tratadas em ETEs, e cargas não interceptadas, ou seja, não tratadas.

Resultados

As Figuras 5 e 6 ilustram os resultados obtidos nos estudos do Projeto Tietê. A Figura 5 mostra exemplos de interfaces desenvolvidas, pela SABESP, para a entrada de dados e visualização de resultados (SABESP 1998a). Foram realizadas diversas simulações para avaliar o prognóstico da qualidade da água na área estudada frente a distintos cenários. Essas simulações também serviram de suporte para a análise de

Figura 5 – Interfaces de entrada e saída do modelo QUAL2-E (SABESP 1998a)

Figura 6 – Perfil de OD e DBO para o Rio Tietê – Vazão Média – Operação Saneamento – para 2010 (SABESP 1998a)

benefício/custo. As simulações realizadas consideram as seguintes variantes: (i) tamanho e distribuição da população; (ii) níveis de atendimento e de tratamento do esgoto doméstico; (iii) cargas e vazões industriais; (iv) cargas de *run-off*; (v) regra de operação; (vi) situação hidrológica; (vii) utilização de vazão de diluição nas cabeceiras; (viii) aeração dos efluentes das ETEs e (ix) utilização de flotação no Rio Pinheiros.

Além dessas simulações, analisou-se também cenários considerando a não realização de obras nos municípios em que a SABESP não tem a concessão do serviço de água e o não cumprimento das metas da 2ª e 3ª Etapas do Projeto Tietê. Os resultados das simulações foram apresentados através de perfis de qualidade da água para os parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total e coliformes fecais ao longo dos rios Tietê e Pinheiros.

A Figura 6 mostra os perfis de OD e DBO para o Rio Tietê para o ano 2010, numa condição de vazão média e operação saneamento para quatro situações distintas de plano de obras: 1ª etapa, 2ª etapa, 3ª etapa e 100% de atendimento. Através desses resultados pode-se observar como a ampliação da coleta e tratamento de esgotos na RMSP promove uma grande melhoria da qualidade da água, trazendo o Rio Tietê próximo ao enquadramento de classe 4 no que se refere ao cumprimento dos padrões de oxigênio dissolvido ($OD \geq 2\text{mg/L}$). Considerando-se uma condição anaeróbia (ausência de oxigênio – formação de odores) para um valor de $OD < 0,5\text{ mg/L}$, pode-se observar que a 2ª etapa do projeto Tietê reduz, nas condições de vazão média, o trecho anaeróbio de 60 km para 5 km, eliminando-o totalmente na 3ª etapa.

O modelo QUAL2E foi utilizado também para definir parâmetros adotados no marco lógico², servindo de subsídio para a correlação e monitoramento dos benefícios ambientais desse projeto, incluindo a diminuição das doenças de veiculação hídrica na RMSP, o aumento da atividade de lazer/turismo na cidade de Pirapora do Bom Jesus, a viabilização de geração de energia em Henry Borden e a eliminação de

---

² Marco lógico é um instrumento utilizado por organismos financiadores internacionais como BID e Banco Mundial para o acompanhamento de um Projeto.

odores no Rio Pinheiros ao final da 2ª etapa e no Rio Tietê ao final da 3ª etapa. A 2ª etapa, que está em andamento, tem término previsto para meados de 2007.

1.3.2. O uso de modelos no Hidroplan

Elaborado pelo Consórcio Hidroplan, em 1995, para o Departamento de Águas e Energia Elétrica – DAEE, da Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras do Estado de São Paulo, o Plano Integrado de Aproveitamento dos Recursos Hídricos das Bacias do Alto Tietê, Piracicaba e Baixada Santista constitui-se de um conjunto de obras e ações não estruturais, compreendendo: implantação imediata de um conjunto de obras com aporte de vazões elevadas, para reduzir drasticamente o déficit no abastecimento de água; implantação do Projeto Tietê em todas as suas etapas; adoção de nova regra operativa, transitória, com 1/3 da vazão média do Alto Tietê (40 m³/s) das águas da bacia destinadas ao Médio Tietê e 2/3 (80 m³/s) para Billings; injeção de oxigênio na entrada dos reservatórios Pirapora e Billings; controle de cheias com realização de obras de ampliação da calha dos rios Tietê e Pinheiros; obras de preservação das várzeas do Tietê a montante da barragem da Penha; obras de contenção nas sub-bacias do Tamanduateí; de desvio de cheias do Tamanduateí para o Rio Perequê, na Baixada Santista; implantação de um sistema de alerta contra inundações e aplicação de um plano de contingências.

A mudança da regra operativa estava condicionada à reformulação de uma resolução conjunta das secretarias estaduais de meio ambiente e energia de 1992, exceto no que diz respeito ao controle de cheias da bacia do Rio Pinheiros, que deveria permanecer como estava sendo praticado na época.

Essas proposições estavam embasadas nas seguintes premissas básicas: as ações não estruturais seriam indispensáveis para atingir as metas deste Plano; os reservatórios do Alto Tietê estavam em implantação; as várzeas do Tietê a montante da barragem da Penha seriam preservadas; o Projeto Tietê seria implantado; o Reservatório Billings seria manancial com tratamento especial de suas águas; todos os reservatórios deveriam ser utilizados com finalidades múltiplas, inclusive o Billings; todos os sistemas produtores de água deveriam ter suas bacias saneadas

ambientalmente e protegidas e os mananciais Itapanhaú e Itatinga deveriam ser reservados para o atendimento da Baixada Santista.

Nesse estudo foi empregada modelagem tanto ao longo dos rios, como nos reservatórios Billings, Pirapora e Barra Bonita. Ao longo dos rios, foi utilizado o modelo QUAL2-E com uma abordagem similar ao do Projeto Tietê, sem contar, todavia, com um tratamento dos dados de entrada para carregamento do modelo como o descrito no item 1.3.1 para o Projeto Tietê.

Modelo WASP

O WASP, *Water Analysis Simulation Program* (WOLL 2004), é um programa desenvolvido para simular os processos de hidrodinâmica e qualidade da água em uma, duas ou três dimensões, com o intuito de avaliar o destino e o transporte de contaminantes convencionais e tóxicos. Ciclos de OD/DBO detalhados, nitrogênio, fósforo e fitoplâncton são simulados usando o componente de qualidade da água eutro. O módulo Toxi também avalia a cinética de substâncias tóxicas. O WASP tem sido usado em conjunto com o modelo de cargas *Storm Water Management Model*, e aplicado largamente nos Estados Unidos e freqüentemente na América Latina, podendo ser visto a partir do sítio <http://www.epa.gov/athens/wwqts/html/wasp.html>.

Para os reservatórios, o Hidroplan utilizou o modelo EUTRO-4, que constitui um dos módulos integrantes do modelo de simulação WASP-4, distribuído pela agência ambiental norte-americana – EPA. Seu programa fonte foi alterado de forma a adequar alguns de seus algoritmos ao comportamento peculiar dos sistemas hídricos analisados, passando a se denominar "WNOV22V4" (SHRSO 1995).

Resultados

Como resultados são apresentados as segmentações adotadas para cada alternativa de estudo, bem como as vazões e concentrações utilizadas nos braços do Billings, nos braços de Barra Bonita e em Pirapora. No Reservatório Billings e em Pirapora foram consideradas três situações a 1S, a 2S e a FS, que correspondem à época de seca. As

curvas construídas para essas concentrações e diversas vazões bombeadas foram utilizadas para avaliar as concentrações e vazões no intervalo simulado.

Os arquivos do modelo WASP foram gerados em tabelas ASCII (American Standard Code for Information Exchange) a partir de cenários pré-definidos no Hidroplan, contemplando distintos modos de operação do sistema Alto Tietê e distintas segmentações do Reservatório Billings. A Figura 7 ilustra a segmentação e resultados da utilização do modelo WASP para o Reservatório Billings.

Figura 7 – Modelagem com o modelo WASP no Reservatório Billings (SRHSO 1995)

1.3.3. Outros Modelos Aplicados no Alto Tietê

O SIMOX, Dissolved Oxygen Simulation Model (BARTONE 1973), é um modelo de simulação de oxigênio dissolvido para rios e canais que inclui OD/DBO, bactérias e uma substância conservativa. A versão mais recente possui também decaimento de primeira ordem de nitrogênio e fósforo para representar sedimentação, absorção e transformação. Esse modelo foi originalmente desenvolvido por Carl Bartone e pelo engenheiro Walter Castagnino, consultores do CEPIS, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, sendo publicado em 1973 o primeiro manual do programa.

No início dos anos 80 a CETESB utilizou esse modelo, tendo como finalidade simular a variação da qualidade das águas do Rio Tietê a jusante de Rasgão, decorrente das diferentes condições operacionais do Sistema Alto Tietê.

Especificamente nesse estudo do Médio Tietê, foi aplicada a versão do modelo também conhecida como SIMOX III. Esse modelo simula oxigênio dissolvido, DBO carbonácea, DBO nitrogenada, nitrogênio total, fósforo total e coliformes, todos em regime permanente.

No Plano Diretor de Utilização Integrada de Recursos Hídricos na RMSP - Plano SANESP (SRHSO 1982), segmentou-se o trecho entre Rasgão e Barra Bonita em um total de 13 trechos, sendo sete pertencentes ao Rio Tietê e cinco aos afluentes principais. O trecho foi calibrado para a condição hidráulico-sanitária mais crítica, com vazões mínimas correspondentes aos dados de carga poluidora disponíveis no ano de 1978 e considerando descargas de $1 \text{ m}^3/\text{s}$ a jusante de Pirapora.

Para o projeto do Médio Tietê, inicialmente foram mantidos a segmentação e os coeficientes de reaeração e de desoxigenação iguais aos do Plano SANESP. Foram alterados os dados de qualidade e de hidrologia, segundo os valores obtidos nas campanhas (CETESB 1984) de medição de tempo de trânsito realizadas entre fevereiro e março de 1984.

Com os dados obtidos nas duas campanhas realizadas, foram feitas rodadas para calibrar o modelo. Os resultados de OD e DBO indicaram a necessidade de um refinamento maior nos dados de entrada dos trechos 10, 20 e 30, pois neles os valores do coeficiente de reaeração foram fixados e não calculados pelas características hidráulicas do trecho. Nos trechos 70 e 90, na calibração de OD com os dados de março de 1984, o valor simulado esteve muito abaixo do observado em campo. Isso foi atribuído à maior reaeração nesse trecho quando a descarga em Pirapora é mantida baixa. Para os valores de nitrogênio total, os resultados mostraram que o modelo estava calibrado, mas para o fósforo total ele se comportou de maneira diferente, sendo necessário um estudo mais intensivo.

1.3.4. O modelo usado no Programa Guarapiranga

Com relação a um modelo de geração de carga na bacia de drenagem, um bom exemplo é o que foi aplicado no Reservatório Guarapiranga (SHRSO 1999), que, como se verá mais adiante, serviu de insumo para a avaliação de cargas afluentes no Reservatório Billings.

O Reservatório Guarapiranga, localizado na parte sul da Região Metropolitana de São Paulo, tem uma capacidade de armazenamento de $180 \times 10^6 \text{ m}^3$, um espelho d'água máximo de 26 km^2 , e uma bacia de drenagem com cerca de 640 km^2 (Figura 8) abrangendo os municípios de São Paulo (34% da área), Embu (7%), Itapeverica da Serra (23%), Embu-Guaçu (24%), Cotia (3%), São Lourenço da Serra (5%) e Juquitiba (1%). Construído pela Light no início do século passado, com a função de regularizar a vazão para geração de eletricidade a partir dos reservatórios Edgard de Souza e Billings, vem, a partir de 1958, sendo utilizado exclusivamente para abastecimento da população da RMSP, sendo responsável hoje pelo abastecimento de mais de três milhões de habitantes.

A pressão da expansão urbana na área desta bacia fez com que o Governo de São Paulo, em 1975, aprovasse a Lei de Proteção de Mananciais. A legislação, por um lado, conteve a atividade industrial na bacia, mas, por outro, não foi suficiente para conter o processo de urbanização descontrolada da periferia de São Paulo, com o aumento do número de loteamentos clandestinos. Este fato, somado ao crescimento da RMSP, contribuiu para que ocorresse uma crescente ocupação desordenada da bacia, o que agravou a velocidade de degradação do manancial. As Figuras 8 e 9 ilustram a ocupação urbana da bacia do Guarapiranga e os municípios que a compõem.

A identificação da necessidade de ações e medidas visando à manutenção da qualidade da água da Bacia do Guarapiranga, preservando e garantindo sua utilização para o abastecimento público, foi o principal fator, no início da década de 90, que deu origem à formulação do Programa Guarapiranga, buscando a reversão da tendência de degradação do manancial, que era observada naquela época. Esse

programa, controlado pela Secretaria de Recursos Hídricos e Saneamento de São Paulo, através da Unidade de Gerenciamento de Programa – UGP Guarapiranga, teve também como executores a Cia. de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, Secretaria Estadual do Meio Ambiente, Companhia de Desenvolvimento Habitacional e Urbano – CDHU e Prefeitura Municipal de São Paulo. Às prefeituras de Embu, Itapequerica da Serra e Embu-Guaçu couberam responsabilidades operacionais, relativas à infra-estrutura e equipamentos, implantados no decorrer do Programa.

Figura 8 – Reservatório Guarapiranga e Rio Pinheiros

Figura 9 – Bacia do Guarapiranga e municípios

O Programa foi concebido com o objetivo geral de preservar a qualidade da água do manancial, mantendo suas condições operacionais, controlando e ordenando a ocupação do território e melhorando a qualidade de vida da população residente, particularmente no que diz respeito a infra-estrutura sanitária e habitação.

Os objetivos específicos do Programa abrangiam:

- 1) Correção dos principais fatores de poluição dos corpos d'água naturais.
- 2) Melhoria dos padrões de ocupação urbana.
- 3) Melhoria da qualidade de vida da população residente.
- 4) Melhoria do padrão operacional dos serviços públicos de infra-estrutura.
- 5) Proteção e recuperação ambiental.
- 6) Contenção da ocupação inadequada e promoção de usos compatíveis.
- 7) Desenvolvimento tecnológico.
- 8) Instituição de um sistema de gestão integrada da bacia.

A metodologia utilizada para determinar a hierarquia das intervenções propostas e estimar seus efeitos sobre a qualidade da água foi, com base nos dados do monitoramento da qualidade da água realizado por SABESP e CETESB, o desenvolvimento de um modelo (SHRSO 1999) de correlação entre uso do solo e qualidade da água.

As intervenções do Programa foram propostas a partir de uma visão sistêmica, podendo ser entendidas como organizadas segundo as seguintes dimensões: (i) ações no território da bacia; (ii) ações diretas nos corpos d'água ; (iii) ações no sistema de tratamento para abastecimento; e (iv) ações de gestão.

As ações no território da bacia incluíram a ampliação e melhoria do sistema de esgotamento sanitário, a urbanização de favelas, a adequação de infra-estrutura urbana, a coleta e disposição de resíduos sólidos e a delimitação e implantação de parques visando garantir um uso do solo compatível com a área do manancial.

Nos tributários foi implantado um protótipo de estrutura de inativação de nutrientes por flotação e foram conceituadas soluções de abatimento de cargas nas várzeas, em *wetlands* construídas ou naturais para o abatimento de cargas difusas e residuais de esgotos no sistema de drenagem natural. No reservatório foram realizados avanços na compreensão dos processos que condicionam a qualidade da água, além da otimização do processo de aplicação de algicidas e especificação de um projeto piloto para circulação forçada por aeração do reservatório.

Com relação à Estação de Tratamento de Água Alto da Boa Vista, local de tratamento da água captada no Guarapiranga, foi realizado um estudo de tratabilidade, que definiu uma seqüência de intervenções. Seguindo a recomendação desse estudo (SABESP 1998b), foram implantados os sistemas de aplicação de carvão ativado, pré-oxidação com cloro, e a aplicação de permanganato de potássio, visando à melhoria do controle do gosto e odor na água distribuída.

As ações de gestão implicaram o desenvolvimento de ferramentas técnicas para acompanhamento e avaliação da qualidade da água, e de sua correlação com o uso do solo na bacia, incluindo o Sistema de Informações Geográficas – SIG; um Sistema de Qualidade da Água – SIQUA e o Modelo Matemático de Correlação Uso do Solo e Qualidade da Água – MQUAL (SHRSO 1999).

O Sistema de Informações Geográficas – SIG formou a base temática que subsidiou os estudos de uso do solo, correlacionando-os com as cargas poluidoras da represa. Desenhado na escala 1:10.000 o SIG abrange mapas nos temas cartográficos, meio natural e meio sócio-econômico. O Sistema de Informações de Qualidade da Água – SIQUA foi desenvolvido com o objetivo de organizar e integrar os dados e informações geradas por diversas entidades em um sistema informatizado em rede, permitindo um controle mais eficiente da qualidade da água.

O modelo matemático de Correlação Uso do Solo e Qualidade da Água – MQUAL teve a função de explicitar as relações entre o uso, ocupação e manejo do solo na bacia, e a qualidade das águas para fins de abastecimento público, de forma a

subsidiar a tomada de decisões com o melhor conhecimento possível das implicações de cada alternativa sobre o sistema hídrico, oferecendo resposta às análises:

- 1) da qualidade futura do manancial sob diversas hipóteses de ocupação da bacia, de implantação de sistemas de saneamento e ações de controle;
- 2) de novas políticas de uso do solo, com a identificação clara das contribuições específicas de cada categoria de uso do solo na qualidade da água, além de áreas prioritárias para preservação e recuperação;
- 3) do licenciamento de grandes empreendimentos, com o uso de uma ferramenta adequada para a avaliação de impactos sobre a qualidade das águas;
- 4) de novas medidas de controle ambiental que possam ser propostas, a partir do conhecimento mais detalhado da bacia.

Concebido para ser uma ferramenta de planejamento e gestão, com uma estrutura que permitisse aperfeiçoamentos progressivos na medida em que novas informações e conhecimentos fossem possíveis de serem utilizados, o MQUAL permitiu a adoção de uma estratégia de avanço na modelagem dos fenômenos envolvidos, numa abordagem compatível com o grau de conhecimento alcançado sobre o ecossistema com a base de dados disponíveis. Em função de sua adequação, essa abordagem também é utilizada hoje nos outros mananciais da Região Metropolitana de São Paulo, inclusive no Programa Mananciais (SHRSO 2005), cuja preparação está se finalizando no presente momento pelo Governo do Estado de São Paulo com suporte financeiro do BIRD.

É importante destacar que a Lei Específica do Guarapiranga, que teve seu processo iniciado em 1997 foi sancionada no dia 16 de janeiro de 2006 pelo governador de São Paulo como Lei Estadual 12.233 (SÃO PAULO 2006). Outro marco importante que ocorreu na legislação de recursos hídricos no Estado de São Paulo, foi a aprovação, em dezembro de 2005, da Lei Estadual 12.183 que institui a cobrança pelo uso da água no Estado. Nos moldes como foi concebida, esta lei poderá dar o suporte financeiro para a gestão do Guarapiranga com suporte em sua Lei Específica.

1.4 Justificativa da pesquisa

A partir da experiência do autor no desenvolvimento e na implantação de modelos matemáticos para estudos de circulação e qualidade da água em rios, reservatórios, estuários e área oceânica em projetos hidrelétricos, de saneamento, derramamentos de petróleo, programas de recuperação de recursos hídricos e gestão de agências de bacias hidrográficas, o autor deste trabalho tomou conhecimento dos diversos modelos matemáticos existentes e pôde verificar as limitações e as vantagens da aplicação de cada um deles em situações distintas.

Por estar envolvido num estudo inédito no Brasil, viabilizado pelo JSF – Japan Special Fund através de um contrato assinado pelo BID – Banco Interamericano de Desenvolvimento e a CETESB, cujo objetivo é a realização de assistência técnica para implantação de um modelo matemático hidrodinâmico 3D de qualidade da água integrado, para os reservatórios Billings e Barra-Bonita e os rios Tietê e Pinheiros, o autor teve a oportunidade de verificar a viabilidade da utilização dos modelos ELCOM – *Estuary and Lake Computer Model* (HODGES 2001a) e CAEDYM – *Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model* (ROMERO 2003) para simular a circulação e qualidade da água do Reservatório Billings, e sua utilização na avaliação das potenciais alterações na qualidade da água, decorrentes de distintos cenários de ocupação da bacia e operação do reservatório. Esses modelos são bem mais complexos do que outros anteriormente utilizados no Brasil, pois tanto a abordagem dinâmica como a 3D exigem grande esforço técnico e material, na obtenção de dados, na realização das simulações e na análise dos resultados.

A avaliação da implantação de modelos matemáticos mais complexos na realidade nacional é uma necessidade atual, em virtude da existência de diversos programas que visam à melhoria e manutenção da qualidade da água do Alto Tietê – implicando a participação de técnicos nacionais e o aporte de recursos por organismos financiadores internacionais – e da discussão dos instrumentos definidos no marco regulatório, envolvendo a Política Nacional e Estadual de Recursos Hídricos, os comitês e agências de Bacia, e as Leis Específicas de Mananciais.

A multiplicidade de usos dos recursos hídricos do Reservatório Billings vem, há décadas, provocando conflitos entre os interesses das instituições envolvidas na gestão desse recurso (SRHSO 1995). Desde 2002, está em discussão a questão da utilização da técnica de flotação para o tratamento da água do Rio Pinheiros, para viabilizar o bombeamento das águas desse rio para o Reservatório Billings, tendo como fim a geração de energia elétrica na Usina Henry Borden.

Além das análises da eficiência e custos do processo de flotação, a avaliação do impacto dessa operação no Reservatório Billings, seja ao longo do corpo central, seja no braço do Taquacetuba, de onde se bombeia água para o Reservatório Guarapiranga, para abastecimento público, seja no braço do Rio Pequeno, de onde há projetos com a intenção de se bombear água para o compartimento Rio Grande, para abastecimento público, pode ser subsidiada com um modelo de circulação 3D, como é o modelo ELCOM-CAEDYM, descrito adiante, no Capítulo 3.

O Reservatório Billings situa-se a sul da cidade de São Paulo, apresentando uma área máxima de 120 km² e uma capacidade máxima de armazenamento de 1,20x10⁹ m³. Construído em 1927 pela Light (The São Paulo Tramway, Light and Power Company Limited), tinha como objetivo o aproveitamento das águas da Bacia do Alto Tietê para a geração de energia elétrica na Usina Henry Borden, localizada em Cubatão, utilizando-se o desnível da Serra do Mar.

No início dos anos 40, iniciou-se o desvio de parte da água do Rio Tietê e seus afluentes para o Reservatório Billings, buscando o aumento da vazão do reservatório e a conseqüente ampliação da capacidade de geração de energia elétrica. Esse processo foi viabilizado através da reversão do curso do Rio Pinheiros, proporcionado pela implantação das Usinas Elevatórias de Pedreira e Traição, situadas ao longo de seu leito, que encaminham as águas, das bacias do Tietê e Pinheiros, para a barragem reguladora do Canal das Pedras (*Summit Control*), localizada no Reservatório Rio das Pedras.

O processo de reversão do curso do Rio Pinheiros favoreceu as ações de controle das enchentes e afastamento dos efluentes industriais e do esgoto sanitário gerado pela cidade de São Paulo do Médio Tietê. Porém, as alterações prejudiciais à qualidade da água do Reservatório Billings ocorridas poucos anos após o início dessa operação, possibilitando o desenvolvimento de algas potencialmente tóxicas, levaram à interceptação total do Braço Rio Grande, em 1982, por meio da construção da Barragem Anchieta, para proteção do Sistema Produtor Rio Grande, implantado em 1958.

Dois anos depois, o governo estadual determinou que parte das águas do Rio Tietê fosse encaminhada ao seu curso natural, ou seja, à bacia hidrográfica do Médio Tietê Superior, caracterizando a operação balanceada (Figura 4).

Em 1992 a Secretaria Estadual do Meio Ambiente aprovou a Resolução nº 3, em 04/09/1992, que restringiu o bombeamento a situações emergenciais, entre as quais a ameaça de enchentes e o risco de colapso na produção de energia elétrica, e em 1996 a Resolução Conjunta SEE/SMA/SRHSO nº1, em 13/03/1996, restringiu definitivamente o bombeamento aos casos de ameaça de enchente e ao controle de formação de espumas na cidade de Pirapora do Bom Jesus.

O Braço do Rio Grande fornece $4,2 \text{ m}^3/\text{s}$ para o Sistema Produtor Rio Grande, citado anteriormente, constituído pela Estação de Tratamento de Água Riacho Grande, operada pela SABESP, responsável pelo abastecimento de aproximadamente 1,2 milhão de pessoas localizadas nos municípios de Diadema, São Bernardo do Campo e Santo André (parcial). A partir de 2000, foi construída e iniciada a operação de um conjunto de duas elevatórias situadas no Braço do Taquacetuba que permitem a transferência de $2 \text{ m}^3/\text{s}$ para o Reservatório Guarapiranga. Em função da estiagem severa de 2000, foi emitida uma licença especial para que, em casos de emergência, possa ser transferida uma vazão de até $4 \text{ m}^3/\text{s}$.

Com o objetivo de viabilizar o aumento de vazões bombeadas do Rio Pinheiros para o Reservatório Billings foi firmado um convênio entre o Governo do Estado de São

Paulo, EMAE, SABESP e CETESB, para a implantação de um tratamento com flotação no Rio Pinheiros, que supostamente garantiria uma boa qualidade na água bombeada para o Reservatório Billings. De acordo com esse convênio, a EMAE fornece as instalações, a SABESP realiza a supervisão técnica do processo e a CETESB executa o monitoramento do processo. O projeto original prevê o bombeamento de 50 m³/s, estando implantado um piloto para o bombeamento de 10 m³/s através de um consórcio formado entre EMAE e Petrobrás. A Figura 10 ilustra os usos múltiplos na bacia do Alto Tietê, e a Figura 11 apresenta fotos da instalação piloto de flotação no Rio Pinheiros e do ponto de captação no braço do Taquacetuba.

Figura 10 – Reservatório Billings – usos compartilhados

Figura 11 – Instalação piloto de flotação no Rio Pinheiros e bombeamento no Taquacetuba

O processo de flotação funciona com a injeção de ar e produtos químicos (por meio de bombas e compressores) para aglutinar os sólidos acumulados nas águas dos rios, formando um lodo em suspensão, que é retirado, tratado e depositado em área especialmente preparada para isso.

A proposta do método é reduzir o grau de eutrofização dos reservatórios, diminuindo o aporte de nutrientes que favorecem o surgimento de grandes florações de algas que prejudicam o tratamento da água para distribuição. O projeto de flotação prevê a implantação do sistema em pontos estratégicos ao longo do Rio Pinheiros e nos trechos com pior qualidade da água entre a Estrutura do Retiro e a Elevatória de Pedreira. A meta do sistema concebido é garantir que as águas do complexo atinjam o Reservatório Billings com padrões de qualidade compatíveis aos da Classe 2, considerando a possibilidade de revisão das regras atuais para a reversão de fluxo do Pinheiros. A melhoria das águas e sua classificação dentro dos padrões da Classe 2 garantiriam a retomada das operações de bombeamento na Usina Elevatória de Pedreira, para a compatibilização dos demais usos múltiplos do Reservatório Billings, como o controle de cheias, a geração de energia e a recuperação e preservação de ecossistemas afetados. Há ressalvas (FARIAS 2002) com relação à eficiência desse projeto no bombeamento do Rio Pinheiros/Tietê para a Billings, tendo o Ministério Público vetado o início da operação piloto, prevista inicialmente para janeiro de 2003. Após uma longa batalha jurídica os testes iniciais da flotação no Rio Pinheiros estão previstos para o início de 2006.

Considerando todas essas premissas, uma justificativa para o desenvolvimento do presente trabalho está focada na possibilidade de se simular, com maior precisão, a circulação e a qualidade da água no Reservatório Billings e na relevância dessas simulações para a gestão dos recursos hídricos. Os resultados de simulações com um modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água podem subsidiar prognósticos da qualidade da água neste reservatório, frente à variação de condições meteorológicas, de operação das estruturas hidráulicas, ou compartimentação de braços, que não podem ser obtidos com o mesmo detalhamento com os modelos já aplicados neste reservatório.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

O objetivo deste trabalho é verificar a viabilidade da implantação e utilização de um modelo matemático hidrodinâmico 3D de qualidade da água e avaliar sua utilidade na gestão do Reservatório Billings, tendo como foco a avaliação das alterações na qualidade da água neste reservatório em função de eventos específicos, tais como bombeamentos contínuos e/ou intermitentes na estação elevatória de Pedreira, variação de condições meteorológicas e compartimentação de braços do reservatório.

2.2. Objetivos específicos

Pretende-se que a aplicação do modelo sirva de subsídio à uma eventual retomada da discussão das regras de operação do Alto Tietê e à definição de metas e ações para o acompanhamento e manutenção da qualidade da água na bacia hidrográfica. Será realizada a aplicação deste modelo na Bacia Billings, no Estado de São Paulo, devendo-se:

- 1) Identificar as funções de forças relevantes no processo.
- 2) Definir e preparar os dados necessários à simulação.
- 3) Interagir com as instituições responsáveis pela gestão do Reservatório Billings;
- 4) Utilizar o modelo para reproduzir eventos específicos.
- 5) Verificar a possibilidade de se simular a qualidade da água frente a distintos cenários de ocupação, operação e condições meteorológicas.
- 6) Avaliar a viabilidade de aplicar o modelo na gestão dos recursos hídricos, relatando vantagens, desvantagens e limitações e fazendo recomendações para orientar novas aplicações.

3. METODOLOGIA

3.1 O modelo utilizado

A proposta inicial foi a de utilizar um modelo hidrodinâmico 3D capaz de simular a qualidade da água na Billings, sendo a escolha deste modelo realizada a partir de um levantamento preliminar dos modelos existentes e sua classificação de acordo com critérios relevantes.

Existem diversos modelos matemáticos hidrodinâmicos e de qualidade de água disponíveis para avaliar a qualidade da água em reservatórios, lagos e rios. Os modelos podem ser empíricos ou determinísticos, estacionários ou dinâmicos (BARTH 1987; PORTO 1991). Os modelos empíricos estimam a qualidade de água através de correlações com dados de campo, enquanto os modelos determinísticos simulam os mecanismos físicos químicos e biológicos que ocorrem naturalmente e os parâmetros do modelo são derivados de experimentos laboratoriais, medições de campo e experiências passadas. Os modelos estacionários assumem que não há variações no tempo e adotam o estado de equilíbrio. Já os modelos dinâmicos simulam a variação temporal nas transformações físicas, químicas e biológicas do sistema.

Escolha do modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água

O modelo de reservatório utilizado neste trabalho é o modelo ELCOM/CEDYM (HODGES 2001b; HIPSEY 2003), desenvolvido pelo Centre for Water Resources da University of Western Australia - CWR, e adotado programa de assistência técnica de transferência tecnológica em modelagem hidrodinâmica 3D de qualidade da água para o Alto Tietê (BID 2005), conforme descrito no item 1.4. A escolha do modelo considerou o atendimento dos seguintes critérios:

- 1) **Três Dimensões:** O Reservatório Billings requer um modelo em três dimensões para capturar a grande variação horizontal e vertical da qualidade de água e dos processos hidrodinâmicos.
- 2) **Dinâmico:** O modelo deve ser capaz de simular os efeitos transientes, como uma onda de cheia ou a reversão do Rio Pinheiros para o Reservatório Billings.

- 3) **Determinístico:** As parametrizações da qualidade de água e ecologia aquática no modelo devem ser baseadas em processos não totalmente empíricos pelas seguintes razões:
- A quantidade de dados monitorados na Bacia Billings não é suficiente para operar um modelo empírico.
  - Tais modelos podem ser empregados para prever estratégias ótimas de gestão fora do período de calibração. Assim, um modelo determinístico é recomendável.
- 4) **Sem Custo:** Os modelos não devem ter custo para quem os utiliza.

Como referência, a Tabela 2 lista modelos disponíveis para a simulação de processos em reservatório. Todos estes modelos são 3D, dinâmicos e determinísticos, sendo os modelos CEQUALCIM e WASP6 de distribuição gratuita, os modelos GEMSS, MIKE3 e DELFT3D modelos comerciais, e o modelo ELCOM-CAEDYM disponível a partir de acordo firmado com o CWR.

Tabela 2 –Exemplos de modelos de reservatório.

Modelo	Autor e/ou Distribuidor	Endereço na Internet
CE-QUAL-ICM *	US Army Corps of Engineers	www.wes.army.mil
WASP6*	US Environmental Protection Agency – EPA	www.epa.gov
GEMSS	J.E. Edinger Associates, Inc.	www.jeeai.com
MIKE3	Danish Hydraulic Institute-DHI	www.dhi.dk
DELFT3D	Delft Hydraulics	www.wldelft.nl
ELCOM-CAEDYM	Centre for Water Resource-CWR	www.cwr.uwa.edu.au

*- apenas qualidade da água

Todos os modelos listados na Tabela 2 têm bons exemplos de aplicações em reservatórios, que podem ser verificados a partir de seus sítios na internet. Em 1998 foi realizado pela SMA um estudo de avaliação da modelagem para o Reservatório Billings (SMA 1998a). Naquela época, foram recomendados três modelos: DELFT3D, MIKE e GLLVHT (EDINGER 1998), sendo este último integrado ao modelo GEMSS listado na Tabela2. Naquela época, em que este estudo foi realizado, o modelo ELCOM-CAEDYM não estava disponível, tendo sido avaliado um modelo para reservatório 1D desenvolvido pelo CWR, o DYRESM (HAMILTON 1992) .

Descrição dos modelos selecionados

Estuary and Lake Computer Model (ELCOM)

O ELCOM (HODGES 2001a, 2001b) é um modelo hidrodinâmico tridimensional para a previsão da distribuição de velocidades, temperaturas e salinidades em lagos e reservatórios estratificados sujeitos a fatores ambientais externos, tais como cisalhamento dos ventos, aquecimento e resfriamento da superfície. Foi desenvolvido no Centre for Water Resources da University of Western Australia -CWR³.

Esse modelo tem como finalidade viabilizar os estudos de modelagem de sistemas aquáticos em escalas temporais que compreendem desde horas até meses, embora o limite de aplicabilidade dependa do tamanho da malha e dos recursos computacionais disponíveis. É adequado para estudos comparativos de padrões de circulação de verão e de inverno, eventos de cheia e seca ou dispersão de poluentes. O modelo pode ser executado separadamente em estudos hidrodinâmicos ou conjugado com outros modelos como, por exemplo, o CAEDYM (ROMERO 2003), também desenvolvido pelo CWR, em simulações de processos biológicos e químicos.

A aplicação do ELCOM no Brasil foi verificada no Reservatório do Lobo, localizado no Estado de São Paulo, tendo sido objeto da tese de doutorado de Cristina Maria Magalhães Granadeiro Rio (2003), quando foi avaliada a capacidade de este modelo simular eventos de curta duração em reservatórios tropicais polimíticos.

O modelo resolve as equações dinâmica de Navier-Stokes, com as aproximações de Boussinesq e hidrostática (Reynolds-averaged Navier Stokes - RANS), e as equações de transporte para escalares (temperatura, salinidade e traçadores). Para o cálculo do transporte turbulento o modelo utiliza um modelo de sub-mistura. A evolução da superfície livre é governada pela equação da continuidade para fluidos incompressíveis, integrada na coluna d'água e aplicando-se a condição de contorno cinemática.

---

³ Mais informações podem ser obtidas no endereço <http://www2.cwr.uwa.edu.au/~ttfadmin/>.

As trocas de calor na superfície livre são realizadas através de um sub-modelo de transferência de calor na interface ar-água. A transferência de energia pela superfície livre é feita por componentes não penetrativos (radiações de ondas, evaporação, condução) e penetrativos (ondas curtas). Para um vetor de velocidade $\mathbf{V} = (u, v, w)$ as equações básicas que governam o processo são:

$$\nabla \cdot \mathbf{V} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \mathbf{V} \cdot \nabla u = -\frac{1}{\rho_o} \frac{\partial p}{\partial x} + \mu \nabla_{\perp}^2 u + \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu \frac{\partial u}{\partial z} \right) + fv \quad (2)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \mathbf{V} \cdot \nabla v = -\frac{1}{\rho_o} \frac{\partial p}{\partial y} + \mu \nabla_{\perp}^2 v + \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu \frac{\partial v}{\partial z} \right) + fu \quad (3)$$

onde:

$$\nabla = \left(\frac{\partial}{\partial x}, \frac{\partial}{\partial y}, \frac{\partial}{\partial z} \right), \quad \nabla_{\perp}^2 = \frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2}$$

μ e ν são as viscosidades horizontal e vertical, f é o parâmetro de Coriolis, p a pressão e ρ_o a densidade de referência. A discussão completa destas equações, bem como de sua solução numérica é encontrada em HODGES (2001a) e RIO (2003). Em seu trabalho de mestrado, o autor desenvolveu e aplicou um modelo bi-dimensional horizontal para circulação e qualidade da água em estuários bem misturados (JESUS 1989), onde também pode ser encontrada de forma detalhada a integração e discretização destas equações em duas dimensões.

Inicialmente, o ELCOM foi desenvolvido especificamente para simulação de lagos e reservatórios, sendo as simulações de lagos estratificados mais desafiantes, especialmente para períodos de poucos dias. A estratificação representa papel central na determinação de qualidade de água e é controlada por processos mais sutis, incluindo trocas de calor através da superfície, a cunha formada pelas vazões afluentes, ondas e fluxos verticais internos. Além disso, a difusão numérica

(espalhamento do constituinte em função da solução numérica e malha utilizada), em alguns modelos, pode afetar significativamente a representação desses processos físicos, com conseqüentes erros na simulação dos fluxos verticais da estratificação da densidade.

Para melhorar a precisão da simulação da hidrodinâmica de lagos estratificados, o modelo ELCOM inclui as seguintes características: esquema numérico conservativo para o transporte escalar, formulação para a camada de mistura pelo vento, condições de contorno contínuas, inserção de afluentes, modelagem da cunha formada pelas vazões afluentes, e abordagem da termodinâmica de superfície.

A cada passo de tempo o modelo executa os seguintes passos:

- 1) Introdução do aquecimento/resfriamento na camada superficial com o modelo de transferência de calor;
- 2) mistura das concentrações dos escalares simulados e da quantidade de movimento utilizando o modelo de camada de mistura turbulenta;
- 3) introdução da energia do vento como fonte de momento no modelo de camada de mistura;
- 4) solução da evolução da superfície livre e campos de velocidade;
- 5) difusão horizontal do momento;
- 6) advecção dos escalares;
- 7) difusão horizontal dos escalares.

Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model (CAEDYM)

O CAEDYM (*Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model*), o Modelo Computacional de Dinâmicas de Ecossistemas Aquáticos (ROMERO 2003; HIPSEY 2003), é um modelo matemático que pode ser executado independentemente ou acoplado aos modelos hidrodinâmicos DYRESM, DYRIM ou ELCOM, também desenvolvidos pelo CWR. É constituído por uma série de equações representando a maior parte dos processos biogeoquímicos, influenciadores da qualidade de água (HIPSEY 2003).

De forma simplificada, o CAEDYM contém uma coleção de sub-rotinas que formam uma biblioteca com as descrições de processos para produção primária e secundária, ciclos de nutrientes e de metais, dinâmica do oxigênio e o movimento de sólidos suspensos. A configuração do modelo é flexível podendo o usuário focar os processos de interesse. Por exemplo, o modelo pode ser configurado para auxiliar a compreensão e a gestão de um sistema através das relações nutrientes-fitoplâncton, ou configurado para a realização de pesquisas mais complexas a partir de uma seleção detalhada de variáveis.

As variáveis que podem ser simuladas incluem:

- 1) Oxigênio dissolvido;
- 2) pH;
- 3) cor;
- 4) nutrientes inorgânicos (ortofosfato, amônia, nitrato, silicato e carbono)
- 5) nutrientes orgânicos (fósforo, nitrogênio e carbono nas formas dissolvida e particulada, lábil e refratária);
- 6) sólidos suspensos inorgânicos;
- 7) metais
- 8) bactérias e patogênicos;
- 9) algas (até 7 grupos) ;
- 10) zooplâncton (até 5 grupos);
- 11) peixes (até 4 grupos)
- 12) organismos bentônicos

São simulados os processos de troca do sedimento com a coluna d'água dos nutrientes, metais e a demanda de oxigênio do sedimento. Para o oxigênio e nitrogênio são incluídas as trocas com a atmosfera. Para cada elemento simulado é estabelecido um conjunto de equações em função das formas consideradas para o elemento e dos processos considerados.

As figuras 12 e 13 apresentam de forma esquemática os processos que afetam as concentrações de oxigênio dissolvido na água e as possíveis formas e processos para

o fósforo. Os processos que afetam o oxigênio dissolvido incluem:

- 1) Troca com a atmosfera;
- 2) utilização de oxigênio na respiração de zooplâncton;
- 3) utilização de oxigênio na respiração de peixes;
- 4) produção fotossintética e consumo por respiração de organismos bentônicos;
- 5) utilização de oxigênio na interface água e sedimento;
- 6) utilização de oxigênio no processo de nitrificação;
- 7) utilização de oxigênio por bactérias no processo de degradação de matéria orgânica
- 8) produção fotossintética e consumo por respiração de algas.

Figura 12 – Representação esquemática da dinâmica do oxigênio dissolvido

No caso do fósforo os principais processos que afetam as concentrações das distintas formas de fósforo que podem ser simuladas pelo modelo incluem:

- 1) Mineralização de fósforo orgânico dissolvido (lábil e particulado) em ortofosfato;
- 2) consumo de ortofosfato por algas e organismos bentônicos;
- 3) fluxo entre a coluna d'água e sedimento de ortofosfato, fósforo inorgânico particulado e fósforo orgânico dissolvido (lábil e particulado);
- 4) adsorção do ortofosfato nos sólidos inorgânicos suspensos

Figura 13 - Representação esquemática da dinâmica do fósforo

Nas simulações do fósforo o CAEDYM calcula as interações entre o ortofosfato, fósforo lábil (dissolvido e particulado) e o fósforo interno nas algas na coluna d'água, sendo as demais formas de fósforo opcionais.

Com relação às variáveis biológicas o CAEDYM pode simular até sete grupos de algas, cinco grupos de zooplâncton e quatro de peixes, tanto na coluna d'água como na zona bentônica. Os níveis tróficos mais elevados, tais como o dos zooplânctons e dos peixes, podem ser simulados quando se tem disponível dados de campo adequados e um componente de ciclo microbiano que faça parte do ciclo do carbono. Quando os dados de monitoramento permitem, esse modelo pode ser utilizado para reproduzir processos biogeoquímicos, e determinação de espécies e sucessão de algas. De relevância particular, para reservatórios utilizados para abastecimento público, cita-se a habilidade desse modelo para simular a ocorrência de florações de algas azuis.

Para a obtenção de informações espaciais mais detalhadas, o modelo CAEDYM pode ser executado em conjunto com o modelo hidrodinâmico tridimensional ELCOM ou os modelos unidimensionais vertical DYRESM e longitudinal DYRIM, também desenvolvidos pelo CWR. Como forma de otimizar os requisitos de memória e velocidade, o CAEDYM compartilha uma estrutura de dados interna comum com estes modelos. Também são utilizados formatos comuns de armazenamento de dados

de saída e compartilhamento da rotina de interface gráfica com o usuário para visualização da configuração do modelo e apresentação de resultados.

Tanto o ELCOM como o CAEDYM foram desenvolvidos em linguagem FORTRAN, sendo alimentados por arquivos no formato ASCII. Por opção do CWR os modelos rodam em ambiente LINUX, podendo rodar em ambiente Windows a partir de um emulador do sistema LINUX, como por exemplo o cygwin, que pode ser encontrado gratuitamente em www.cygwin.com. A saída do modelo é composta por uma série de arquivos tanto no formato ASCII, como no formato netcdf que é dedicado a interfaces gráficas tais como o matlab, ou outras específicas tais como as desenvolvidas pelo CWR em linguagem Java.

A Figura 14 ilustra exemplos de aplicações dos modelos ELCOM e CAEDYM em quatro reservatórios para distintos parâmetros. Pode-se ver o bom ajuste das simulações da temperatura no reservatório de Myponga, no sul da Austrália, em comparação com os dados monitorados. Nesta figura também são apresentadas representações gráficas dos processos simulados pelos modelos ELCOM e CAEDYM.

Modelo para estimativa de cargas geradas na bacia de contribuição

Foi necessária a adoção de um modelo de geração de cargas para a alimentação do modelo hidrodinâmico. Como dito anteriormente, a região em estudo tem implantado um modelo de geração de cargas para discussão da Lei Específica da Billings. Esse modelo segue a mesma estrutura do modelo MQUAL, desenvolvido para estabelecer a correlação entre o uso do solo e qualidade da água na Bacia Guarapiranga (SHRSO 1999). O fato é que o MQUAL é um modelo de regime estacionário ou permanente, isto é, a carga gerada é constante ao longo do tempo, e para alimentar um modelo hidrodinâmico é necessário que se tenha uma variação temporal das cargas poluidoras, do mesmo modo que se tem nas vazões afluentes, na operação do reservatório e nas condições meteorológicas.

Figura 14 – Aplicações e diagramas de blocos dos modelos ELCOM/CAEDYM
(www.cwr.uwa.edu.au)

a) Simulação de salinidade e temperatura para o Reservatório de Brownlee - Idaho, EUA.

b) Simulação decaimento e transporte de patogênicos no Reservatório de Myponga, sul da Austrália.

c) Simulação de termoclinas com o ELCOM no Reservatório Myponga, sul da Austrália.

d) Simulação 3D da dinâmica de turbidez / sólidos suspensos no Lago Kinneret (Israel).

e) Representação das funções de força na dinâmica do reservatório.

f) Representação artística das dinâmicas do nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido e carbono.

O modelo de carga utilizado foi o Load Model, que se divide no *Effluent Load Model* e *Runoff Load Model*, desenvolvido e muito utilizado no Japão (TAJIMA 2003). O *Effluent Load Model* estima a carga gerada nas sub-bacias, somando a carga doméstica, a carga industrial e a carga difusa, por meio de dados como população, uso e ocupação do solo, existência ou não de tratamento etc. Já o *Runoff Load Model* relaciona dados diários de precipitação, evaporação e vazão com séries interrompidas, de modo a gerar séries contínuas de vazões diárias através de um módulo denominado *Tank Model*. Usando dados monitorados ou campanhas nas quais existe o monitoramento de vazão e concentração de dados de qualidade de água, relaciona-se a vazão com a carga. A partir dessa relação e da série diária de vazão, obtêm-se dados diários de concentração para os parâmetros de qualidade de água. Com os dados gerados através do *Effluent Load Model* e do *Runoff Load Model*, obtém-se uma relação entre as cargas geradas ao longo da bacia e as cargas remanescentes na foz de cada bacia. É importante ressaltar que o método adotado é uma abordagem de estimativa, sendo esta uma alternativa para geração dos dados requeridos e inexistentes. Outras metodologias, como a adoção de dados monitorados, ou adoção de valores constantes, também podem ser utilizadas como série de dados para o modelo hidrodinâmico de qualidade da água.

O produto final do modelo de carga, representado na Figura 15, é a série diária de vazões e concentrações dos seguintes parâmetros de qualidade de água:

- 1) Demanda Bioquímica de Oxigênio.
- 2) Demanda Química de Oxigênio.
- 3) Nitrogênio Total.
- 4) Fósforo Total.
- 5) Sólidos Suspensos Totais.

Figura 15 – Fluxogramas representativos do *Runoff Load Model* e do *Effluent Load Model* (TAJIMA 2003)

Identificação, análise e compatibilização com a modelagem existente na região

Para a integração com estudos anteriores na região, foi realizada a identificação, recuperação e verificação das vantagens e desvantagens do aproveitamento tanto dos modelos, como da abordagem metodológica utilizada nos estudos de modelagem já desenvolvidos para o Alto Médio Tietê, visando a compatibilização com o presente estudo. Os principais tópicos focados incluíram: (i) *softwares* utilizados; (ii) trechos modelados; (iii) segmentação utilizada; (iv) arquivos de entrada existentes; (v) séries de dados utilizadas; (vi) preparação dos dados para alimentação dos modelos; (vii) calibrações e validações efetuadas; (viii) interfaces para preparação dos arquivos de entrada; e (ix) interfaces de saídas para visualização dos resultados.

Conforme dito no Capítulo 1, a região de estudo já foi objeto de diversos trabalhos de modelagem matemática. No Reservatório Billings já foram utilizados os modelos HARO e WASP, além de uma aplicação do modelo CE-QUAL-W2 (COLE 1995) no Braço do Rio Grande. A bacia de contribuição desse reservatório também já foi objeto de estudo para avaliação das cargas geradas (SMA 2005), sendo essa abordagem, mesmo que simplificada, utilizada hoje pelo Subcomitê Billings-Tamanduateí.

Todos os programas utilizados foram desenvolvidos em linguagem FORTRAN, utilizando arquivos no formato ASCII tanto para a entrada como para a saída dos resultados. A segmentação utilizada por esses estudos e os dados para a caracterização dos corpos hídricos e estruturas hidráulicas foram analisadas, bem como as séries de dados hidrometeorológicos, dados de monitoramento de qualidade da água, vazões de contribuição natural e cargas que aportam aos cursos d'água. Um aspecto importante se refere às interfaces de entrada e saída para tratamento dos dados utilizados, notadamente na abordagem utilizada para o cômputo das cargas e vazões que afluem aos cursos d'água em função da infra-estrutura de drenagem, coleta e tratamento de esgotos na RMSP.

3.2. A Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings

A bacia do Reservatório Billings localiza-se na porção sudeste da Região Metropolitana de São Paulo, fazendo limite a oeste, com a sub-bacia do Reservatório Guarapiranga e ao sul com a Serra do Mar, abrangendo parcelas territoriais dos municípios de Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo, São Paulo e Rio Grande da Serra (integralmente). Possui área de drenagem de 583 km² (7% da área total da RMSP) e tem como principais corpos d'água os reservatórios Billings, Rio Grande e Rio das Pedras, formados pelo represamento dos rios Grande (ou Jurubatuba), Pequeno, Pedra Branca, Taquacetuba, ribeirões Pires, Bororé, Cocaia, Guacuri e córregos Grota Funda e Alvarenga.

O Reservatório Billings é subdividido em oito unidades, denominadas braços, os quais correspondem às sub-bacias hidrográficas Braço do Rio Grande ou Jurubatuba, separado do corpo central pela barragem da Rodovia Anchieta (SP-150), Braço do Rio Pequeno, Braço do Rio Capivari, Braço do Rio Pedra Branca, Braço do Taquacetuba, Braço do Bororé, Braço do Cocaia e Braço do Alvarenga.

As figuras 16 e 17 ilustram a área da bacia hidrográfica e o reservatório Billings

Figura 16 – Bacia e Reservatório Billings na RMSP
(Imagem Landsat – 2002)

Figura 17 – Fotos de áreas na Bacia Billings
(Instituto Socioambiental 2000)

O Instituto Socioambiental - ISA, através da interpretação de imagens do satélite Landsat, em agosto de 1999, identificou os principais usos e ocupações do solo na bacia do Reservatório Billings. Os usos urbanos (áreas de ocupação consolidada e não consolidada) representavam aproximadamente 15% da área total da bacia. Foram identificadas, ainda, localidades ocupadas por chácaras, condomínios de baixa

densidade e outros usos residenciais não urbanos, que, em alguns casos, estão sujeitos à pressões de áreas de ocupação não consolidada adjacentes. Essas categorias de uso do solo foram agrupadas em áreas de ocupação dispersa e correspondiam a 5,6% da área total da bacia, porém tendem a se transformar em áreas urbanas em médio prazo. Aproximadamente 53% da área total da bacia apresentava cobertura florestal nativa, sendo identificados 1% de Mata Atlântica secundária em estado inicial de regeneração e 52% de Mata Atlântica primária ou secundária nos estágios médio e avançado de regeneração⁴. Na Tabela 3 são apresentadas as categorias e as extensões das áreas identificadas por esse estudo.

Tabela 3 – Uso do solo na Bacia do Reservatório Billings – 1999
(Instituto Socioambiental 2000)

Categoria	Área (ha)	%⁽¹⁾
Áreas urbanas não consolidadas	1.653,66	2,84
Áreas urbanas consolidadas	6.874,60	11,80
Áreas de ocupação dispersa	3.263,52	5,60
Solo exposto	57,66	0,10
Mineração	156,89	0,27
Campo antrópico/várzea ⁽²⁾	3.541,50	6,08
Mata Atlântica secundária em estágio inicial de regeneração	647,93	1,11
Mata Atlântica primária ou secundária nos estágios médio e avançado de regeneração	30.244,45	51,89
Reflorestamento	398,35	0,69
Indústrias	109,06	0,19
Outros ⁽³⁾	11.332,82	19,44
Áreas ocupadas por atividades humanas	15.661,92	26,89
Área com cobertura vegetal	31.290,73	53,69

Obs:

(1) Em relação à área total da sub-bacia do Reservatório Billings (58.280,32 hectares);

(2) Inclui agricultura, pastagens e várzeas, categorias de uso do solo que apresentam grande similaridade nas imagens de satélite, o que impossibilita a análise individualizada;

(3) Corpos d'água, nuvens e sombras.

O censo populacional realizado em 2000 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE apontou 863.004 habitantes residentes na sub-bacia do Reservatório Billings, dos quais 469.041 habitantes no município de São Paulo, seguido por São Bernardo do Campo (188.181 habitantes) e Ribeirão Pires (86.470 habitantes). Apesar de sua pequena contribuição territorial em relação à área total da

⁴ Conforme Resolução Conjunta SMA IBAMA/SP nº 01 de 17/02/1994.

bacia, o município de Diadema abrigava aproximadamente 60.000 pessoas, quase o mesmo número que a soma dos municípios de Rio Grande da Serra e Santo André, que, juntos, são responsáveis por mais de 25% da área total da sub-bacia.

Conforme dados fornecidos pelas prefeituras municipais e Secretaria Estadual do Meio Ambiente, a população residente em favelas era de 161.115 habitantes em 2000, o que correspondia a aproximadamente 17% da população total da bacia, distribuídos em 163 núcleos localizados principalmente em áreas anteriormente destinadas a equipamentos públicos ou impróprias para a ocupação nos loteamentos residenciais, terrenos públicos e margens do reservatório e córregos.

Os índices de atendimento dos sistemas de abastecimento de água, esgotamento sanitário, coleta e disposição final de resíduos sólidos domésticos e os sistemas produtores de água e de tratamento de esgotos dos municípios localizados na área dessa bacia são apresentados nas tabelas a seguir.

Tabela 4 – Índices de atendimento dos sistemas de abastecimento de água, esgotamento sanitário, coleta e disposição de resíduos sólidos domésticos

Município	Abastecimento de Água (%) ⁽¹⁾	Coleta de Esgotos (%) ⁽²⁾	Tratamento de Esgotos (%) ⁽²⁾	Coleta de Resíduos Sólidos Domésticos ⁽¹⁾	IQR - IQC do Aterro Sanitário ⁽³⁾
Diadema	99	80	0	99	IQR = 9,8
Ribeirão Pires	92	60	70	98	IQR = 9,8
Rio Grande da Serra	90	22	85	94	IQR = 9,8
Santo André	97	96	0	99	IQR = 9,3
São Bernardo do Campo	98	84	3	99	IQR = 9,8
São Paulo	99	92	67	99	IQR = 8,8 (Aterro Sanit. Bandeirantes); IQR = 8,3 (Aterro Sanit. São João); IQC = 5,3 (Usina de Comp. Vila Leopoldina)

Obs: (1) Fundação SEADE – 2000
 (2) Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – CETESB – 2004
 (3) Inventário de Resíduos – CETESB – 2003
 IQR – Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos
 IQC – Índice de Qualidade de Usina de Compostagem
 $0 \leq \text{IQR}/\text{IQC} \leq 6,0$ Condições inadequadas
 $6,1 < \text{IQR}/\text{IQC} \leq 8,0$ Condições controladas
 $8,1 < \text{IQR}/\text{IQC} \leq 10,0$ Condições adequadas

Tabela 5 – Sistemas produtores de água e de tratamento de esgotos
(SABESP 2002)

Município	Sistema Produtor de Água	Sistema de Tratamento de Esgoto
Diadema	Rio Grande – SABESP	-
Ribeirão Pires	Rio Claro / Ribeirão da Estiva – SABESP	ETE Barueri / Isolado – SABESP
Rio Grande da Serra	Ribeirão da Estiva – SABESP	Isolado – SABESP
Santo André	Rio Grande / Alto Tietê / Rio Claro – SABESP / Isolado – Municipal	-
São Bernardo do Campo	Rio Grande – SABESP	-
São Paulo	Guarapiranga – SABESP	ETE Barueri – SABESP

Dados da Rede CETESB de Monitoramento da Qualidade das Águas

Na Tabela 6 é apresentada para os anos de 1999 e 2004 a variação do Índice de Qualidade da Água – IQA calculado pela CETESB com base nos valores monitorados em sua rede de monitoramento e apresentados nos Relatórios de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo (CETESB 2004).

Além do IQA, a partir de 2002 a CETESB começou a divulgar outros índices para ampliar a discussão sobre a variação da qualidade da água nas águas interiores, em especial nas áreas de mananciais (CETESB 2002). São eles o Índice de Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP) e o Índice de Preservação da Vida Aquática (IVA), que por sua vez é composto pelo Índice de Variáveis Mínimas para Preservação da Vida Aquática – IPMCA e pelo Índice do Estado Trófico (IET). Além destes índices a CETESB publica também o Índice de Balneabilidade (IB), que tem por objetivo informar a população sobre as condições da balneabilidade nas praias, sejam de águas salinas, sejam de água doce.

O IQA é um índice que é utilizado pela CETESB desde 1975, sendo empregado para a gestão dos recursos hídricos no Estado de São Paulo. O IQA foi baseado em um estudo da National Sanitation Foundation dos Estados Unidos (BROWN RM 1970), sendo calculado a partir de 9 parâmetros (pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez, resíduo total, oxigênio dissolvido e coliformes fecais). Com a crescente necessidade da elaboração de novos

instrumentos para a gestão de recursos hídricos, que representassem, dentre outros, sua utilização para o abastecimento público e a preservação do equilíbrio ambiental das comunidades aquáticas, foram discutidos e adotados pela CETESB estes novos índices, tendo esta discussão ocorrido inclusive nesta casa, onde foi objeto da tese de doutorado de Maria de Lourdes Lorenzetti (2002).

A Tabela 7 apresenta para os anos de 2002 e 2004 a variação do IET, em oito pontos de monitoramento do Reservatório Billings, cujas localizações estão apresentadas na Figura 18 e descrita a seguir:

- 1) BILL02100 – Reservatório Billings perto de Pedreira.
- 2) BILL02500 – Reservatório Billings perto da rodovia dos Imigrantes.
- 3) BITQ00100 – Braço do Taquacetuba.
- 4) BILL02900 – Reservatório Billings perto do Summit Control.
- 5) PIRE02900 – Foz do Ribeirão Pires.
- 6) GADE02900 – Foz do Rio Grande.
- 7) RGDE02200 – Reservatório Rio Grande - meio do reservatório.
- 8) RGDE02900 – Reservatório Rio Grande – perto da rodovia Anchieta.

De modo geral a situação da qualidade da água no Reservatório Billings vem se mantendo constante ao longo dos últimos anos, ocorrendo eventos de florações de algas e detecções de efeitos tóxicos crônicos, provavelmente associados às algas azuis, que oneram e dificultam sua utilização para abastecimento público.

Com relação às águas que estão sendo bombeadas para a Guarapiranga, foram monitorados valores de concentração de cianobactérias superiores a 10.000 cél/mL no ponto BITQ00100, valor este considerado como alerta de acordo com os padrões de potabilidade da Portaria 1469 (BRASIL 2000).

O ponto PIRE02900 (Ribeirão Pires) é o local onde a qualidade da água apresenta pior qualidade, estando este ponto sobre forte influência dos lançamentos de esgotos doméstico do município de Ribeirão Pires.

Tabela 6 – Índice de Qualidade das Águas – IQA – 1999-2004 (CETESB 2002,2004)

Ponto de Monitoramento	Jan 2002	Jan 2004	Mar 2002	Mar 2004	Mai 2002	Mai 2004	Jul 2002	Jul 2004	Set 2002	Set 2004	Nov 2002	Nov 2004
BILL02100	44	72	70	79	74	81	83	75	62	62	57	62
BILL02500	59	82	70	88	86	80	81	82	83	68	73	84
BITQ00100	66	77	75	85	84	67	67	85	79	67	71	66
BILL02900	53	88	83	86	88	69	89	86	65	71	ND	78
PIRE02900	ND	ND	ND	47	ND	30	ND	37	ND	26	ND	34
GADE02900	53		41	69	49	60	54	67	50	48	50	64
RGDE02200	61		78	84	80	81	68	77	67	69	52	79
RGDE02900	91		74	88	83	78	90	78	83	86	79	77

Legenda: Azul – Ótima; Verde – Boa; Amarelo – Regular; Laranja – Ruim; Vermelho – Péssima; ND – não disponível

Tabela 7 – Índice do Estado Trófico – IET – 2002-2004 (CETESB 2002,2004)

Ponto de Monitoramento	Jan 2002	Jan 2004	Mar 2002	Mar 2004	Mai 2002	Mai 2004	Jul 2002	Jul 2004	Set 2002	Set 2004	Nov 2002	Nov 2004
BILL02100	65	68	63	62	62	62	55	71	58	61	71	64
BILL02500	60	60	61	61	65	59	58	64	54	63	62	61
BITQ00100	59	67	60	60	65	66	67	53	68	62	69	69
BILL02900	ND	46	36	46	56	50	53	62	53	40	ND	60
PIRE02900	ND	96	ND	73	ND	91	ND	90	ND	97	ND	85
GADE02900	69	63	58	53	68	63	62	69	63	65	58	56
RGDE02200	67	63	56	40	66	58	60	72	58	56	50	56
RGDE02900	66	53	57	51	60	52	53	60	59	44	49	47

Legenda: Azul – Oligotrófico; Verde – Mesotrófico; Amarelo – Eutrófico; Vermelho – Hipereutrófico; ND – não disponível

Figura 18 – Pontos CETESB de monitoramento no Reservatório Billings

De modo geral o estado trófico dos corpos d'água foi caracterizado em 2004 como eutrófico de maneira similar ao de 2002 quando este índice começou a ser publicado. O pior resultado foi obtido no Reservatório Rio Grande, no ponto PIRE02900, onde as águas foram classificadas como hipereutróficas, em consequência da influência dos efluentes domésticos de Ribeirão Pires. Nos pontos BILL02900 e GADE02900 o reservatório chegou às condições mesotróficas e oligotróficas, sendo que no Reservatório Billings este é um sinal da recuperação natural das águas, provocando um gradiente espacial de algas e outros parâmetros ao longo de seu eixo principal. No Reservatório Rio Grande, o monitoramento de níveis menores de estado trófico é também devido às aplicações do algicida sulfato de cobre (CETESB 2004).

Com relação à balneabilidade a situação de 2004 também é muito parecida com a dos anos anteriores, com constantes florações de algas que resultam em classificações impróprias para as praias. Além da CETESB, a SABESP também realiza um monitoramento sistemático na Billings, possuindo três bóias no corpo do Reservatório Billings para monitoramento contínuo de temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido e turbidez.

3.3. Preparação dos dados para implantação do modelo para o Reservatório Billings

A preparação de dados para o modelo inclui a coleta, tratamento e adequação de dados referentes a:

- 1) meteorologia;
- 2) hidrologia;
- 3) qualidade da água;
- 4) cargas afluentes;
- 5) estruturas físicas;
- 6) batimetria;
- 7) operação do reservatório.

Esses dados estão disponíveis em diversas instituições, tendo sido necessária sua coleta e uniformização. Essa tarefa contou com a contribuição e colaboração dos técnicos da CETESB, CPLEA, EMAE, SABESP e DAEE. Conforme dito anteriormente, um grande desafio foi a geração das séries temporais com intervalos diários, para as vazões e cargas afluentes ao Reservatório Billings através da bacia de contribuição direta.

A preparação dos dados é descrita em duas partes: a primeira referente ao modelo de carga e à geração das vazões e cargas geradas na bacia, e a segunda referente à preparação dos dados utilizados pelo modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água. Em ambas as partes houve a necessidade de se assumir hipóteses para adequar os dados disponíveis na região, com os dados requeridos para as simulações incluindo taxas e coeficientes dos processos simulados.

Cargas e vazões afluentes na bacia de contribuição direta

A definição das sub-bacias de contribuição direta da Bacia Billings foi feita a partir do Termo de Referência elaborado pela SMA-CPLEA (Coordenadoria de Planejamento e Educação Ambiental), que é a referência dos estudos que estão dando subsídios à elaboração da Lei Específica desta bacia. Nesses estudos a avaliação de carga na Bacia Billings é realizada com um modelo de correlação do uso do solo e qualidade da água (SMA 2005) similar ao modelo MQUAL utilizado na Lei Específica do Guarapiranga (SÃO PAULO 2006).

Foram adotadas as mesmas sub-regiões do estudo da CPLEA, agregando aos principais braços as áreas adjacentes ao corpo central. Para adequar o modelo de carga ao modelo do reservatório a sub-região do Taquacetuba foi dividida em três sub-regiões e a sub-região do Rio Grande a jusante da Barragem Anchieta foi subdividida em duas, uma de cada lado da margem. Com essas modificações passou-se então a ter 14 sub-regiões, como mostra a Figura 19, sendo elas relacionadas na Tabela 8.

As sub-bacias A-10 e A-11, ambas nomeadas de Rio Grande, sendo uma correspondente à margem esquerda e outra à margem direita, estão localizadas a jusante da Rodovia Anchieta.

Tabela 8 – Sub-Bacias do Reservatório Billings e nomes

Sub-Bacia	Nome da Sub-Bacia
A-1	Cocaia
A-2	Bororé
A-3	Taquacetuba I
A-4	Taquacetuba II
A-5	Taquacetuba III
A-6	Pedra Branca
A-7	Corpo Central I
A-8	Capivari
A-9	Rio Pequeno
A-10	Rio Grande I
A-11	Rio Grande II
A-12	Alvarenga
A-13	Grota Funda
A-14	Corpo Central II

Figura 19 – Detalhes das divisões das sub-bacias do Reservatório Billings

É importante lembrar que, além da contribuição natural da bacia, existe o bombeamento das águas do Rio Pinheiros para o Reservatório através da Usina Elevatória de Pedreira e o desvio das águas do Reservatório, através do Summit Control, para geração de energia elétrica na UHE Henry Borden. A partir de 2000 começou a reversão de água do Braço do Taquacetuba para a Represa Guarapiranga, visando ampliar o uso da Represa Billings para abastecimento público de água.

O estudo de avaliação de cargas difusas no Guarapiranga (SMA 1998b), desenvolvido dentro do Programa Guarapiranga, foi outro insumo para a avaliação das cargas geradas na Bacia Billings. Neste estudo foram eleitas 7 sub-bacias no Guarapiranga para as quais foram monitoradas continuamente, durante 2 semanas, vazões e cargas afluentes ao reservatório, tanto em período de seca como em períodos de chuva. Foram eleitas bacias com características urbanas, rurais e mistas, buscando-se a representação de toda a bacia.

Este estudo do Guarapiranga forneceu boa quantidade e qualidade de monitoramento de dados de vazão e concentração. Dessa forma, foi possível estabelecer uma relação entre a carga gerada na bacia e a carga remanescente que chega efetivamente ao reservatório. Calculou-se, assim, o *Runoff Ratio* para cada sub-bacia, que relaciona carga gerada com carga remanescente, expressando numericamente as mudanças na carga ocorridas na bacia, desde a fonte de poluição até sua chegada ao reservatório. O abatimento da carga gerada variou de acordo com características geográficas, condições geológicas e hidrológicas da bacia, tamanho da bacia e da carga gerada etc.

Através dos dados de sub-bacias do Reservatório Guarapiranga, foi possível estabelecer uma relação entre a carga gerada, a área da bacia e o abatimento da carga. Para isso, construíram-se curvas de carga gerada total por área dividida pela raiz quadrada da área *versus* o *Runoff Ratio* (relação da carga remanescente com a carga gerada total). Essas curvas foram geradas para os parâmetros analisados, tanto para tempo seco quanto para tempo úmido. A escolha da relação em função do *Runoff Ratio* para a realização do gráfico foi baseada no estudo já citado “The Guidelines

and Explanation of Sewage System Construction Comprehensive Plan and Study by Basins” (JAPAN SEWAGE WORKS ASSOCIATION 1993).

Considerando a proximidade entre as Bacias Guarapiranga e Billings, admitiu-se que as sub-bacias desta apresentavam comportamento semelhante em relação ao abatimento da carga gerada nas sub-bacias de Guarapiranga.

Assim sendo, a partir dos dados de carga gerada nas sub-bacias do Reservatório Billings e suas respectivas áreas, foi possível estabelecer a carga remanescente, através das equações que relacionam carga gerada total por área dividida pela raiz quadrada da área *versus* o *Runoff Ratio* para cada parâmetro de cada sub-bacia, tanto para época de estiagem quanto para a época chuvosa, sendo calculados os seguintes parâmetros:

- 1) Demanda Bioquímica de Oxigênio.
- 2) Demanda Química de Oxigênio.
- 3) Nitrogênio Total.
- 4) Fósforo Total.
- 5) Sólidos Suspensos Totais.

Base de referência – Estudo do Reservatório Guarapiranga

Conforme dito anteriormente, na página 60, o estudo de cargas difusas na Bacia do Guarapiranga (SMA 1998b) serviu de base para o cálculo das cargas geradas e afluentes ao Reservatório Billings. A Bacia do Guarapiranga tem características muito semelhantes às da Billings. As bacias são vizinhas, tem condições meteorológicas semelhantes, tem áreas de drenagem equivalentes, e uma ocupação semelhante que varia de áreas remanescentes de Mata Atlântica até ocupação urbana desordenada. O modelo de cargas foi aplicado inicialmente na Bacia do Guarapiranga, e então os resultados foram transpostos para a Bacia Billings segundo a descrição a seguir.

Carga Gerada – *Effluent Load* / Guarapiranga

A carga gerada na Bacia Guarapiranga foi calculada tendo como base o estudo de cargas difusas (SMA 1998b) sendo utilizados os anos de 1997 e 1998 para os dados de alimentação do modelo de geração de cargas.

Carga Doméstica Gerada

A Tabela 9 mostra os valores das cargas unitárias domésticas para os diferentes tipos de lançamento de esgotos – lançamento direto e áreas urbanizadas com sistema individual de disposição com alta e baixa densidade – retirados dos dados de entrada do MQUAL 2.0 (Billings/Guarapiranga) referentes ao estudo da SMA citado.

Tabela 9 – Carga unitária doméstica por tipo de lançamento (SMA 1998b)

Tipo de Lançamento	DBO_c (g/hab.dia)	NT (g/hab.dia)	PT (g/hab.dia)	DQO (g/hab.dia)	SST (g/hab.dia)
População c/ lançamento direto de esgotos nos corpos d'água	56,2	11,9	1,51	112,3	55,0
Pop. de áreas urbanizadas c/ sistema individual de disposição de esgotos - Alta Densidade	50,5	9,5	1,21	101,1	33,0
Pop. de áreas urbanizadas com sistema individual de disposição de esgotos - Baixa Densidade	33,7	5,9	0,76	67,4	16,5

Como o valor da demanda bioquímica de oxigênio não foi determinado neste estudo, utilizou-se uma relação de DQO igual a duas vezes a DBO (VON SPERLING 1996), sendo os valores utilizados adotados a partir dessa consideração.

A Tabela 10 mostra a população com o tipo de lançamento do esgoto (lançamento direto e sistema individual de alta ou baixa densidade) para cada sub-bacia de Guarapiranga. A carga doméstica gerada independe de tempo seco ou úmido.

Carga Industrial Gerada

Não existem indústrias com cargas consideráveis na região do Reservatório Guarapiranga, de modo que a carga industrial gerada nessa região foi desconsiderada.

Tabela 10 – População para cada tipo de lançamento – Bacia do Guarapiranga

Sub-Bacia	Tipo de Lançamento		
	Lançamento Direto	Alta Densidade	Baixa Densidade
Sem Nome	110	0	0
Pedras	23.328	6.435	0
Itaim	4.196	4.017	1.767
Golfe Clube	0	0	0
Embu-Mirim	14.293	80.095	19.944
Itaquaxiara	362	2.796	1.274
Vila Calu	3.848	24.094	0

Carga Difusa Gerada

Os valores de carga unitária difusa gerada, mostrados na Tabela 11, foram calculados a partir dos valores das cargas unitárias difusas por tipo de uso do solo – atividade agrícola, reflorestamento, mata, capoeira, chácaras, áreas urbanas com padrão superior e inferior e área de indústria e comércio – retirados dos dados de entrada do MQUAL 2.0 (Billings/Guarapiranga) referentes ao estudo da SMA. O valor de demanda bioquímica de oxigênio foi encontrado utilizando a mesma relação citada para carga doméstica (VON SPERLING 1996).

Tabela 11 – Carga unitária difusa por uso do solo

Uso do Solo	DBO _c (kg/ha/ano)	NT (kg/ha/ano)	PT (kg/ha/ano)	DQO (kg/ha/ano)	SST (kg/ha/ano)
Atividade Agrícola	17,9	0,83	0,242	35,9	38,2
Reflorestamento	4,3	0,22	0,007	8,6	9,1
Mata / Capoeirão	4,3	0,22	0,007	8,6	9,1
Capoeira / Campo	3,9	0,18	0,005	7,9	13,7
Chácaras	13,9	0,33	0,018	27,7	29,2
Áreas - Padrão Superior	58,4	3,47	0,496	116,8	2,0
Áreas Urbanas - Padrão Inferior	146,0	8,68	0,993	292,0	4,0
Áreas de Uso Ind. e Comercial	116,8	6,08	0,695	233,6	2,8

A Tabela 12 mostra a área ocupada pelos diferentes tipos de uso do solo para cada sub-bacia de Guarapiranga.

Tabela 12 – Área ocupada por categoria de uso (km²) – Bacia do Guarapiranga

Sub-Bacia	1 Atividade Agrícola	2 Reflores- tamento	3 Mata	4 Capoeira	5 Chácaras	6 Ár. Urb. Pad. Sup	7 Ár. Urb. Pad. Inf.	8 Ár. Ind. e Com.
Sem Nome	0	0	0,014	0	0	0,832	0	0,216
Pedras	0,064	0	0	0,159	0,009	2,159	1,019	0,160
Itaim	0,596	0,819	4,157	3,627	3,502	0,591	0,472	0,118
Golfe Clube	0,792	0,049	0,784	0,112	0,045	0	0	0
Vila Calu	0,042	0,109	0,155	0,295	0,210	0,085	0,931	0,226
Itaquaxiara	1,235	0,329	13,535	7,898	4,823	0,169	0,224	0,233
Embu-Mirim	10,476	11,840	52,334	29,919	31,955	7,071	6,398	5,090

Este cálculo permitiu obter a carga unitária no período de estiagem, que compreende os meses de abril a setembro. Para estimar a carga unitária no período chuvoso (outubro a março), utilizou-se a relação entre a precipitação total no período chuvoso e a precipitação total durante a estiagem, conforme mostra a relação a seguir:

$$\frac{\text{Carga Unitária}_{\text{Período de estiagem}}}{\text{Carga Unitária}_{\text{Período de chuva}}} = \frac{\text{Precipitação}_{\text{Período de estiagem}}}{\text{Precipitação}_{\text{Período de chuva}}}$$

Para o cálculo da precipitação no período chuvoso e no de estiagem foram usados os dados das médias mensais dos últimos 11 anos com dados consistentes, tendo sido obtida uma relação de precipitação no período chuvoso e precipitação no período de estiagem média igual a 3,57.

Resultados de Carga Total Gerada

A Tabela 13 mostra os resultados finais obtidos pelo *Effluent Load* simulado para a Bacia Guarapiranga.

Tabela 13 – Resultados finais de *Effluent Load* – Bacia do Guarapiranga

Sub-Bacias	Época de Estiagem					Época de Chuva				
	DBO	NT	PT	DBO	SST	DBO	NT	PT	DBO	SST
	(t/ano)					(t/ano)				
Sem Nome	10	1,0	0,12	19	2,5	29	2,0	0,26	57	3,1
Pedras	626	125	16	1.253	547	702	130	17	1405	551
Itaim	203	37,06	4,69	406	166	258	40	5,0	515	225
Golf Clube	2,0	0,09	0,02	3,8	4,1	6,7	0,31	0,07	13	15
Vila Calu	541	101	13	1.082	369	585	104	13	1.171	374
Itaquaxiara	100	15	1,9	199	91	164	18	2,1	327	201
Embu-Mirim	2.312	399	51	4.625	1.610	3.075	437	55	6.150	2.246

A Tabela 14 mostra os valores do *Effluent Load* dividido pela área e o resultado final dessa operação dividido pela raiz quadrada da área. Essa operação foi realizada para as sete sub-bacias do Guarapiranga e para os cinco parâmetros de carga analisados.

Tabela 14 – Valores estimados de *Effluent Load*/Área/Área^{1/2} – Bacia do Guarapiranga

Sub-Bacias	Época de Estiagem					Época de Chuva				
	DBO	NT	PT	DQO	SST	DBO	NT	PT	DQO	SST
	(t/ano)					(t/ano)				
Sem Nome	8,83	0,87	0,11	17,66	2,27	26,23	1,81	0,24	52,45	2,81
Pedras	92,87	18,60	2,37	185,75	81,12	104,14	19,26	2,45	208,27	81,65
Itaim	3,93	0,72	0,09	7,85	3,20	4,98	0,77	0,10	9,96	4,34
Golf Clube	0,79	0,04	0,01	1,59	1,71	2,83	0,13	0,03	5,66	6,15
Vila Calu	184,22	34,57	4,39	368,44	125,83	199,40	35,44	4,49	398,80	127,54
Itaquaxiara	0,66	0,10	0,01	1,31	0,60	1,08	0,12	0,01	2,16	1,32
Embu-Mirim	1,20	0,21	0,03	2,39	0,83	1,59	0,23	0,03	3,18	1,16

A partir dos dados obtidos na Bacia Guarapiranga foram elaboradas curvas *Effluent Load*/Área/Área^{1/2} versus *Runoff Ratio* para cada parâmetro, nas épocas de seca e chuva, sendo esta relação baseada no estudo já citado “The Guidelines and Explanation of Sewage System Construction Comprehensive Plan and Study by Basins”, publicado pela Japan Sewage Works Association (1993). A partir dessas curvas, estabeleceu-se uma relação entre carga gerada na sub-bacia, área da mesma e *Runoff Ratio* obtido. A Tabela 15 mostra as relações obtidas sendo y o valor de *Effluent Load*/Área/Área^{1/2}, e x o valor do *Runoff Ratio*.

Tabela 15 – *Effluent Load*/área/área^{1/2} por *Runoff Ratio* das bacias do Guarapiranga

Parâmetro	Época de Estiagem Equação	Época de Chuva Equação
DBO	$y = 0,069.e^{0,0712x}$	$y = 0,1054.e^{0,0454x}$
NT	$y = 0,015.e^{0,1044x}$	$y = 0,0478.e^{0,06x}$
PT	$y = 0,0049.e^{0,0775x}$	$y = 0,0055.e^{0,061x}$
DQO	$y = 0,1128.e^{0,0295x}$	$y = 0,0055.e^{0,05x}$
SST	$y = 0,0284.e^{0,0868x}$	-

Os resultados de *Runoff Ratio* para Sólidos Suspensos Totais (SST) no período de chuva mostraram-se superiores a 100%, provavelmente devido a problemas ocorridos no monitoramento deste parâmetro. Considerou-se a carga gerada igual à

carga remanescente, para esse parâmetro, na época de chuva no Reservatório Billings.

Aplicação dos Resultados no Reservatório Billings

Carga Doméstica Gerada

Em consonância com os estudos da SMA (SMA 2005) foram utilizados os mesmos dados referentes à população e infra-estrutura de esgotamento sanitário (lançamento direto e sistema individual de alta ou baixa densidade), conforme apresentado na Tabela 16.

Tabela 16 – Tipo de população e forma de lançamento de esgotos por sub-bacia

Sub-Bacia	Área (ha)	População em Assent. Subnormal	População em Assent. Normal	População Total	Densidade Populacional (hab/ha)	População Lançamento Direto	População Sistema Ind. AD*	População Sistema Ind. BD**
A-1	2.029	36.593	189.194	225.787	111,28	72.790	149.789	3.207
A-2	3.855	23.469	41.479	64.948	16,85	23.469	35.886	5.593
A-3	2.052	0	9.928	9.928	4,84	0	7.620	2.308
A-4	3.132	0	16.319	16.319	5,21	0	13.194	3.125
A-5	2.948	0	0	0	0	0	0	0
A-6	2.050	0	3.100	3.100	1,51	0	2.613	487
A-7	949	0	1.974	1.974	2,08	0	359	1.615
A-8	2.016	0	501	501	0,25	0	501	0
A-9	3.876	0	674	674	0,17	0	49	625
A-10	781	650	11.252	11.902	15,24	1.332	6.569	4.002
A-11	1.274	8.112	5.296	13.408	10,52	8.280	3.197	1.931
A-12	2.460	27.845	111.753	139.598	56,75	48.693	82.194	8.712
A-13	1.330	12.459	54.617	67.076	50,43	34.552	30.805	1.718
A-14	1.038	45.487	83.081	128.568	123,86	67.773	59.029	1.766
Total	29.790	154.615	529.168	683.783	22,95	256.889	391.805	35.089

* Alta Densidade (densidade populacional maior que 60 hab/há)

** Baixa Densidade (densidade populacional menor que 60 hab/ha)

Para o cálculo das cargas de esgotos domésticos considerou-se a população e infra-estrutura sanitária de cada sub-bacia.

Carga Industrial Gerada

Do mesmo modo que o estudo da SMA, este estudo não considerou explicitamente a influência de cargas industriais, pois estas não existem de forma significativa no compartimento em estudo. As principais cargas industriais da Bacia do Reservatório

Billings estão locadas no compartimento Rio Grande, a montante da Rodovia Anchieta, área não simulada no estudo.

Carga Difusa Gerada

Os valores de carga unitária difusa por tipo de uso do solo correspondem aos dados do estudo da CPLEA (SMA 2005). A Tabela 17 mostra os valores da área ocupada por categoria de uso do solo em cada sub-área da bacia.

Tabela 17 – Área ocupada por categoria de uso do solo (ha)

Sub-Bacia	1 Atividade Agrícola	2 Reflores tamento	3 Mata	4 Capoeira	5 Chácaras	6 Área Urb. Pad. Sup	7 Área Urb. Pad. Inf.	8 Área Ind. e Comercio
A-1	0	0	85	443	60	0	1.424	17
A-2	191	31	1.364	971	718	0	580	1
A-3	99	89	1.044	493	158	0	168	0
A-4	242	37	1.278	970	385	0	220	0
A-5	103	309	1.526	680	330	0	0	0
A-6	56	110	1.073	557	213	0	42	0
A-7	0	0	551	246	78	0	74	0
A-8	8	0	1.611	380	15	0	3	0
A-9	3	24	2.415	1.201	215	0	19	0
A-10	7	23	263	213	61	0	214	0
A-11	5	161	440	281	178	0	186	22
A-12	140	149	261	510	34	0	1.312	55
A-13	6	84	348	257	197	0	426	12
A-14	0	19	45	226	52	0	679	18
Total	860	1.036	12.304	7.428	2.694	0	5.347	125

Os valores apresentados na Tabela 17 foram utilizados para obter a carga difusa gerada no período de estiagem. A carga gerada no período chuvoso foi estimada utilizando a relação entre precipitação no período chuvoso e de estiagem. Esse procedimento foi feito para cada uma das estações pluviométricas utilizadas de maneira a se obter um valor final para cada uma das estações. Em seguida, calculou-se a média aritmética desses valores.

O coeficiente de conversão médio obtido da relação entre as precipitações ocorridas no período de chuva e no período de estiagem para essas estações foi de 2,57,

conforme mostra a Tabela 18. Esse coeficiente de conversão foi aplicado para estimar a carga gerada no período chuvoso para cada sub-bacia.

Tabela 18 – Relação de precipitação em tempo chuvoso/chuvoso por posto pluviométrico

Posto Pluviométrico		Coeficiente Tempo Seco/Chuvoso
Barragem Córrego Preto	P-12-035	2,63
Barragem Pequeno Perequê	P-12-011	2,24
Bororé	P-12-039	2,25
Cubatão de Cima	P-12-018	2,50
Pedreira	P-12-042	3,19
Summit Control	P-12-013	2,61
Média		2,57

Carga Gerada Total

A Tabela 19 mostra os resultados finais de carga total gerada por sub-bacia obtidos para a época de estiagem como também para o período chuvoso. No final constam os valores totais de carga gerada na Bacia Billings para cada parâmetro considerado no estudo.

Tabela 19 – Resultados de cargas geradas na Bacia Billings (t/ano)

Sub-Bacias	Época de Estiagem					Época de Chuva				
	DBO	NT	PT	DQO	SST	DBO	NT	PT	DQO	SST
	(t/ano)					(t/ano)				
A-1	4.507,8	856,49	108,75	9.015,5	3.299,2	4.841,8	876,24	111,00	9.683,6	3.323,9
A-2	1.293,6	243,23	30,85	2.587,1	991,71	1.421,8	250,08	31,59	2.843,7	1.077,5
A-3	204,29	33,43	4,21	408,57	131,86	259,74	36,47	4,53	519,47	172,95
A-4	333,10	55,35	6,99	666,20	224,39	413,56	59,59	7,46	827,13	297,61
A-5	16,95	0,72	0,05	33,90	39,61	43,56	1,85	0,12	87,12	101,81
A-6	71,48	10,98	1,36	142,95	61,35	98,60	12,29	1,47	197,21	103,65
A-7	41,66	5,59	0,68	83,33	25,02	65,49	6,89	0,81	130,98	42,25
A-8	18,41	2,20	0,24	36,83	23,16	32,81	2,92	0,27	65,63	59,08
A-9	29,54	2,52	0,24	59,07	49,51	62,42	4,07	0,31	124,84	120,40
A-10	232,01	39,30	4,96	464,02	138,38	285,88	42,42	5,31	571,76	151,61
A-11	288,37	53,28	6,73	576,75	394,56	344,76	56,40	7,06	689,52	256,28
A-12	2.818,6	527,79	66,97	5.637,1	2.039,3	3.127,7	545,98	69,05	6.255,4	2.069,6
A-13	1.367,0	264,92	33,63	2.734,0	1.090,2	1.475,8	271,18	34,32	2.951,6	1.114,1
A-14	2.603,1	509,57	64,72	5.206,2	1.265,8	2.764,9	519,11	65,80	5.529,9	2.102,7
Total	13.826	2.605,4	330,4	27.652	9.774,1	15.239	2.685,5	339,1	30.478	10.993

A Figura 20 mostra um mapa com a carga de DBO gerada em cada uma das sub-bacias da Billings.

Figura 20 – Carga de DBO gerada na sub-bacias da Billings

Carga Remanescente na Bacia do Reservatório Billings

A carga remanescente na Bacia Billings foi calculada com o abatimento das equações apresentadas na Tabela 15, utilizadas para obter o *Runoff Ratio* para cada parâmetro de cada sub-bacia, tanto para época de estiagem quanto para seca. A carga remanescente foi então obtida através da multiplicação da carga gerada pelo respectivo *Runoff Ratio*.

A Tabela 20 mostra os resultados finais de carga total remanescente por sub-bacia, de A-1 a A-14, obtidos para a época de estiagem como também para o período chuvoso.

Tabela 20 – Resultados Finais de *Runoff Load* para Billings (t/ano)

Sub-Bacias	Época de Estiagem					Época de Chuva				
	DBO	NT	PT	DBO	SST	DBO	NT	PT	DBO	SST
	(t/ano)					(t/ano)				
A-1	4.160,8	528,12	77,07	9.015,5	2.716,7	4.841,8	776,65	98,21	9.683,6	3.323,9
A-2	792,3	98,22	13,02	2.587,1	569,30	1.262,7	129,27	16,46	2.843,7	993,50
A-3	99,30	10,17	1,21	408,57	59,41	187,51	12,90	1,62	519,47	151,15
A-4	155,12	16,16	1,89	666,20	98,45	283,16	19,65	2,50	827,13	258,62
A-5	1,02	0	0	7,24	9,88	9,10	0	0	80,06	83,02
A-6	24,22	2,17	0,19	126,67	22,25	50,18	2,12	0,25	197,21	87,71
A-7	17,72	1,36	0,14	83,33	9,82	44,09	1,85	0,21	130,98	36,34
A-8	2,80	0,10	0	16,02	5,86	8,93	0	0	65,63	48,26
A-9	2,48	0	0	15,99	11,41	12,66	0	0	114,03	96,75
A-10	164,14	18,02	2,46	464,02	86,22	285,88	26,31	3,30	571,76	143,38
A-11	183,10	22,24	2,96	576,75	260,10	324,69	30,77	3,87	689,52	239,44
A-12	2.301,4	286,35	40,78	5.637,1	1.498,4	3.127,7	414,58	52,45	6.255,4	2.057,9
A-13	1.154,4	149,65	21,49	2.734,0	838,27	1475,8	215,98	27,32	2.951,6	1.114,1
A-14	2.569,6	337,93	49,93	5.206,2	1.049,3	2.764,9	501,79	63,43	5.529,9	2.102,7
Total	11.628	1.470,5	211,14	27.545	7.235,4	14.679	2.131,9	269,62	30.460	10.737

A contribuição da carga remanescente de DBO por sub-bacia pode ser visualizada na Figura 21. Como os aportes das sub-bacias A-3 a A-11 são pequenos em relação às outras sub-bacias, o gráfico mostra a parcela referente à soma da contribuição dessas sub-bacias.

Figura 21 – Resultados finais de carga remanescente no tempo seco por sub-bacia do Reservatório Billings

A Figura 22 compara as cargas geradas e remanescentes de DBO na época de seca da Bacia do Reservatório Billings.

Figura 22 – Relação entre a carga gerada e remanescente na época de seca por sub-bacia do Reservatório Billings

Vazões de contribuição direta na Bacia do Reservatório Billings

No Reservatório Billings, optou-se pela obtenção da série diária de vazões afluentes pela bacia de contribuição direta através do balanço hídrico fornecido pela EMAE. Devido a problemas de aferição, alguns destes valores são negativos. Realizou-se então uma simulação, selecionando os valores de vazão positivos e utilizando-os

como entrada no *Tank Model*. Gerou-se assim uma nova série diária de vazão afluente para a bacia de contribuição direta. A vazão diária para cada sub-bacia foi obtida através da ponderação da área de drenagem de cada sub-bacia, e a área de drenagem total da bacia conforme a equação abaixo:

$$Q_{Ax} = Q_{Billings} \cdot \left(\frac{A_{Ax}}{A_{Billings}} \right) \quad (4)$$

Onde:

Q_{Ax} = Vazão diária da sub-bacia A_x ;

$Q_{Billings}$ = Vazão diária da Bacia Billings, calculada pelo *Tank Model*;

A_{Ax} = Área da sub-bacia A_x ;

$A_{Billings}$ = Área da Bacia Billings (297,9 km²).

Tabela 21 – Áreas das sub-bacias

Sub-Bacia	Área (km ²)
A-1	20,29
A-2	38,55
A-3	20,52
A-4	31,32
A-5	29,48
A-6	20,50
A-7	9,49
A-8	20,16
A-9	38,76
A-10	7,81
A-11	12,74
A-12	24,60
A-13	13,30
A-14	10,38
Total	297,90

Modelo Hidrodinâmico 3D de Qualidade da Água

O modelo hidrodinâmico 3D (ELCOM) foi configurado para o Reservatório Billings com as seguintes capacidades operacionais:

- 1) Bombeamento do Rio Pinheiros para o Reservatório Billings via Usina Elevatória de Pedreira;
- 2) Transferência de água do Reservatório Billings para o Guarapiranga, através do bombeamento no braço do Taquacetuba;

- 3) Transferência de água do Reservatório Billings para a Usina Henry Borden via liberação de água pelo canal Rio das Pedras;
- 4) Contribuição difusa das sub-bacias em numerosos pontos de entrada no reservatório.

O CAEDYM foi acoplado ao ELCOM para simular os processos biogeoquímicos do reservatório. A ênfase durante a validação foi a transição da qualidade de água na região de Pedreira até o braço do Taquacetuba.

Baseado nos dados existentes, escolheu-se o período de quatro meses, entre novembro de 2002 e fevereiro de 2003, para a calibração do modelo. As principais considerações foram a existência nesse período da rede de monitoramento da CETESB, das bóias automáticas e do monitoramento mensal da SABESP no Reservatório Billings, da ocorrência de eventos de bombeamento em Pedreira e do bombeamento do Taquacetuba.

A implantação do modelo ELCOM-CAEDYM foi baseada em dados de campo da região e resultados obtidos do *Runoff Load Model*, que fornece valores de vazão e carga das sub-bacias no entorno do reservatório.

Para a implantação do modelo, escolheu-se o período que vai do início de novembro de 2002 até o fim de fevereiro de 2003. Tal escolha justifica-se pela maior quantidade de dados disponíveis para conduzir as simulações e ajustar as taxas e coeficientes utilizados pelo modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água visando sua calibração, isto é, ajustar os valores simulados aos valores observados.

Durante o período em questão, observa-se boa quantidade de dados contínuos de temperatura e OD, fornecidos pelas bóias automáticas da SABESP, e diversos picos de bombeamento em Pedreira da ordem de $40 \text{ m}^3/\text{s}$. Além disso, no dia 28 de janeiro de 2003, há um bombeamento em Pedreira da ordem de $200 \text{ m}^3/\text{s}$ e uma vazão total afluente no reservatório de $500 \text{ m}^3/\text{s}$. Essas condições extremas são um excelente teste para a modelagem hidrodinâmica, já que durante esse período ocorrem diversos

ciclos de mistura e estratificação. O *timestep*, intervalo temporal para o cálculo das variáveis simuladas, utilizado nos modelos ELCOM e CAEDYM foi de 360 segundos.

Batimetria

A Figura 23 apresenta a área utilizada, com células de 200 metros de largura por 200 metros de comprimento e 1 metro de profundidade, e a cota de fundo do reservatório. Nesta figura pode-se ver também a localização de três bóias automáticas da SABESP utilizadas no monitoramento. Esta grade apresenta uma boa relação entre a representatividade do sistema e o esforço computacional.

A batimetria foi baseada predominantemente em dados levantados pela EMAE em 1985 e 1986. Os dados foram complementados por imagens de satélite na década de 90 e em campanha realizada em 2003, numa pequena área próxima a Pedreira.

Figura 23 – Área simulada, cota de fundo e localização das bóias automáticas SABESP.

Dados meteorológicos

Dados de temperatura do ar, umidade relativa, radiação solar, nebulosidade, direção e intensidade do vento foram aplicados uniformemente na região.

As estações meteorológicas mais próximas ao reservatório, com frequência de dados suficientemente alta para a aplicação do modelo, são:

- IAG/USP, situada a 8 km ao norte do reservatório;
- São Caetano/CETESB, situada a 14 km do reservatório.

Assim, utilizaram-se dados de velocidade e direção do vento da estação de São Caetano, enquanto valores de temperatura do ar, umidade, nebulosidade e radiação de ondas curtas foram obtidos na estação da IAG.

As figuras 24, 25 e 26 mostram algumas das condições meteorológicas no período de simulação.

Figura 26 – Temperatura do ar

Condições de contorno hidráulicas e de qualidade de água

O nível da lâmina d'água no reservatório, as vazões de entrada em Pedreira e as vazões de saída em Summit Control e Taquacetuba foram fornecidos pela EMAE. As vazões provenientes das 14 sub-bacias adotadas foram fornecidas pelo *Runoff Load Model*. A Figura 27 indica o bombeamento em Pedreira e a Figura 28, a vazão de saída em Summit Control.

Figura 27 – Bombeamento em Pedreira durante o período de simulação

Figura 28 – Vazão de saída em Summit Control durante o período de simulação

As condições de contorno de qualidade de água em Pedreira foram obtidas da estação PINH04100, da rede de monitoramento bimestral da CETESB. Os valores foram interpolados linearmente para a obtenção de dados diários. A concentração de coliformes foi assumida como sendo a média histórica desta, já que não havia monitoramento no período da simulação.

A qualidade de água de cada uma das sub-bacias foi estimada através do Load Model, que estima a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT).

As equações a seguir foram utilizadas para estimar a partir desses cinco parâmetros, as variáveis oxigênio dissolvido, série de nitrogênio (nitrato, amônia, nitrogênio dissolvido e particulado), série de fósforo (ortofosfato, fósforo orgânico dissolvido e particulado) e série de carbono (carbono orgânico dissolvido e particulado nas formas lábil e refratária), para a alimentação do modelo CAEDYM.

Os coeficientes utilizados nestas equações foram obtidos a partir da relação observada entre os dados monitorados pela CETESB, de dados de bibliografia

(JØRGENSEN 1979; USEPA 1991) e discussão com a equipe de técnicos da CETESB.

- 1) $OD = -0.1 \times DBO + 7$ (Nota: se a função for negativa, OD é considerado nulo);
- 2) $NO_3 = 0.25 \times NT$;
- 3) $NH_4 = 0.25 \times NT$;
- 4) $DONL = 0.25 \times NT$;
- 5) $PONL = 0.25 \times NT$;
- 6) $PO_4 = 0.1 \times PT$;
- 7) $DOPL = 0.45 \times PT$;
- 8) $POPL = 0.45 \times PT$;
- 9) $DOCL = 0.5 \times (DBO / 2.667)$;
- 10) $POCL = 0.5 \times (DBO / 2.667)$;
- 11) $DOCR = 0.5 \times [(DQO - DBO) / 2.667]$;
- 12) $POCR = 0.5 \times [(DQO - DBO) / 2.667]$;
- 13) Sólidos Suspensos: $SSOL1 = SST$.

A temperatura das sub-bacias foi assumida como variando periodicamente (função seno), com uma média de 21°C. Considerou-se que o valor máximo (26°C) ocorre no dia 8 de janeiro e decresce gradualmente até atingir o mínimo (16°C) em agosto. A salinidade foi considerada nula em todas as entradas.

A Tabela 22 apresenta os coeficientes e taxas utilizados para a simulação de oxigênio dissolvidos e nutrientes com o CAEDYM. Estes coeficientes e taxas, assim como os utilizados pelo modelo ELCOM, foram adotados a partir de referências bibliográficas (JØRGENSEN 1979, USEPA 1985, WOLL 2004), e principalmente por valores recomendados nos manuais do usuário (HIPSEY 2003, HODGES 2001b), buscando ajustá-los aos dados observados. O modelo foi configurado para simular OD, DBO, DQO, nutrientes orgânicos e inorgânicos, sólidos suspensos, coliformes, ferro, manganês, alumínio e quatro grupos de fitoplâncton: cianofíceas, clorofíceas, diatomáceas e dinoflagelados.

Tabela 22 – Taxas e Parâmetros – OD e Nutrientes

Parâmetro	Valor	Descrição
Oxigênio Dissolvido		
S_{DO}	2.0	Consumo estático de OD por sedimentos ($g\ OD\ m^{-2}\ d^{-1}$)
K_{DOS-DO}	0.5	Constante de meia saturação de OD para demanda de sedimento ($mg\ OD\ L^{-1}$)
θ_{S-DO}	1.05	Multiplicador de temperatura para demanda de oxigênio do sedimento (-)
$Y_{O_2:C}$	2.67	Razão estequiométrica fotossintética entre OD e C ($mg\ OD\ (mg\ C)^{-1}$)
$Y_{O_2:N}$	3.43	Razão estequiométrica de nitrificação entre OD e N ($mg\ OD\ (mg\ N)^{-1}$)
Geral		
K_{DOB}	3.0	Constante de meia saturação para dependência de OD na quebra bacteriana de matéria orgânica (MO)
f_{AnB}	0.3	Fração de máxima quebra de MO que ocorre sob anoxia
τ_{ref}	1.00	Tensão de cisalhamento de referência ($N\ m^{-2}$)
τ_{cPOM}	0.01	Tensão de cisalhamento requerida para ressuspensão de MO particulada (MOP) lábil ($N\ m^{-2}$)
τ_{cPOM}	0.50	Tensão de cisalhamento crítica requerida para ressuspensão de MOP refratária ($N\ m^{-2}$)
ρ_{POM}	1010	Densidade de MOP lábil ($kg\ m^{-3}$)
ρ_{POM}	1030	Densidade de MOP refratária ($kg\ m^{-3}$)
d_{POM}	5×10^{-5}	Diâmetro de MOP lábil (m)
d_{POM}	1.2×10^{-5}	Diâmetro de MOP refratária (m)
α_M	0.000	Taxa de ressuspensão de sedimento
K_T	10000	Constante de meia saturação para dependência de re-suspensão na abundância de sedimento ($g\ m^{-2}$)
θ_S	1.05	Multiplicador de temperatura para fluxos de nutrientes de sedimento (-)
Fósforo		
$\mu_{DEC_{POP}}$	0.01	Taxa máxima de decomposição microbiana de Fósforo Orgânico Particulado (POP) a 20°C (d^{-1})
$\mu_{MIN_{DOP}}$	0.01	Taxa máxima de mineralização de Fósforo Orgânico Dissolvido (POD) lábil a 20°C (d^{-1})
$\mu_{MIN_{DOP}}$	0.001	Taxa máxima de mineralização de POD refratário a 20°C (d^{-1})
S_{FRP}	0.015	Máximo fluxo de sedimento de fósforo reativo filtrável ($g\ P\ m^{-2}\ d^{-1}$)
S_{DOP}	0.0010	Máximo fluxo de sedimento de POD ($g\ P\ m^{-2}\ d^{-1}$)
Nitrogênio		
$\mu_{DEC_{PON}}$	0.010	Taxa máxima de decomposição microbiana de Nitrogênio Orgânico Particulado (NOP) a 20°C (d^{-1})
$\mu_{MIN_{DON}}$	0.03	Taxa máxima de mineralização de Nitrogênio Orgânico Dissolvido (NOD) lábil a 20°C (d^{-1})
$\mu_{MIN_{DON}}$	0.001	Taxa máxima de mineralização de NOD refratário a 20°C (d^{-1})
S_{NH_4}	0.025	Máximo fluxo de sedimento de NH_4 ($g\ N\ m^{-2}\ d^{-1}$)
S_{DON}	0.001	Máximo fluxo de sedimento de NOD ($g\ N\ m^{-2}\ d^{-1}$)
S_{NO_3}	0.00	Máximo fluxo de sedimento de NO_3 ($g\ N\ m^{-2}\ d^{-1}$)
k_{nit}	0.05	Taxa de nitrificação (d^{-1})
K_{nit}	2.0	Constante de meia saturação de OD para nitrificação ($mg\ DO\ L^{-1}$)
k_{den}	0.05	Taxa de desnitrificação (d^{-1})
K_{den}	0.5	Constante de meia saturação de OD para desnitrificação ($mg\ DO\ L^{-1}$)
$\theta_{nit} ; \theta_{den}$	1.08	Multiplicador de temperatura para nitrificação/desnitrificação (-)
Carbono		
$\mu_{DEC_{DOC}}$	0.01	Taxa máxima de decomposição microbiana de NOP a 20°C (d^{-1})
$\mu_{MIN_{DOC}}$	0.100	Taxa máxima de mineralização de COD lábil a 20°C (d^{-1})
$\mu_{MIN_{DOC}}$	0.001	Taxa máxima de mineralização de COD refratário a 20°C (d^{-1})
S_{DOC}	0.00	Máximo fluxo de sedimento de COD lábil ($g\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$)
S_{DOC}	0.001	Máximo fluxo de sedimento de COD refratário ($g\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$)
S_{DIC}	0.0	Máximo fluxo de sedimento de Carbono Inorgânico Dissolvido ($g\ C\ m^{-2}\ d^{-1}$)
S_{Si}	0.0385	Máximo fluxo de sedimento de Si ($g\ Si\ m^{-2}\ d^{-1}$)

A data inicial de simulação para o Reservatório Billings foi o dia 1º de novembro de 2002. O modelo foi iniciado com condições constantes de temperatura (22,9°C) e de salinidade nula. A qualidade de água inicial também foi considerada constante, exceto para o oxigênio dissolvido, que variou linearmente, com 6,8 mg/L na superfície a zero no fundo do reservatório. Os valores das condições iniciais foram obtidos da estação de monitoramento BILL02500.

A Figura 29 apresenta os arquivos necessários para a simulação do modelo ELCOM-CAEDYM. Esses arquivos estão em formato texto e sua descrição detalhada é encontrada nos manuais do usuário dos modelos ELCOM (HODGES 2001b) e CAEDYM (HIPSEY 2003).

Figura 29 – Fluxograma com arquivos necessários para o modelo ELCOM-CAEDYM

3.4. Cenários de simulação

A construção de cenários é importante ferramenta para o planejamento regional sustentável. No presente estudo, ela teve a função de testar a potencialidade do modelo na gestão dos recursos hídricos. Lembra-se que, para que decisões possam ser tomadas a partir de resultados de simulações, é vital que técnicos de todas instituições envolvidas estejam familiarizadas com a metodologia utilizada, com os dados empregados e com a discussão dos resultados, pois esta é a única forma de estarem efetivamente capacitados a dar subsídios aos tomadores de decisão de suas respectivas instituições.

Na elaboração de cenários, uma grande quantidade de conhecimento quantitativo e qualitativo transmite os resultados de uma análise integral abrangendo os setores social, econômico e ecológico. Ao mesmo tempo, a geração de cenários contribui para estimar como um futuro incerto pode reagir e como este pode ser influenciado pelas decisões tomadas hoje. Idealmente, a montagem desses cenários deve contar com a participação de grupos de técnicos, de administradores públicos e das partes interessadas.

A Figura 30 ilustra o planejamento para o desenvolvimento sustentável relacionado à análise integrada de sistemas e à geração de cenários. A meta do desenvolvimento sustentável requer do planejamento regional que as medidas e projetos de gestão não somente sejam avaliadas com respeito a uma viabilidade financeira e tecnológica, mas também, idealmente, com respeito aos aspectos tecnológicos, ecológicos, econômicos e sociais. Assim, é necessária uma análise integrada do sistema sob consideração, análise esta apoiada por meio de resultados gerados por cenários.

Um cenário não é uma previsão do futuro nem pode ser qualificado pela sua probabilidade. Os cenários são imagens alternativas do futuro. Assim, eles devem ser imagens plausíveis e possíveis do futuro, sendo também suficientemente ricos em indicadores para contribuir para a tomada de decisões. Esses possíveis cenários futuros podem demonstrar o impacto que ocorreria devido a um

planejamento regional. A robustez de uma certa política de normas e controles poderia ser testada quantificando-se o impacto em diferentes e possíveis situações futuras.

Figura 30 – Planejamento regional para o desenvolvimento sustentável, análise integrada e geração de cenários (DÖLL 2000)

Na metodologia para conceber cenários qualitativos e quantitativos o conhecimento qualitativo e as idéias são combinados com indicadores quantitativos. Na Tabela 23 apresenta-se, de forma concisa, as etapas a serem tomadas no desenvolvimento de cenários pelos grupos interdisciplinares de pesquisadores e, preferencialmente, dos tomadores de decisão e interessados (DÖLL 2000).

Tabela 23 – Etapas para o desenvolvimento de cenários

Etapas	Descrição
1	Identificar o problema
2	Definir o sistema, incluindo as principais forças (<i>driving forces</i>), a resolução e a extensão espaço-temporal
3	Definir os indicadores do estágio do sistema
4	Gerar os cenários qualitativos - cenários de referência (ou de base) - cenários de intervenção (ou de controle)
5	Quantificar os cenários através da: - proposta das suposições quantitativas a respeito das principais forças - determinação dos indicadores no presente e no futuro
6	Avaliar os cenários

A identificação do problema (Etapa 1) inclui, de forma subjacente, as suposições relativas às causas do problema. A definição do sistema sob consideração (Etapa 2) compreende a identificação dos principais componentes e processos do sistema. É importante discriminar os componentes que podem ser explicitamente detalhados daqueles que não o permitem. Assim, são identificadas as principais forças do sistema (i.e. o desenvolvimento da população, o desenvolvimento econômico, as demandas de água para abastecimento e outros usos etc.). Outras definições se referem ao ano de partida, à resolução espacial e à sua extensão, o que significa decidir em quais anos os cenários serão desenvolvidos e sobre quais unidades espaciais eles serão calculados.

A Etapa 3 incorpora a definição dos indicadores do estado do sistema. Ao direcionar a sustentabilidade, devem ser considerados os indicadores ambientais, econômicos e sociais. No passo seguinte (Etapa 4), são gerados os cenários qualitativos, através da prospecção das imagens alternativas e possíveis do futuro. Os cenários de referência descrevem futuros plausíveis sem nenhuma intervenção específica das normas e/ou controles do sistema. Eles também servem como linhas básicas para a avaliação do impacto das intervenções num estágio futuro do sistema. Os cenários de intervenção se definem para avaliar o impacto de uma determinada intervenção futura.

A quantificação dos cenários (Etapa 5) é geralmente um passo que requer mais trabalho. Ele abrange a quantificação das principais forças e a computação dos futuros estágios do sistema, por exemplo através dos indicadores. Para fazer as suposições numéricas sobre o desenvolvimento futuro de certas forças principais, primeiramente são analisadas as suas evoluções históricas. Logo, são definidos os valores numéricos futuros das forças principais que refletem o respectivo cenário qualitativo. Cuidados especiais têm que ser adotados em relação às forças principais que são interdependentes e ao fato de que estas forças atuam em diferentes escalas espaciais. O último passo (Etapa 6) é a avaliação dos cenários, particularmente daqueles de intervenção. Para encontrar a intervenção ou projeto de "forma ótima", há três critérios que podem ser utilizados: eficiência, equidade entre os usuários e

sustentabilidade ecológica. A análise através de critérios múltiplos deve ser utilizada em uma avaliação orientada à sustentabilidade dos cenários de intervenção.

Principais condicionantes físicas e operacionais a serem consideradas na formulação de cenários para o Alto Tietê

São extremamente complexas as questões que envolvem os usos quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos na Bacia do Alto Tietê (BAT) e seus reflexos diretos e indiretos sobre as bacias vizinhas do Médio Tietê – Sorocaba (SMT), do Piracicaba – Capivari – Jundiá (PCJ) e da Bacia da Baixada Santista (BS), nesta com maior destaque para o Rio Cubatão.

Outras interações, também na Bacia da Baixada Santista, porém não considerados problemáticos na atualidade, dada a ainda pequena expressividade dessas interações, apontam para a Bacia do Rio Itanhaém (Litorânea), através de seus formadores Ribeirões Preto e Monos no trecho da Serra do Mar, os cursos d'água serranos Itatinga e Itapanhaú e a bacia do Rio Juquiá (sub-bacia do Rio Ribeira do Iguape). O ribeirão Monos e o Rio Itatinga exportam parte de suas águas para abastecimento da RMSP, enquanto o Rio Juquiá é considerado manancial futuro.

No âmbito interno da Bacia do Alto Tietê persiste a problemática da qualidade das águas superficiais e do controle de cheias, confrontando-se com a exploração dos mananciais disponíveis para o abastecimento urbano.

Todas essas condicionantes globais e de natureza antrópica transformam profundamente uma situação natural a partir da introdução de grandes empreendimentos transfiguradores da situação natural, ilustrando as principais interações que se originam na Bacia do Alto Tietê com as bacias vizinhas e que permitem definir um cenário inicial ou de partida para as análises diagnósticas e prognósticos a serem simulados.

O cenário atual é composto por um arranjo físico-estrutural, implantado em atendimento às necessidades de atuação de um macro sistema operacional de

controle de cheias e de geração hidrelétrica e dos usos dos recursos hídricos para abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (praticamente coincidente com a Bacia do Alto Tietê).

O macro sistema operacional é condicionado pelo controle sanitário do Reservatório Billings e dos reservatórios existentes ao longo do Rio Tietê, a jusante da RMSP, e, também, pelos incrementos da geração hidrelétrica na UHE Henry Borden, comparados com aqueles decorrentes da operação dos diversos aproveitamentos hidráulicos existentes em cascata, a jusante da RMSP. Para o macro sistema operacional identificam-se as operações denominadas: energética, saneamento, balanceada e de controle de cheias do Rio Pinheiros, conforme dito no capítulo 1.

Nas operações energética e balanceada, a destinação final das vazões foi baseada na maximização da geração de energia na UHE Henry Borden, situada às margens do Rio Cubatão, na Baixada Santista, através da reversão de vazões pelo Sistema Pinheiros-Billings.

Já a operação saneamento decorreu de ações voltadas para a preservação e recuperação ambiental do Reservatório Billings, uma vez que a reversão de vazões da Bacia do Alto Tietê, para esse corpo d'água, levava consigo uma grande quantidade de cargas poluidoras remanescentes. Em decorrência, houve uma piora significativa dos padrões de qualidade dos corpos hídricos situados a jusante da RMSP.

Finalmente, a operação controle de cheias, regra operacional válida na atualidade, manteve as condições gerais da operação saneamento, porém flexibilizando-a, nas situações de ocorrências de chuvas de grande magnitude nos cursos d'água que compõem a Bacia do Canal Pinheiros (superior e inferior). Nessas situações, o Canal Pinheiros é isolado do Rio Tietê, pelo fechamento das comportas da Estrutura de Retiro, passando a atuar o sistema de reversão para o Reservatório Billings e Bacia da Baixada Santista.

Quanto ao sistema de abastecimento de água da RMSP, este é marcado pela escassez de água, em quantidade e qualidade adequada, na Bacia do Alto Tietê, decorrendo daí a necessidade de importação hídrica de mananciais externos, para o atendimento integral das demandas.

Outro ponto importante, para qualquer aplicação de modelagem matemática de qualidade da água na Bacia do Alto Tietê, e demais bacias diretamente afetadas, é a operação do sistema de tratamento de esgotos na RMSP que está em implantação pela SABESP, encontrando-se hoje na sua 2ª Etapa. O principal reflexo desta operação é a degradação da qualidade da água dos cursos d'água da Bacia do Alto Tietê, intensificada pelo aporte de cargas difusas e urbanas.

A área abrangida pela bacia da Billings está compreendida na Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHI) diretamente vinculada à Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (AT) e a quatro UGRHIs indiretamente associadas, as Bacias Hidrográficas do Médio Tietê-Sorocaba (SMT), do Piracicaba-Capivari-Jundiaí (PCJ), da Baixada Santista (BS) e do Ribeira do Iguape-Litoral Sul (RB). Todas essas unidades dispõem dos Relatórios de Situação dos Recursos Hídricos – Relatório R0 e, nos casos do AT e PCJ, também dos Planos de Bacias Hidrográficas. Para a BS, o Plano de Bacia encontra-se em fase de elaboração, estando estes documentos disponíveis no sítio do Sistema de Gestão dos Recursos Hídricos - www.sigrh.sp.gov.br.

Além dos colegiados dos Comitês das Bacias Hidrográficas, que compõem o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH), a formulação de cenários nesta região, em especial no Reservatório Billings, não pode prescindir da participação das instituições diretamente envolvidas na gestão, bem como de seus projetos e planos, dentre elas a CETESB, a CEPLEA, a SABESP, a EMAE e o DAEE.

Considerando esses fatos, foram elaborados seis cenários para a aplicação do modelo hidrodinâmico e cinco cenários para o modelo de carga, conforme descrito a seguir.

3.4.1. Cenários do Modelo de Carga

A Tabela 24 mostra os cenários de cargas ocorridos no ano de 2002 e suas respectivas áreas de aplicação.

Tabela 24 – Cenários simulados pelo modelo de carga

Cenário
1. Carga Gerada nas Sub-bacias sem abatimento
2. Abatimento da Carga Remanescente
3. Cálculo da Carga Remanescente
4. Exportação da Carga Doméstica

Cenário 1 – Carga Gerada nas Sub-Bacias Sem Abatimento

Foi considerada neste cenário a geração de carga sem abatimento. Com isto tem-se um aumento da carga afluyente que pode ser função de um adensamento urbano, ou da redução dos processos de abatimento existentes nas bacias.

Cenário 2 – Abatimento na Carga Remanescente

Visando simular o efeito da redução da carga gerada na Bacia Billings em função de um programa de intervenções na infra-estrutura de saneamento, simulou-se, neste cenário, um abatimento de carga remanescente para as sub-bacias do Reservatório Billings. Foi adotado um abatimento de 30% na carga remanescente, tendo como referência a meta estabelecida para a 2ª Etapa do Projeto Tietê (SABESP 1998a).

Cenário 3 – Cálculo da carga remanescente

Neste cenário foi adotado apenas o período de 12 meses de vazão monitorada no estudo da SMA (1998b) (março de 97 a março de 98) para o cálculo da carga remanescente. Não se fez uso da ferramenta do *Runoff Load Model*, em que o *Tank Model* estima a vazão através de séries de evaporação, precipitação e vazão monitorada. O objetivo foi verificar a influência dos resultados do Reservatório Guarapiranga no Reservatório Billings.

Cenário 4 – Exportação da Carga Doméstica

Neste cenário considerou-se a exportação da carga doméstica da Bacia Billings, com o objetivo de verificar a influência da carga doméstica na qualidade das águas do manancial.

3.4.2. Cenários para o Modelo Hidrodinâmico e de Qualidade da Água

É preciso reiterar que os cenários aqui propostos tiveram o propósito de avaliar a capacidade do modelo em dar resposta às diferentes condições impostas, que refletem questões da gestão de recursos hídricos, que são de difícil resposta no atual momento sem a utilização de uma ferramenta como a aqui aplicada. Pretende-se, através da simulação destes cenários, verificar a capacidade do modelo em simular os principais processos hidrodinâmicos e de qualidade de água que ocorrem na região, observados e comentados nos itens anteriores.

Estes cenários representam uma parte dos cenários avaliados, como exercício, com o modelo hidrodinâmico e de qualidade da água no Reservatório Billings. Eles foram escolhidos por representar as principais questões presentes na gestão da qualidade da água do reservatório, e por terem sido vistos por técnicos das instituições que atuam na gestão do Reservatório Billings.

A Tabela 25 mostra os cenários simulados pelo Modelo Hidrodinâmico e de Qualidade de Água, as datas em que ocorreram as simulações e os seus períodos de duração.

Observa-se que todos os cenários foram simulados contendo os anos de 2002 e 2003. Estes anos foram escolhidos por apresentarem períodos típicos de estiagem e/ou cheia ao longo de suas séries anuais de precipitação, e também para comparação com os resultados obtidos na calibração. O Cenário A, Típica Estação de Seca, é uma verificação das simulações do modelo ELCOM/CAEDYM num período distinto para o que foi calibrado.

Tabela 25 – Cenários simulados pelo modelo hidrodinâmico e de qualidade de água

Cenário		Período	
A	Típica Estação Seca	4 meses	01/04/2003 a 30/07/2003
B	Redução na Carga das Sub-bacias do Reservatório Billings e do Alto Tietê	2 meses	01/04/2003 a 30/05/2003
C	Resposta das Algas ao Bombeamento de Pedreira em Diversas Condições	20 dias	22/01/2003 a 10/02/2003
D	Compartimentação dos Braços Taquacetuba e Rio Pequeno do Reservatório Billings	30 dias	01/11/2002 a 30/11/2002
E	Flotação com Vazão de Operação de 10 m ³ /s e 50 m ³ /s	1 mês	01/07/2003 a 31/07/2003
F	Lançamento de Traçador na Ponte Imigrantes	16 dias	15/05/2003 a 30/05/2003

Descrição dos Cenários

Cenário A – Típica Estação Seca

O intuito desta simulação foi verificar as características hidrodinâmicas e de qualidade de água em período de seca. Os resultados obtidos são confrontados com os dados de campo obtidos em toda a região de estudo através de dados obtidos da rede de monitoramento da CETESB e das Estações da SABESP.

Cenário B – Redução na Carga das Sub-bacias

Tendo em vista a possível melhora no saneamento da região do Alto Tietê e Billings, realizou-se um cenário com uma redução de 30% na carga remanescente nesses locais, conforme o cenário 2 de cargas. O objetivo deste cenário foi verificar a sensibilidade do modelo a essa redução e a avaliação do impacto da mesma na região

do estudo através da simulação integrada. O período de simulação escolhido está incluído no período de simulação do Cenário A, Típica Estação de Seca, quando houve poucos bombeamento em Pedreira, e consequentemente a qualidade da água do reservatório fica mais condicionada às cargas afluentes pela bacia de contribuição direta.

Cenário C – Resposta das Algas ao Bombeamento de Pedreira

O presente cenário teve como objetivo verificar o crescimento de algas no Reservatório Billings e o efeito do bombeamento em Pedreira nesse parâmetro, em um período com baixa intensidade de ventos e alta radiação solar.

Realizaram-se três simulações para efeito comparativo, variando-se apenas o bombeamento em Pedreira:

- Cenário C1 – sem bombeamento;
- Cenário C2 – vazão de bombeamento de 50 m³/s;
- Cenário C3 – vazão de bombeamento de 200 m³/s.

Os dados de qualidade de água das sub-bacias foram estimados através do Modelo de Carga. No caso do bombeamento em Pedreira, a qualidade de água foi obtida através da interpolação linear da estação de monitoramento PINH04100, da rede CETESB, que tem dados bimensais.

Cenário D – Compartimentação do Reservatório Billings

Este cenário teve como intuito verificar o comportamento das cargas no Reservatório Billings com a compartimentação de alguns braços e a capacidade de resposta do modelo a modificações físicas da região.

Optou-se pela compartimentação dos braços Taquacetuba (sub-bacias A3, A4 e A5) e Rio Pequeno (sub-bacia A9). A compartimentação do reservatório é apresentada na Figura 31, com dois círculos indicando os locais onde ela foi adotada.

Figura 31 – Reservatório Billings compartimentado ***Cenário E – Flotação***

Neste cenário, verificou-se a variação da qualidade de água no Reservatório Billings, considerando-se um bombeamento contínuo após eventual tratamento do Rio Pinheiros por flotação.

Realizaram-se duas simulações para efeito comparativo, variando-se apenas o bombeamento em Pedreira pelo período de um mês:

- Cenário E1 – Projeto piloto com o bombeamento de $10 \text{ m}^3/\text{s}$;
- Cenário E2 – Escala real com o bombeamento de $50 \text{ m}^3/\text{s}$.

O aumento do aporte de água proveniente do bombeamento de Pedreira foi acrescentado à vazão de retirada do reservatório, gerando uma nova série de vazão no Summit Control e mantendo a variação do nível de água no reservatório igual ao monitorado. Em Taquacetuba, a vazão bombeada foi mantida constante e igual a $3,8 \text{ m}^3/\text{s}$, como no período de calibração. Admitiu-se, como referência, os valores

apresentados na Tabela 26 para os efluentes da flotação, tendo como referência valores monitorados na estação de flotação do Parque do Ibirapuera (FERREIRA FILHO 2001) e a eficiência do sistema divulgada pelo Departamento de Comunicação da Secretaria do Meio Ambiente em seu sítio na Internet. Estes valores implicaram numa carga de fósforo bombeada para uma vazão de 10 m³/s equivalente a cerca de 1/8 da carga de fósforo afluyente pela bacia de contribuição.

Tabela 26 – Valores para a qualidade do efluente da flotação

Parâmetro	Sigla	Valor
Oxigênio Dissolvido	DO	7,5 mg/L
pH	pH	7,1
Fosfato	PO ₄	0,03 mg/L
Fósforo Orgânico Particulado Lábil	POPL	0,0225 mg/L
Fósforo Orgânico Dissolvido Lábil	DOPL	0,0225 mg/L
Carbono Orgânico Particulado Lábil	POCL	1,875 mg/L
Carbono Orgânico Dissolvido Lábil	DOCL	1,875 mg/L
Carbono Orgânico Particulado Refratário	POCR	5,15 mg/L
Carbono Orgânico Dissolvido Refratário	DOCR	5,15 mg/L
Nitrogênio Amoniacal	NH ₄	7,6 mg/L
Nitrato	NO ₃	0,05 mg/L
Nitrogênio Orgânico Particulado Lábil	PONL	2,85 mg/L
Nitrogênio Orgânico Dissolvido Lábil	DONL	2,85 mg/L
Sólidos Suspensos	SSOL1	36 mg/L

As condições de contorno meteorológicas e de qualidade das sub-bacias foram as mesmas apresentadas no cenário Típica Estação Seca.

Cenário F – Lançamento de Traçador na Ponte Imigrantes

Neste cenário, simulou-se a queda, no Reservatório Billings, de um caminhão tanque pela ponte da Rodovia dos Imigrantes. A dispersão do produto foi observada, de modo simplificado, através de traçador.

No caso dessa simulação, a condição de contorno mais importante é a intensidade do vento e sua respectiva direção. Considerou-se que o caminhão liberou 9 m³ do produto em duas horas.

Conforme dito anteriormente, todos estes cenários tiveram por objetivo verificar a capacidade do modelo em dar respostas a problemas de gestão, que dificilmente poderiam ser respondidos de outro modo.

4. RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados os resultados específicos relativos à implantação do modelo hidrodinâmico 3D no Reservatório Billings, e os resultados das simulações, que buscaram verificar a capacidade deste modelo dar suporte a questões levantadas na gestão deste reservatório. À parte destes resultados, existem também os resultados relativos ao modelo de geração de cargas, descrito no capítulo 3, e os resultados dos esforços institucionais que tornaram possível a implantação do modelo, que são abordados no capítulo 5.

4.1. Implantação do modelo

Conforme escrito no capítulo 3, o modelo hidrodinâmico foi implantado com os dados observados no período de 01 novembro de 2002 a 01 de março de 2003. Os dados de cargas das bacias de contribuição, calculados com o modelo de geração de cargas estão apresentados no item 3.3.

As simulações foram realizadas em um computador Pentium 4, 3GHz com 1GB de RAM. Para os parâmetros simulados e a grade e incremento temporal utilizados, o tempo utilizado pelo computador para simular um período de 4 meses foi de dois dias, o que resulta numa eficiência computacional de 60, isto é, a simulação de um evento de 60 dias exige um esforço computacional de um dia.

A seguir são comentados os resultados dos modelos para os parâmetros temperatura, OD, DBO, DQO, séries de nitrogênio e fósforo, fitoplâncton, metais e coliformes ao longo de todo o tempo simulado. Os resultados são apresentados em forma de gráficos de concentração *versus* tempo para cada um dos parâmetros citados na superfície e fundo nos locais das bóias BL-101, BL-105 e BL-106, cujas localizações estão apresentadas na Figura 23.

Temperatura

Os resultados do parâmetro temperatura mostram que o modelo reproduziu bem o rápido aquecimento que ocorre no reservatório durante o período simulado e também

o seu caráter polimítico (Figura 32). Junto à BL-105, braço do Taquacetuba, houve uma excelente correlação entre os dados estimados pelo modelo e os medidos em campo. Observa-se também uma boa correlação no tocante à elevação da superfície, que varia aproximadamente 2 metros no período simulado. A Figura 33 apresenta o resultado obtido na simulação comparado aos valores observados pela EMAE. Observa-se uma discrepância máxima de apenas 12 cm.

Figura 32 – Temperatura simulada e dados de monitoramento BL106, BL101 e BL105

Figura 33 – Perfil térmico simulado na BL105 (°C)

Obs.: O limite superior da área colorida indica a elevação da superfície d'água e a linha sólida representa os valores medidos pela EMAE.

Oxigênio Dissolvido

A Figura 34 mostra que o ajuste da simulação para o OD no reservatório não foi tão boa quanto o ajuste da temperatura, particularmente na estação BL-106. A figura mostra que o modelo não representa as quedas de OD que ocorrem sistematicamente na superfície. Aparentemente a queda de OD está relacionada com o bombeamento em Pedreira, que introduz águas com grandes concentrações de DBO. Não há valores monitorados continuamente de OD no fundo do reservatório na BL-106.

O resultado mostra a natureza polimítica do reservatório, com várias reduções de OD no fundo relacionados com o consumo de oxigênio do sedimento, seguindo um período de estratificação (exemplo em torno 01/01/03 na estação BL-105). A taxa e o ritmo da redução de OD são bem reproduzidos pelo modelo. Nas estações BL-101 e BL-105 as concentrações de OD foram bem representadas pelo modelo na superfície, mesmo ocorrendo casos de subestimação. As bruscas interrupções de aumento de OD podem ser causadas por super-saturação devido à excessiva fotossíntese. Mesmo, como será visto adiante, sendo a simulação do fitoplâncton ajustada, a resposta da respiração nem sempre é bem refletida na concentração de OD. Apesar destas discrepâncias, os impactos dos diversos processos (estratificação, consumo de OD pelo sedimento, mistura) na dinâmica do oxigênio dissolvido estão representados na simulação.

Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio

Como o modelo não simula DBO e DQO, estes parâmetros foram estimados a partir das relações apresentadas no item 3.3, considerando concentrações de carbono. As figuras 35 e 36 apresentam os resultados das simulações nos pontos das bóias BL-101, BL-105 e BL-106 mostrando oscilação da DBO nas imediações de Pedreira. Apenas na BL-105, Taquacetuba, há dados disponíveis de monitoramento. Neste ponto, mesmo mostrando um bom ajuste médio para o parâmetro DQO, o modelo não foi capaz de reproduzir a estratificação vertical deste parâmetro, o que pode estar relacionada às relações utilizadas para o cálculo da DBO e DQO a partir das formas de carbono simuladas pelo modelo ELCOM.

Figura 34 – Oxigênio dissolvido simulado e dados de monitoramento BL106, BL101 e BL105

Figura 35 – Demanda biológica de oxigênio simulada e dados de monitoramento BL105

Nitrogênio

A série de nitrogênio é apresentada através dos resultados das simulações de nitrato, amônia e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) nas figuras 37 a 38. Com relação ao nitrato, apenas a bóia BL-105 possui valores monitorados durante o período simulado. Para este ponto o modelo conseguiu um ajuste bom com os dados monitorados. Com relação à amônia existem dados de monitoramento para as bóias BL-106 e BL-105. Para este parâmetro o modelo conseguiu representar a variação espacial das concentrações de amônia, com valores médios de 0,5 mg/L próximo a Pedreira e de 0,2 mg/L em Taquacetuba. Com relação às concentrações de NKT não há valores de monitoramento. De qualquer forma, o modelo consegue representar o gradiente horizontal, com a maior variação entre a BL-106 e BL-101.

Fósforo

A série de fósforo é representada pelos resultados das simulações de ortofosfato e fósforo total apresentadas nas figuras 40 e 41. Do mesmo modo que a amônia, o modelo simula bem o decaimento de ortofosfato entre BL-106, Pedreira, e BL-105, Taquacetuba. Com relação ao fósforo total, pode-se observar um bom ajuste entre os valores simulados e os valores monitorados nas bóias BL-106 e BL-105.

Fitoplâncton

As figura 42 e 43 apresentam os resultados das concentrações de clorofila-a e das 4 espécies de algas simuladas. O modelo foi capaz de simular concentrações de clorofila-a próximas aos valores coletados em campo, com um pequeno aumento das concentrações em Taquacetuba em relação à Pedreira. Com relação aos grupos de algas simulados, pode-se observar que logo no início da simulação ocorre a morte dos grupos clorofícias, diatomáceas e dinoflagelados, mantendo-se estes com concentrações nulas ao longo de toda a simulação, persistindo o grupo de cianofícias.

Figura 36 – Demanda química de oxigênio simulada e dados de monitoramento BL105 **Figura 37** –Nitrato simulado e dados de monitoramento BL105

Figura 38 – Amônia simulada e dados de monitoramento BL106 e BL105 **Figura 39** – Nitrogênio Kjeldahl simulado

Figura 40 – Ortofosfato simulado e dados de monitoramento BL106 e BL105 **Figura 41** – Fósforo total simulado e dados de monitoramento BL106 e BL105

Figura 42 – Clorofila-a simulada e dados de monitoramento BL106 e BL105 **Figura 43** – Grupos de fitoplâncton simulados

Metais

A Figura 44 apresenta a concentração de ferro simulado versus dados monitorados. Pode-se observar um gradiente espacial dos metais com um decréscimo de flutuações na região próxima a Taquacetuba, de maneira similar aos dados monitorados. A falta de monitoramento das concentrações afluentes desses metais impede uma análise mais detalhada da representatividade dos resultados. O resultado das simulações de manganês é semelhante ao do ferro.

Coliformes

Os resultados das simulações de coliformes são apresentados na Figura 45, havendo dados de monitoramento apenas na BL-105. Devido à falta de dados das condições de contorno, as concentrações em Pedreira foram consideradas constantes. Apesar de o modelo representar o decaimento do coliforme ao longo do reservatório, ele não conseguiu captar as concentrações próximas a Taquacetuba. Acredita-se que com um melhor monitoramento proveniente das sub-bacias essa deficiência possa vir a ser contornada.

Gradientes espaciais

Com o intuito de analisar os gradientes espaciais ao longo do reservatório simulados com o modelo, apresenta-se uma figura mostrando a estrutura horizontal e vertical do oxigênio dissolvido, nutrientes e clorofila-a ao longo de uma seção vertical, cortina, de Pedreira a Taquacetuba (Figura 46), logo após um bombeamento em Pedreira no dia 07/02/2003. Os resultados obtidos na simulação no dia 10/02/2003, mostrados na Figura 47, apresentam um forte gradiente horizontal nos nutrientes, devido a uma grande carga de aporte de fósforo total (PT) e nitrogênio amoniacal (NH_4). A temperatura elevada de entrada restringe esses nutrientes à superfície, na qual há pequena concentração de oxigênio dissolvido da água proveniente do bombeamento. O NH_4 converte-se rapidamente em NO_3 e é mantido na superfície pela estratificação. O oxigênio dissolvido também apresenta um gradiente vertical, devido à estratificação e consumo pelos sedimentos. A clorofila-a, mostrada em planta no reservatório, apresenta concentrações menores próximo ao ponto de entrada e níveis crescentes em direção às condições mais favoráveis para seu crescimento. Nessa

figura é apresentada também a série de vazões bombeadas em Pedreira, estando marcado com uma vertical azul o dia 10/02/2003.

Figura 44 – Ferro total simulado e dados de monitoramento BL106 e BL105

Figura 45 – Coliformes simulado e dados de monitoramento BL105

Figura 46 – Localização da cortina entre Pedreira e o braço do Taquacetuba

Figura 47 – Parâmetros de qualidade de água após evento de bombeamento

Interfaces para discussão

Uma forte característica dos modelos implantados é a utilização de interface gráfica para a visualização de resultados. Estas interfaces, tanto na forma de imagens, como de filmes, permitem que os fenômenos de alteração da qualidade da água sejam visualizados com maior facilidade, fornecendo assim importante subsídio à gestão da qualidade das águas. As Figuras 48 e 49 apresentam exemplos destas interfaces. Na Figura 48 pode-se observar três tipos de imagens obtidas com a interface, sendo a primeira imagem referente à evolução temporal do perfil de um indicador da qualidade da água em um ponto do reservatório, a segunda imagem referente à alteração da qualidade da água em um determinado instante, para um determinado indicador de qualidade da água, ao longo de uma seção vertical definida pelo usuário (cortina), e a última imagem referente aos resultados simulados na superfície do lago em um determinado instante. Na Figura 49 podem ser observados três instantes de um filme onde são apresentados os resultados na superfície para NO_3 , NH_4 e clorofila-a e a série de vazões bombeadas em Pedreira e vertidas em Summit Control. A animação permite que se compreenda melhor as intensidades e durações das alterações da qualidade da água frente às alterações das condições de contorno como o bombeamento de Pedreira.

Deve-se enfatizar que a malha utilizada na simulação tem cerca de 500.000 pontos e que o armazenamento dos resultados a cada 12 horas para o período simulado, que foi de quatro meses, gera arquivos de cerca de 500 MB. As interfaces gráficas permitem tanto a melhor exploração desses resultados, como uma maior eficácia na sua divulgação para o público envolvido na gestão da qualidade da água.

Figura 48 – Saídas em Perfil, Cortina e Planta

Figura 49 – Três instantes de uma animação dos resultados

a) Situação no dia 20 de janeiro de 2003

b) Situação no dia 27 de janeiro de 2003

c) Situação no dia 08 de fevereiro de 2003

4.2. Cenários de ocupação e operação

Aqui são apresentados os resultados dos cenários descritos no item 3.4, relacionados tanto ao modelo de geração de cargas como ao modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água.

Modelo de Cargas

Os resultados dos cenários do modelo de cargas descritos no item 3.4.1 são apresentados a seguir.

Cenário 1 – Cargas Geradas sem Abatimento

A Tabela 27 mostra os resultados de carga gerada total obtidos sem abatimento, para época de estiagem e de chuva, por sub-bacia, do Reservatório Billings, através uso do *Effluent Load Model*. Este cenário não considera o abatimento que a carga sofre ao longo da bacia, deste modo, a Tabela 27 tem valores iguais à Tabela 18, Resultados de Carga Gerada na Bacia Billings.

Tabela 27 – Resultados de carga remanescente para o cenário 1

Sub-Bacias	Época de Estiagem					Época de Chuva				
	DBO	NT	PT	DQO	SST	DBO	NT	PT	DQO	SST
	(t/ano)					(t/ano)				
A-1	4.507,8	856,49	108,75	9.015,5	3.299,2	4.841,8	876,24	111,00	9.683,6	3.323,9
A-2	1.293,6	243,23	30,85	2.587,1	991,71	1.421,8	250,08	31,59	2843,7	1.077,5
A-3	204,29	33,43	4,21	408,57	131,86	259,74	36,47	4,53	519,47	172,95
A-4	333,10	55,35	6,99	666,20	224,39	413,56	59,59	7,46	827,13	297,61
A-5	16,95	0,72	0,05	33,90	39,61	43,56	1,85	0,12	87,12	101,81
A-6	71,48	10,98	1,36	142,95	61,35	98,60	12,29	1,47	197,21	103,65
A-7	41,66	5,59	0,68	83,33	25,02	65,49	6,89	0,81	130,98	42,25
A-8	18,41	2,20	0,24	36,83	23,16	32,81	2,92	0,27	65,63	59,08
A-9	29,54	2,52	0,24	59,07	49,51	62,42	4,07	0,31	124,84	120,40
A-10	232,01	39,30	4,96	464,02	138,38	285,88	42,42	5,31	571,76	151,61
A-11	288,37	53,28	6,73	576,75	394,56	344,76	56,40	7,06	689,52	256,28
A-12	2.818,6	527,79	66,97	5.637,1	2.039,3	3.127,7	545,98	69,05	6.255,4	2.069,6
A-13	1.367,0	264,92	33,63	2.734,0	1.090,2	1.475,8	271,18	34,32	2.951,6	1.114,1
A-14	2.603,1	509,57	64,72	5.206,2	1.265,8	2.764,9	519,11	65,80	5.529,9	2.102,7
Total	13826	2605	330	27652	9774	15239	2686	339	30478	10993

Para a época de seca, percebe-se um aumento de 18,90% na carga de DBO gerada sem abatimento comparando com a carga de DBO remanescente utilizada no cenário de calibração (Tabela 20). Já para estação chuvosa essa diferença diminuiu para 3,81% tendo como referência as cargas utilizadas na calibração.

Cenário 2 – Abatimento Carga Remanescente

A Tabela 28 mostra os resultados de carga remanescente obtidos através do abatimento de 30% da carga remanescente da calibração (Tabela 20), para época de estiagem e de chuva, por sub-bacia através do uso do *Effluent Load Model*.

Tabela 28 – Resultados de carga remanescente para o cenário 2

Sub-Bacias	Época de Estiagem					Época de Chuva				
	DBO	NT	PT	DQO	SST	DBO	NT	PT	DQO	SST
	(t/ano)					(t/ano)				
A-1	2912,6	369,7	54,0	6310,9	1901,7	3389,3	543,7	68,7	6778,5	2326,7
A-2	554,6	68,8	9,1	1811,0	398,5	883,9	90,5	11,5	1990,6	695,5
A-3	69,5	7,1	0,8	286,0	41,6	131,3	9,0	1,1	363,6	105,8
A-4	108,6	11,3	1,3	466,3	68,9	198,2	13,8	1,8	579,0	181,0
A-5	0,7	0,0	0,0	5,1	6,9	6,4	0,0	0,0	56,0	58,1
A-6	17,0	1,5	0,1	88,7	15,6	35,1	1,5	0,2	138,0	61,4
A-7	12,4	1,0	0,1	58,3	6,9	30,9	1,3	0,2	91,7	25,4
A-8	2,0	0,1	0,0	11,2	4,1	6,2	0,0	0,0	45,9	33,8
A-9	1,7	0,0	0,0	11,2	8,0	8,9	0,0	0,0	79,8	67,7
A-10	114,9	12,6	1,7	324,8	60,4	200,1	18,4	2,3	400,2	100,4
A-11	128,2	15,6	2,1	403,7	182,1	227,3	21,5	2,7	482,7	167,6
A-12	1611,0	200,4	28,5	3946,0	1048,9	2189,4	290,2	36,7	4378,8	1440,5
A-13	808,1	104,8	15,0	1913,8	586,8	1033,1	151,2	19,1	2066,1	779,9
A-14	1798,7	236,6	35,0	3644,3	734,5	1935,5	351,3	44,4	3870,9	1471,9
Total	8140	1029	148	19281	5065	10275	1492	189	21322	7516

Cenário 3 – Cálculo da Carga Remanescente

A Tabela 29 mostra os resultados de carga remanescente calculada computando-se a carga remanescente, para época de estiagem e de chuva, com as equações de *Runnof Ratio* calculadas com base nos dados monitorados no período de março de 1997 a março de 1998.

Tabela 29 – Resultados de carga remanescente para o cenário 3

Sub-Bacias	Época de Estiagem					Época de Chuva				
	DBO	NT	PT	DQO	SST	DBO	NT	PT	DQO	SST
	(t/ano)					(t/ano)				
A-1	2253,9	528,12	54,38	2783,8 0	2639,3 4	4841,8 2	876,24	55,50	6943,5 8	3323,8 5
A-2	646,8	98,22	15,43	569,16	793,36	1421,8 3	250,08	15,80	1649,3 3	1077,4 6
A-3	102,1	10,17	2,11	89,89	105,49	221,38	36,47	2,26	301,29	172,95
A-4	166,55	16,16	3,50	146,56	179,51	334,82	59,59	3,73	479,74	297,61
A-5	8,47	0,00	0,02	7,46	31,69	11,51	1,07	0,06	50,53	101,81
A-6	35,74	2,17	0,68	31,45	49,08	59,96	12,29	0,73	114,38	103,65
A-7	20,83	1,36	0,34	18,33	20,02	52,16	6,89	0,40	75,97	42,25
A-8	9,21	0,10	0,12	8,10	18,52	11,04	2,54	0,13	38,06	59,08
A-9	14,77	0,00	0,12	13,00	39,61	16,06	2,82	0,16	72,41	120,40
A-10	116,01	18,02	2,48	102,08	110,70	285,88	42,42	2,65	45,15	151,61
A-11	144,19	22,24	3,37	126,88	315,65	344,76	56,40	3,53	68,95	256,28
A-12	1409,3	286,35	33,49	1240,1 6	1631,4 5	3127,7 0	545,98	34,53	2411,9 0	2069,6 1
A-13	683,51	149,65	16,81	353,82	872,19	1475,8	271,18	17,16	1369,1	1114,1
A-14	1301,5	337,93	32,36	2368,9	1012,7	2764,9	519,11	32,90	5089,1	2102,7
Total	6913	1471	165	7860	7819	14970	2683	170	18709	10993

Comparando os resultados deste cenário com os da carga de DBO remanescente da calibração do Reservatório Billings (Tabela 20), na época de seca houve uma diminuição de 40,55% na carga remanescente e na época de chuva um aumento de 1,98%.

Para o ano hidrológico essa variação média de carga é de 20,22%, a menos no Reservatório Billings para a carga estimada neste cenário.

Cenário 4 – Exportação carga Doméstica

A Tabela 30 mostra o resultado de carga remanescente obtida com a exportação da carga doméstica, para época de estiagem e de chuva, por sub-bacia, através da execução do *Effluent Load Model*.

Tabela 30 – Resultados de carga remanescente para o cenário 4

Sub-Bacias	Época de Estiagem					Época de Chuva				
	DBO	NT	PT	DQO	SST	DBO	NT	PT	DQO	SST
	(t/ano)					(t/ano)				
A-1	105,16	2,67	0,21	425,56	2,83	486,49	10,88	1,20	1093,68	30,97
A-2	18,32	0,08	0,00	99,58	13,11	97,96	0,01	0,00	419,82	113,86
A-3	8,46	0,06	0,00	45,68	6,92	44,51	0,11	0,00	181,54	55,33
A-4	10,39	0,01	0,00	57,18	12,02	56,99	0,01	0,00	263,44	98,23
A-5	1,02	0,00	0,00	7,24	9,88	9,10	0,00	0,00	80,06	83,02
A-6	2,41	0,00	0,00	13,99	7,22	14,80	0,00	0,00	88,82	57,07
A-7	4,30	0,05	0,00	22,84	3,26	21,81	0,16	0,01	78,01	23,63
A-8	0,49	0,00	0,00	3,64	4,95	4,70	0,00	0,00	42,90	43,02
A-9	0,74	0,00	0,00	6,45	9,93	9,16	0,00	0,00	95,14	93,01
A-10	15,07	0,34	0,02	68,63	2,53	70,83	1,37	0,14	176,37	18,19
A-11	12,30	0,20	0,00	64,27	101,15	60,14	0,74	0,07	184,60	33,25
A-12	87,18	2,05	0,14	393,81	3,82	409,35	8,17	0,91	1012,1	39,24
A-13	29,49	0,65	0,04	138,58	4,20	139,27	2,56	0,27	356,16	32,35
A-14	55,02	1,45	0,13	206,19	190,62	252,11	5,97	0,66	529,92	16,64
Total	350	8	1	1554	373	1677	30	3	4603	738

O resultado da carga de DBO remanescente com exportação da carga doméstica em comparação com a carga remanescente da calibração (Tabela 20) indica que na época de seca houve uma diminuição de 93,99% na carga remanescente e na época de chuva uma diminuição de 88,57%. No ano hidrológico, a carga remanescente no Reservatório Billings, com exportação da carga doméstica é 92,29% menor do que a obtida na calibração.

Modelo Hidrodinâmico 3D de Qualidade da Água

A seguir apresenta-se os resultados dos cenários simulados com o modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água, conforme descrição feita no item 3.4.2.

Cenário A – Típica Estação de Seca

A Figura 50 mostra perfis simulados de qualidade da água nos pontos das BL-101, BL-105 e BL-106 para o período simulado compreendido entre 01/04/2003 a 30/07/2003. Nessas figuras são apresentados também os dados monitorados disponíveis para este período, podendo-se observar o ajuste do modelo aos dados monitorados, em particular a diminuição da temperatura da água, do fósforo total e clorofila-a no período simulado.

Figura 50 – Oxigênio Dissolvido, ortofosfato e clorofila-a simulados no cenário A e monitorados

Cenário B – Redução nas Cargas das Sub-bacias

A Figura 51 apresenta o resultado da simulação com redução de cargas de acordo com o Cenário 2 do modelo de cargas. Nesses gráficos podem ser observados os dados monitorados no período simulado compreendido entre 01/04/2003 a 30/05/2003. A seleção do período de seca (incluído no período de simulação do Cenário A) para essa simulação foi para verificar a alteração da qualidade da água num período sem bombeamento em Pedreira.

Cenário C – Resposta das Algas ao Bombeamento de Pedreira

O cenário C investigou três alternativas para verificar a relação de florescimentos de algas no reservatório e o bombeamento em Pedreira. Pôde-se observar uma grande diferença entre os três cenários, sendo que a clorofila-a leva aproximadamente de quatro a sete dias para responder ao pulso de bombeamento em Pedreira, alterando a qualidade da água principalmente na região do reservatório entre Pedreira e a ponte da Rodovia dos Imigrantes.

No cenário C1, apesar de não haver bombeamento, foram apresentadas concentrações de 150 $\mu\text{g chl}a/\text{L}$ no corpo central do reservatório, com picos no braço de mais de 300 $\mu\text{g chl}a/\text{L}$. Além disso, a pluma estendeu-se por 4 km no reservatório. Credita-se o ocorrido ao aporte de nutrientes nos braços superiores do Reservatório Billings.

No cenário C2, há picos de 200 $\mu\text{g chl}a/\text{L}$, com a pluma estendendo-se mais 2 km no corpo central. Já no cenário C3 o bombeamento de 200 m^3/s provocou concentrações maiores que 200 $\mu\text{g chl}a/\text{L}$ no corpo central e a pluma avança de 12 a 14 km no reservatório.

Figura 51 – Oxigênio Dissolvido, ortofosfato e clorofila-a simulados no cenário B e monitorados

A Figura 52 mostra a vista superficial da concentração de clorofila para os cenários C1 e C3, no sétimo dia após o pico de bombeamento.

Figura 52 – Concentração de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) na superfície do Reservatório Billings nos cenários C1 (à esquerda) e C3 (à direita)

Cenário D – Compartimentação do Reservatório Billings

Neste cenário buscou-se verificar a influência da compartimentação do reservatório na circulação e qualidade da água. Durante a simulação há um bombeamento de $78 \text{ m}^3/\text{s}$ no dia 12/11/2002. A Figura 53 demonstra o efeito da compartimentação em Taquacetuba 10 dias após o bombeamento, notando-se a interrupção de entrada de poluentes, representados por um traçador, no braço do Taquacetuba.

Figura 53 – Traçador introduzido pelo bombeamento no Reservatório Billings

Comparações de qualidade de água indicam que não houve grande diferença entre o cenário de implantação e o cenário analisado no braço de Taquacetuba, como se percebe nas concentrações de OD na Figura 54. No corpo central, vê-se uma pequena diferença até a ocorrência de um evento de estratificação, no qual o oxigênio dissolvido no fundo do reservatório chega a zero e acarreta a liberação de fosfato na coluna d'água (Figura 55).

Figura 54 – Comparação do OD (mg/L) no cenário da implantação e no cenário D no braço de Taquacetuba

Obs.: O gráfico superior indica a concentração na superfície e o inferior a concentração no fundo do reservatório.

Figura 55 – Comparação das concentrações de PO_4 (mg/L) no cenário da implantação e no cenário D no corpo central

Obs.: O gráfico superior indica a concentração na superfície e o inferior a concentração no fundo do reservatório.

Cenário E – Flotação

Os dois cenários simulados (10 e 50 m³/s) foram comparados diretamente, para se observar o impacto das taxas de bombeamento e o efeito nos gradientes espaciais que ocorrem no reservatório. Os resultados indicam, em geral, que a temperatura e o oxigênio apenas variaram na região próxima a Pedreira, podendo os processos internos do reservatório ter uma influência maior sobre estes parâmetros do que os aportes assumidos em Pedreira neste cenário.

Com relação ao nitrogênio total obteve-se comportamento diferente, observando-se variações nas concentrações em função da vazão utilizada. Na BL-101 (Figura 56) a diferença aparece após 14 dias do início do bombeamento, enquanto na BL-105 (Figura 57) a diferença ocorre após 21 dias, refletindo a escala de tempo de transporte das vazões bombeadas. Essa diferença foi observada tanto nas concentrações de superfície como nas concentrações do fundo do reservatório.

Figura 56 – Comparação de NT (mg/L) na superfície entre as diferentes vazões de bombeamento na BL101

Figura 57 – Comparação de NT (mg/L) na superfície entre as diferentes vazões de bombeamento na BL105

Cenário F – Lançamento de Traçador na Ponte Imigrantes

Os resultados demonstram uma rápida dispersão do traçador, numa velocidade de 3 km/dia do centróide da pluma. Após o primeiro dia a concentração corresponde a 10% da concentração inicial. No segundo dia esse valor decresce para 2% (Figura 58).

Figura 58 – Distribuição do traçador, 24 horas após seu lançamento no painel à esquerda e 48 horas após seu lançamento no painel à direita

O vento teve a direção leste predominante durante a simulação. Vale ressaltar que os resultados dependerão das características do poluente analisado. Poluentes com densidade menor do que a água estarão mais suscetíveis ao vento do que líquidos mais densos que a água.

A Figura 59, do mesmo modo que as figuras 47 e 48, apresenta exemplo de saída gráfica do modelo para análise de cenários de operação. Esta figura ilustra duas plantas e uma cortina entre Pedreira e Taquacetuba resultantes de simulações feitas no Reservatório Billings, com variações nas vazões bombeadas em Pedreira, liberadas em Summit Control e bombeadas em Taquacetuba. Neste exercício variou-se a vazão bombeada em Taquacetuba de 0 a 8 m³/s, a vazão bombeada em Pedreira de 0 a 90 m³/s, e a vazão liberada em Summit Control foi definida tendo como premissa a manutenção do nível no reservatório. Os resultados aqui apresentados são ilustrativos, não tendo sido vistos e discutidos pelos técnicos das instituições envolvidas na gestão da Billings. A análise desta figura permite ao gestor verificar a

extensão e a duração das alterações da qualidade da água frente a distintos cenários de operação, subsidiando assim a tomada de decisão.

Figura 59 - Cenários com Variação de Bombeamento e de Vazões Efluentes

5. DISCUSSÃO

Os resultados da utilização do modelo hidrodinâmico 3D são discutidos em relação a três pontos distintos neste capítulo. O primeiro ponto refere-se aos resultados obtidos com a implantação do modelo. O segundo trata da utilização do modelo, isto é, como as instituições responsáveis pela gestão dos recursos hídricos participaram desse processo e como elas vêem a utilização da modelagem no processo de gestão de recursos hídricos. Finalmente, no último ponto são discutidos os dados utilizados na modelagem e o esforço necessário para a continuidade e complementação do monitoramento realizado, tendo como foco a utilização de modelos matemáticos na gestão da qualidade da água.

5.1. Os resultados do modelo

Embora o objetivo deste trabalho seja o estudo da viabilidade de aplicação de um modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água no reservatório, foi necessário utilizar um modelo dinâmico de geração de cargas para gerar séries diárias de vazões e cargas afluentes ao reservatório. Sendo assim, discute-se inicialmente os resultados do modelo de carga, seguindo-se a discussão dos resultados do modelo hidrodinâmico.

Modelo de cargas

O modelo de carga é importante por ser responsável pela relação entre o uso do solo e as cargas geradas nas sub-bacias. Embora a qualidade da água do Reservatório Billings esteja associada a diversos outros fatores, como variação de condições climatológicas, qualidade e quantidade da água bombeada em Pedreira, cargas de sedimentos, vazões efluentes do reservatório, as cargas geradas nas sub-bacias tem papel relevante na qualidade da água, principalmente nos arredores dos lançamentos dos efluentes, quer sejam estes pontuais ou difusos.

O modelo de carga ganha importância, também, ao considerarmos que as leis específicas de mananciais na RMSP preconizam o uso de modelagem matemática de correlação entre o uso do solo e carga gerada, buscando otimizar cenários de geração

de cargas na bacia que sejam compatíveis com a capacidade de suporte de cada manancial.

Neste trabalho a abordagem do modelo de cargas é diferente da adotada nas leis específicas do Estado de São Paulo. No caso das leis específicas o modelo é de regime permanente, isto é, admite-se uma situação média estacionária, enquanto que neste trabalho o modelo é dinâmico, de modo a se ter a variação diária das cargas sujeitas a eventos de chuva e do sistema operacional. Aliado a este fato, no presente trabalho a quantificação da capacidade de suporte do reservatório fica condicionada a outros fatores além da carga gerada na bacia, incluindo a variação dinâmica das condições climatológicas, da operação do reservatório e das cargas internas do reservatório.

Modelos dinâmicos permitem o cálculo de geração de cargas em bacias. É o caso do SWMM (Storm Water Management Model), distribuído pela EPA – US Environmental Protection Agency (USEPA 1992) - que é um modelo matemático dinâmico para simulação da quantidade e qualidade do escoamento superficial urbano. Muitos aspectos hidrológicos e qualitativos são simulados, incluindo o escoamento superficial e subterrâneo, o transporte ao longo dos sistemas de drenagem e esgotamento sanitário, o armazenamento e o tratamento. A primeira versão do modelo é de 1971, estando disponível atualmente uma nova interface gráfica em ambiente Windows.

Neste trabalho utilizou-se um modelo de geração de cargas simplificado para a geração das séries temporais necessárias à alimentação do modelo hidrodinâmico. Toda a melhoria na entrada na geração dos dados de entrada irá contribuir para a redução de incerteza no modelo hidrodinâmico. O modelo de carga foi composto por um módulo de escoamento superficial (*Runoff Model*), e por outro para o cálculo das cargas afluentes (*Effluent Load Model*).

O modelo de cargas afluentes caracterizou a carga gerada na bacia a partir da sua ocupação e da carga unitária de poluente para carga difusa e pontual. A ocupação da

bacia foi caracterizada com informações sobre população, vazão e infra-estrutura de esgoto, carga industrial, uso do solo, quantidade de animais. Os resultados são fortemente influenciados pelos dados e pela carga unitária utilizada. Conforme dito antes, neste estudo foram adotados os coeficientes de cargas unitárias empregados nos modelos de geração de cargas da Lei Específica da Billings. No ano de 2005 foi iniciado um estudo, fruto de um acordo entre o Governo Japonês e a Prefeitura do Município de São Bernardo do Campo (JICA 2005), que inclui, dentre seus objetivos, o cálculo das cargas geradas na bacia do Reservatório Billings, utilizando a mesma metodologia aqui apresentada, e realizando campanhas de campo para uma nova calibração dos coeficientes utilizados.

As informações disponíveis sobre carga industrial mostram apenas carga orgânica, considerada como DBO e carga inorgânica. Deste modo, os aportes de nitrogênio, fósforo, material orgânico refratário e sólidos suspensos não foram computados.

O modelo de escoamento superficial, utilizado no estudo, estima as vazões a partir da situação atual das sub-bacias do Reservatório Billings. Para operacionalizá-lo, foram necessários dados monitorados de vazão diária na sub-bacia e dados de qualidade de água no mesmo período de observação. Também foram requeridos dados diários de precipitação e de evaporação de estações próximas.

A precisão desse modelo é baseada na correlação entre vazão, precipitação e evaporação – *Tank Model* – e na relação entre carga (ou concentração) e vazão – Curva L-Q. A falta de informações na Bacia Billings implicou na necessidade de estimar a carga remanescente relacionando a carga gerada e fazer um abatimento estimativo para as sub-bacias, tendo como referência o Estudo de Cargas Difusas realizado para a Bacia do Guarapiranga (SMA 1998b). Os dados de precipitação e de evaporação foram considerados satisfatórios e a vazão afluente ao reservatório foi estimada através de balanço hídrico, com o auxílio do *Tank Model*.

A Figura 60 apresenta uma relação das cargas geradas pelo modelo de carga nos quatro cenários apresentados no capítulo 4 em comparação com o cenário utilizado

na implantação do modelo apresentado no capítulo 3. Através desta figura, pode-se observar a sensibilidade do modelo frente às distintas condições de contorno. As diferentes hipóteses adotadas nos quatro cenários, incluindo a desconsideração do abatimento da carga gerada (Cenário 1), a remoção de 30% da carga gerada (Cenário 2), cálculo da carga remanescente (Cenário 3), e a exportação da carga doméstica (Cenário 4), ilustram a resposta da metodologia adotada tanto para a estação chuvosa como para a estação seca.

Figura 60 – Relação de cargas geradas entre os cenários simulados

Embora a abordagem adotada tenha sido satisfatória para a implantação do modelo hidrodinâmico, todo esforço para melhor quantificar a variação do aporte da carga gerada na bacia irá implicar uma melhoria dos resultados do modelo hidrodinâmico. A escolha da metodologia deverá se dar em função dos dados disponíveis, dos recursos disponíveis e dos objetivos do estudo.

Lembra-se aqui que no período de setembro de 2005 a janeiro de 2006 foram realizadas diversas campanhas de monitoramento de vazões e cargas em nove bacias do Reservatório Billings, com o intuito de aprimorar o cálculo das cargas geradas em função do uso do solo. Essas campanhas estão sendo desenvolvidas dentro de um programa da JICA (JICA 2005) para revitalização do Reservatório Billings, tendo

como objetivo o refinamento do modelo de geração de cargas para seu emprego em conjunto com o modelo hidrodinâmico 3D para o Reservatório Billings.

Modelo Hidrodinâmico 3D de Qualidade da Água

A implantação do modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água no Reservatório Billings foi realizada com sucesso. No Capítulo 4 são apresentados os resultados das simulações com o modelo na implantação através dos perfis de temperatura, OD, DBO, DQO, séries de nitrogênio e fósforo, metais, algas e coliformes. No mesmo capítulo são apresentados também resultados de cenários, elaborados com a intenção de verificar a capacidade do modelo em realizar prognósticos da qualidade da água no Reservatório Billings, os quais dificilmente poderiam ser obtidos sem a utilização de uma ferramenta como esta.

A pouca disponibilidade de dados de monitoramento, tanto das condições de contorno, como do reservatório, de nutrientes, metais e algas, impedem uma análise mais crítica dos resultados obtidos com as simulações. De toda forma, o modelo mostra a variação temporal e espacial destes parâmetros ao longo do período simulado.

O modelo representou as oscilações de temperatura e oxigênio dissolvido monitorados continuamente pelas bóias BL-101, BL-105 e BL-106. Para os demais parâmetros monitorados com uma frequência semanal (demanda biológica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrato, amônia, ortofosfato, fósforo total, clorofila-a, ferro, manganês e coliformes) teve-se um ajuste razoável, exceto para a demanda biológica de oxigênio e coliformes.

Conforme dito no item 3.3, página 78, as taxas e coeficientes adotados para os processos simulados pelo modelo matemático hidrodinâmico 3D de qualidade da água, foram baseadas principalmente nas recomendações dos manuais deste modelo, tendo estes sido satisfatório para as simulações de temperatura e oxigênio dissolvido. Um ajuste maior nas taxas e coeficientes dos demais parâmetros, visando uma calibração efetiva deste modelo, requer tanto a existência de séries mais completa de

dados de monitoramento, como uma discussão com técnicos que dominem os processos físicos, químicos e biológicos que se desenvolvem no reservatório.

É importante ressaltar, no entanto, que mesmo não se tendo uma calibração de todos os parâmetros, a divulgação dos resultados das simulações entre os técnicos das diversas instituições que atuam na gestão do reservatório, aprofunda a discussão da relação causas e efeitos da qualidade da água, incentivando o desenvolvimento de experimentos para aprofundamento dos processos que ocorrem no interior do reservatório, o que aumenta o grau de conhecimento da dinâmica do reservatório por todos os técnicos, caracterizando o modelo como um instrumento de apoio à gestão do reservatório.

A representação dos gradientes espaciais, tais como a variação de amônia entre BL-101 e BL-105, pelo modelo, é um exemplo da capacidade do modelo simular os processos que ocorrem dentro do reservatório, e fornecer material para técnicos discutirem possíveis causas, conseqüências e implicações deste fato .

O modelo não simulou corretamente os parâmetros DBO, algas e coliformes. Com relação à DBO, lembra-se que o modelo ELCOM não simula DBO e DQO, mas sim a série de carbono nas formas lábil e refratária, dissolvida e particulada. A revisão das relações da série de carbono com a DBO e DQO, assumidas constantes para todo o reservatório, podem contribuir para a melhor representação destes parâmetros. Existe uma tendência em se adotar o carbono como parâmetro de qualidade da água ao invés da DBO e DQO. A recente resolução CONAMA 357, que substitui a resolução CONAMA 20, continua utilizando DBO e DQO para classificação de águas doces, utilizando, no entanto, o carbono em substituição a estes parâmetros, para águas salinas.

Com relação as algas, o modelo simulou uma dominância absoluta do grupo cianofícias, não representando as clorofícias, diatomácias e flagelados. Embora as cianofícias sejam as algas predominantes no Reservatório Billings, há ocorrência dos outros grupos também. Com relação aos coliformes só existem dados de

monitoramento no braço do Taquacetuba, BL-105, sendo que o modelo não representou as concentrações observadas em campo. A principal entrada de coliformes é pelo bombeamento de Pedreira, podendo ser observados os picos de concentrações de coliforme junto à BL-106, região de Pedreira, associado aos períodos de bombeamento, no entanto, há o decaimento desta bactéria ao longo do reservatório. Uma possibilidade para as concentrações de coliforme é o crescimento de coliformes no interior do reservatório (POWER 2005), hipótese esta que necessita ser discutida com técnicos.

A implantação do modelo produziu, junto aos técnicos das instituições envolvidas, a possibilidade de aprofundar seus conhecimentos sobre a variação da qualidade das águas do Reservatório Billings. Buscando entender melhor os processos que ocorrem na Billings, e poder simulá-los, a CETESB, em parceria com a UFSCar e com colaboração da EMAE e da Polícia Ambiental, realizou no final de setembro de 2004 uma campanha de campo extensiva, com o objetivo de caracterizar a dinâmica do reservatório por um período contínuo de 48 horas. Outro exemplo é o estudo da JICA que está sendo executado em São Bernardo do Campo, conforme dito na página 123. Além das campanhas de monitoramento realizadas no estudo JICA, visando um maior entendimento das cargas afluentes ao reservatório, estão previstos ensaios para a determinação da taxa de liberação de fósforo, ferro e manganês do sedimento, e a discussão destes processos para sua representação pelo modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água.

Com relação aos resultados dos cenários simulados com o modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água, pode-se observar que os resultados das simulações responderam às variações das condições de contorno. Para todos os cenários simulados, incluindo a típica estação seca, a redução de cargas nas sub-bacias, a dinâmica de algas frente ao bombeamento de Pedreira, a compartimentação do reservatório, a resposta do reservatório à operação de flotação e a simulação do lançamento de um traçador na ponte da Rodovia dos Imigrantes, pode-se observar que o modelo respondeu à variação dos dados de entrada.

O Cenário A, estação de seca, serviu para se avaliar os resultados numa época diferente da utilizada para a implantação do modelo, num período de estiagem, quando o reservatório sofre uma menor influência do bombeamento de Pedreira. Para esta época têm-se menos dados disponíveis para o monitoramento. A maior disponibilidade de dados é no braço do Taquacetuba, junto à BL-105, onde pode-se observar um ajuste das curvas de OD, DQO, nitrato e clorofila-a. Neste mesmo ponto o modelo não respondeu à oscilação do parâmetro fosfato, na mesma magnitude do que a observada nos dados de campo no início do período de simulação.

A análise dos resultados do Cenário B, redução das cargas afluentes na bacia de contribuição direta, indica uma recuperação na qualidade da água do reservatório. Embora ainda possam ser observadas concentrações altas de ortofosfato e clorofila-a, elas são menores do que as do Cenário A, que abrange o período de simulação do Cenário B. Pode-se constatar também a importância do modelo de geração de carga, observando-se uma alteração da qualidade da água do reservatório em função do aporte de cargas.

No Cenário C, resposta do bombeamento em Pedreira, o modelo representa a dimensão e magnitude da floração de algas em função da vazão bombeada em Pedreira, sendo observada uma área de floração maior e com concentrações mais elevadas conforme é incrementada a vazão bombeada. No Cenário D, pode-se constatar a resposta da simulação ao se compartimentar a malha da área modelada.

O Cenário E simula a operação de flotação, mostrando diferenças entre as hipóteses de bombeamento contínuo de 10 e 50 m³/s. A adoção de diferentes hipóteses para a caracterização do efluente bombeado em Pedreira oriundo da flotação no Rio Pinheiros, bem como a realização de campanhas específicas de monitoramento durante a eventual operação piloto deste sistema no Reservatório Billings, permitirá a utilização do modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água, no apoio à avaliação das alterações da qualidade da água no reservatório, durante o bombeamento contínuo da vazão meta deste processo equivalente à 50 m³/s.

O Cenário F simula o espalhamento de um líquido no reservatório como um traçador. Caso se determine as especificações do líquido derramado, o modelo poderá simular os processos de decaimento e as concentrações resultantes ao longo do tempo e espaço. Os cenários B, C, D, E e F são exemplos de como o modelo pode ser utilizado para o apoio à gestão do reservatório.

A coleta de dados, a preparação dos arquivos, a implementação do modelo, a discussão com os técnicos das instituições que atuam na gestão deste reservatório, as primeiras rodadas, a formulação de cenários, a discussão dos resultados, a verificação das limitações, a proposição de ações para a continuidade, todas estas etapas foram cumpridas ao longo do trabalho.

5.2. A utilização do modelo

Considerando-se a multiplicidade de usos, a importância estratégica do local e as instituições envolvidas, é fundamental a correta distinção dos aspectos operacionais relativos às principais entidades, integrantes e participantes na gestão dos recursos hídricos na região, respeitando as atribuições de cada uma e buscando integrá-las para a otimização da gestão.

As diretrizes da Política Estadual de Recursos Hídricos tratam da proteção das águas contra ações que possam comprometer seu uso atual e futuro; da defesa contra eventos hidrológicos que forneçam risco à saúde e à segurança hídrica; do desenvolvimento de programas permanentes de conservação e proteção das águas subterrâneas contra poluição e da prevenção de erosões no solo, com vistas à proteção contra a poluição física e o assoreamento dos corpos d'água. Nesse sentido, o monitoramento qualitativo da água e a elaboração e uso de modelos matemáticos surgem como instrumentos imprescindíveis de apoio à gestão dos recursos hídricos. O objetivo de um modelo matemático de qualidade da água é o de funcionar como uma ferramenta de gestão, provendo informações sobre a mudança da qualidade da água em função das alterações de usos na bacia e de condições de contorno considerando dados hidrológicos, meteorológicos e de operação de estruturas.

A implantação de novas ferramentas, sofisticadas e desconhecidas previamente por parte dos usuários, como o caso dos modelos matemáticos implementados neste trabalho, exige que se estabeleça um programa efetivo de transferência tecnológica, de modo que os corpos técnicos das instituições intervenientes na gestão dos recursos hídricos dominem satisfatoriamente a nova ferramenta e as utilizem, de forma adequada, na gestão dos recursos hídricos.

Instituições envolvidas

Para o desenvolvimento deste trabalho colaboraram cinco entidades:

- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo: responsável pelo controle, fiscalização, monitoramento e licenciamento de atividades geradoras de poluição, com a preocupação fundamental de preservar e recuperar a qualidade das águas, do ar e do solo.
- SMA – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo e sua Coordenadoria de Planejamento e Educação Ambiental – CPLEA
- SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
- EMAE – Empresa Metropolitana de Águas e Energia S.A.
- DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica

A participação e colaboração destas instituições foram fundamentais para o trabalho. Além do fornecimento de dados, essenciais para o andamento do trabalho, também foram recebidas diversas sugestões importantes dessas instituições, em debates e discussões, que permitiram a implantação e operação do modelo. A coleta e preparação dos dados, a formulação de cenários, a discussão e interpretação de resultados não poderiam ser realizadas sem a participação de técnicos de todas estas instituições.

Grupo Permanente de Discussão

Os técnicos destas instituições atuaram como um grupo de discussão que necessita ter continuidade, de modo a tornar efetiva a utilização da modelagem matemática como ferramenta de apoio à gestão dos recursos hídricos. Além dos técnicos destas

instituições, podem ser agregados a este grupo membros da comunidade científica nacional, conforme Figura 61.

Figura 61 – Grupo Permanente de Discussão

A promoção de encontros periódicos e discussões entre os membros desse grupo permitiriam a identificação e aprofundamento dos principais tópicos relacionados à utilização de modelagem matemática de qualidade da água, fomentando um maior envolvimento das equipes das instituições envolvidas na gestão das águas, o que resultaria num melhor aproveitamento dos cenários propostos e dos dados de entrada no modelo.

A manutenção de um grupo como este e a constante troca de informações entre as diversas entidades, são mecanismos de extrema importância na inclusão efetiva da modelagem como ferramenta de gestão de recursos hídricos.

5.3. Dados utilizados

A implementação desse modelo requereu uma quantidade expressiva de dados de entrada. A pesquisa destes incluiu fontes disponíveis na CETESB, SMA, SABESP, EMAE e DAEE, além dos Planos de Bacia Hidrográfica e demais estudos

desenvolvidos dentro dos Comitês das Bacias do Alto Tietê, incluindo dados em diversos formatos e distintas mídias, eletrônica ou não.

Como os dados provieram de diversas fontes, foi necessário um significativo esforço para a sua uniformização e formatação, visando sua utilização na modelagem. A seguir discute-se a abordagem utilizada e as implicações nos resultados obtidos.

Com relação à batimetria pode-se dizer que os dados utilizados foram suficientes para representar o reservatório numa grade de 200 por 200 metros. É sabido que, devido a uma recomendação da ANEEL, a EMAE realizou no ano de 2004 um novo levantamento batimétrico do reservatório, não tendo sido observadas mudanças significativas no fundo do reservatório.

Os dados meteorológicos foram obtidos a partir das estações IAG-USP e CETESB - São Caetano, localizadas respectivamente a 8 e 14 km do reservatório. Embora o ideal fosse que todos os dados relativos a radiação, temperatura, umidade e ventos fossem obtidos na região do reservatório, pode-se afirmar que uma grande fragilidade das simulações é não dispor de uma série de intensidade e direção de ventos junto ao reservatório. Os dados utilizados nas simulações foram os da estação CETESB - São Caetano, com condições de relevo bem distintas das do reservatório, talvez produzindo grande variação, tanto na intensidade como na direção do vento. Sendo o vento um dos fatores preponderantes na dinâmica de circulação das águas em reservatórios, este fato introduz incerteza adicional nos resultados. A instalação de uma estação meteorológica na região do reservatório aumentaria o grau de confiança nos resultados.

Com relação aos dados de bombeamento em Pedreira, pode-se afirmar que a série de dados de vazões bombeadas é suficiente, havendo, no entanto, uma incerteza com relação aos parâmetros de qualidade e temperatura da água bombeada. A qualidade da água bombeada é afetada pela operação da usina elevatória de Traição, responsável pelo bombeamento de água do canal inferior para o canal superior do Rio Pinheiros, e pela estrutura de Retiro, que controla o fluxo entre os rios Tietê e

Pinheiros. A temperatura da água é afetada também pelo efluente térmico da Termoelétrica Piratininga, lançado no Rio Pinheiros, perto do local de bombeamento de Pedreira. Os dados utilizados nas simulações foram interpolados a partir da rede de monitoramento da CETESB, os quais, por terem uma frequência bi-mensal, não cobrem as alterações dinâmicas simuladas pelo modelo.

Com relação à série de vazões efluentes do reservatório, sejam as liberadas em Summit Control, para geração de energia em Henry Borden, sejam as bombeadas em Taquacetuba, para transposição para o Guarapiranga e posterior tratamento na ETA Alto da Boa Vista, para abastecimento na RMSP, pode-se afirmar que os dados disponíveis atendem as demandas das simulações com o modelo 3D. Caso seja de interesse considerar os processos de evaporação do reservatório e precipitação sobre o espelho d'água, será necessário a geração destas séries.

Com relação aos dados de contribuição da bacia de drenagem, incluindo vazões e qualidade da água, obtidos com o modelo de carga (vazões, DBO, DQO, NT, PT, SST e coliformes) e complementados com a série de dados de monitoramento da CETESB, pode-se afirmar que todo aperfeiçoamento na obtenção desta informação irá implicar numa melhoria da geração das condições de contorno.

Alguns processos que ocorrem no reservatório poderão ser melhores compreendidos, caso sejam realizadas campanhas específicas de monitoramento mais frequente no reservatório e nas condições de contorno. Dentre estes processos, podemos incluir a operação de bombeamento em Pedreira e o aporte de carga orgânica nas bacias de contribuição direta. Considera-se a questão do bombeamento em Taquacetuba, a utilização desta água para abastecimento público e a questão do monitoramento/simulação de cianobactérias como tendo especial relevância, visto suas relações com a saúde pública.

6. CONCLUSÕES

A principal conclusão deste trabalho é constatar a viabilidade da utilização de modelos matemáticos 3D para a simulação da hidrodinâmica e da qualidade da água na gestão dos recursos hídricos para o Reservatório Billings. Embora modelos matemáticos de qualidade da água já sejam utilizados há muito tempo em nosso país, a utilização de modelos mais sofisticados – como um modelo 3D, hidrodinâmico, capaz de dar respostas para o planejamento e para a operação que outros modelos não dão – ainda é um desafio .

Sendo a operação e demanda de dados em um modelo 3D dinâmico vastamente maior que a dos modelos matemáticos já implementados na RMSF, sua implantação dependeu da colaboração e cooperação de técnicos das entidades envolvidas na gestão dos recursos hídricos. Como esta cooperação ocorreu, o modelo foi implantado, existindo hoje uma nova ferramenta para apoio à gestão dos recursos hídricos do Reservatório Billings, podendo ser também implantado em outros reservatórios.

Durante a implantação do modelo dificuldades surgiram e hipóteses tiveram que ser adotadas. Dentre as dificuldades, destacam-se a falta de um modelo dinâmico de geração de cargas na bacia de contribuição, o fato dos dados de monitoramento não terem, na maior parte das vezes, a abrangência e frequência necessárias para a implantação do modelo 3D e a questão dos dados serem produzidos e armazenados por diversas instituições com formatos e mídias distintos, recomendando-se a adoção de um padrão comum para o armazenamento e distribuição desses dados.

Lembra-se, mais uma vez, a diversidade de modelos matemáticos, seja com relação ao número de dimensões (1D, 2D ou 3D), seja com relação a abordagem temporal (dinâmico ou estacionário), sejam eles destinados ao cálculo de cargas na bacia ou à qualidade da água no reservatório. O modelo mais adequado é aquele compatível com as características do problema e das instituições e recursos existentes, sendo importante que ele se integre a todos os outros estudos existentes na região. O

modelo aqui apresentado atende a compatibilidade com os estudos de proteção de mananciais preconizados na Lei Específica de mananciais, e mais, torna viável o prognóstico da qualidade da água na Billings, frente a distintos cenários de operação, de uma forma que dificilmente poderia ser feita sem sua utilização.

O modelo é um software sem custo, podendo ser obtido a partir de licença do CWR. Sua utilização por técnicos em outros reservatórios enriquece a discussão sobre modelagem, existindo um sítio específico para usuários do Elcom-Caedym, para troca de opiniões sobre suas aplicações. O modelo Elcom-Caedym ajustado ao Reservatório Billings, bem como todos os arquivos de entrada e interfaces de saída, está implantado na CETESB, que, junto com os parceiros CEPLEA, SABESP, EMAE e DAEE, tem condições de utilizar o modelo na gestão dos recursos hídricos deste reservatório.

Dentre as principais conclusões deste trabalho, pode-se citar:

- 1) A utilização do modelo 3D na Billings apresenta grande potencial de produzir prognósticos da qualidade da água, frente a questões como variações bruscas de condições climatológicas, acidentes com cargas perigosas, compartimentação de braços, alteração das operações de bombeamento em Pedreira, captações de água e uso do solo na bacia, que dificilmente poderiam ser obtidos de outro modo.
- 2) A preparação de dados para o modelo é trabalhosa, porém factível, e depende de insumos e colaboração de distintas instituições.
- 3) O modelo pode ser implantado em outros reservatórios do país, devendo para isto haver um esforço conjunto, entre as instituições envolvidas na gestão do reservatório e na gestão da bacia de contribuição, de forma integrada.
- 4) A utilização do modelo em outros reservatórios contribui para o aumento do conhecimento do funcionamento deste reservatório, fortalecendo a gestão dos recursos hídricos.
- 5) A implantação do modelo em outros reservatórios requer a disponibilidade de dados para aplicação, a existência do interesse de melhoria do conhecimento do comportamento dinâmico da qualidade da água pelas instituições envolvidas na

gestão dos recursos hídricos, e a formação de um grupo específico de trabalho multidisciplinar com recursos disponíveis.

- 6) O Reservatório Billings é um reservatório polimítico, sujeito fortemente à variação das condições climatológicas, do regime de operação do bombeamento e da carga gerada na bacia. Existem uma variação temporal e espacial na qualidade da água do reservatório que podem ser simuladas com o modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água.
- 7) Campanhas de monitoramento específicos contribuem para melhor entender a dinâmica do reservatório e melhorar as simulações.
- 8) A formulação e análise de cenários de simulação necessita da participação de todos os usuários, tanto para a discussão dos dados de entrada, como para a compreensão dos resultados.
- 9) O modelo 3D forneceu respostas coerentes para os cenários simulados, e além disso, sua utilização serviu como facilitador na discussão técnica entre os profissionais envolvidos na gestão dos recursos hídricos.
- 10) Interfaces gráficas para apresentação dos resultados constituem um insumo importante para a compreensão e difusão dos resultados. Elas têm papel fundamental na disseminação de informações, aumentando a compreensão da relação, entre cenário simulado e prognóstico de qualidade da água, por todos agentes envolvidos na gestão dos recursos hídricos, diminuindo assim os ruídos de comunicação.
- 11) O cálculo de geração de cargas na bacia pode ser melhorado, tanto em número de parâmetros estimados, como com campanhas contínuas de monitoramento de vazão e de parâmetros de qualidade da água nos principais tributários do reservatório.
- 12) A confiabilidade na utilização do modelo na gestão é também função da participação dos técnicos das diversas instituições, tanto na preparação dos dados, como na interpretação dos resultados.
- 13) O Reservatório Billings dispõe agora de uma ferramenta avançada e capaz de ser utilizada como apoio valioso pelos tomadores de decisões da gestão dos recursos hídricos locais, considerando aspectos de sua utilização, impactos econômicos, ambientais e de saúde pública.

A sustentabilidade desta ferramenta depende de um esforço institucional com trabalho conjunto de técnicos de todas as entidades envolvidas na gestão de recursos hídricos. Este esforço poderia vir através da criação de um núcleo inter-instituições com o objetivo de aprofundar e difundir a aplicação de modelos matemáticos de qualidade da água, e apoiar a gestão dos recursos hídricos.

Tendo em vista a característica multidisciplinar deste grupo, envolvendo profissionais de formações das áreas de humanas, exatas e biológicas, e a questão da água como elemento de saúde pública, um lugar possível para a criação deste núcleo seria a Faculdade de Saúde Pública da USP. É importante a participação de técnicos de todas as instituições envolvidas, tanto para o aprofundamento e entendimento dos processos que influenciam a quantidade e qualidade da água (e o desenvolvimento de ações que permitam ampliar este conhecimento), como para a discussão e compreensão das alternativas de cenários de gestão que podem influenciar a quantidade e qualidade da água disponível para os usuários.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Azevedo GT, Gates TK, Fontane DG, Labadie JW, Porto RL. Integration of Water Quantity and Quality in Strategic River Basin Planning. **Journal of Water Resources Planning and Management**, 2000; (126):85-97.
2. Barth FT et al. **Modelos Para Gerenciamento de Recursos Hídricos**. São Paulo: Nobel/ABRH; 1987.
3. Bartone CR, Castagnino WA. **Programa Generalizado de Computación SIMOX**. Lima; 1973. (CEPIS – Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente).
4. BID – Banco Interamericano de Desenvolvimento. **Modelo Matemático Para as Bacias do Alto e Médio Tietê, na Região Metropolitana de São Paulo, Brasil**. Relatório Síntese R6- Projeto ATN/JC-7807-BR São Paulo; 2005.
5. Branco, SM. **Sobre a Utilização de Microorganismos Flagelados como Indicadores de Poluição**. São Paulo;1964 [Tese de Livre Docência – Faculdade de Saúde Pública da USP].
6. Brasil. Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. Dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 9 jan. 1997.
7. Brasil. Ministério da Saúde/Funasa . Portaria nº 1469 de 29 de dezembro de 2000. **Normas de qualidade da água para consumo humano**. Brasília; 2000.
8. Brasil.Ministério do Meio Ambiente. **Agenda 21**. Brasília:Ministério do Meio Ambiente;2002.
9. Brown LC, Barnwell TO. **Computer Program Documentation for the Water Quality Model QUAL2E**. Athens (EUA): US Environmental Protection Agency; 1985.
10. Brown RM et. al. A Water Quality Index – Do We Dare. In: **Proceedings of The National Symposium on Data and Instrumentation for Water Quality Management**. Madison (EUA); 1970.
11. CEPAL – Comisión Económica para América Latina y el Caribe. **Políticas públicas para el desarrollo sustentable: la gestión integrada de cuencas**. Santiago (Chile):CEPAL; 1994.
12. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Avaliação de Qualidade das Águas do Alto Tietê e Áreas de Influência**. São Paulo: CETESB; 1983.
13. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Projeto Billings: Programa de recuperação ambiental: uso e ocupação do solo e características das cargas poluidoras geradas**. São Paulo: CETESB; 1999.

14. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB; 2002.
15. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB; 2004.
16. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Tempo de Trânsito e Qualidade das Águas do Sistema Alto Tietê Zona Metropolitana e Médio Tietê Superior**. São Paulo: CETESB; 1984.
17. Chapra SC. **Surface Water Quality Modeling**. New York: McGraw-Hill; 1997.
18. Chen X, Sheng YP. Three-Dimensional Modeling of Sediment and Phosphorus Dynamics in Lake Okeechobee, Florida: Spring 1989 Simulation. **Journal of Environmental Engineering**, 2005; (131):359-374.
19. Cole TM, Buchak EM **CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamics and Water Quality Model, Version 2.0** Vicksburg (EUA): US Army Corps of Engineers; 1995
20. Döll P et al. Desenvolvimento de Cenários como uma Ferramenta para o Planejamento Regional. [Apresentado no Workshop SRH-WAVES para cenários conjuntos em Ceará; 2000; Fortaleza, (BR)].
21. Edinger JE, Kolluru VS. **Documentation and Verification of the GLLVHT Hydrodynamic and Transport Modeling of Beaverdam Creek and Oconee River for Plant Branch on Lake Sinclair, GA**. Atlanta (EUA): Georgia Power Company Department of Environmental Affairs; 1998
22. Eiger S. **Modelos de Correlação, Uso do Solo e Qualidade das Águas**. – Políticas Integradas de Gestão Aplicadas a Bacias Hidrográficas – São Paulo; Unicamp; 1998.
23. EMPLASA – Empresa Paulista de Planejamento Urbano S.A.. **Operação Energética Sanitária do Reservatório Billings. Calibração e Aperfeiçoamento do Modelo de Qualidade da Água**. São Paulo: EMPLASA; 1976.
24. Farias VC. **A Flotação das Águas do Rio Pinheiros pode ameaçar o abastecimento**. São Paulo: Movimento em Defesa da Vida – MDV; 2002
25. Ferreira Filho SS. **Caracterização da água bruta do Córrego do Sapateiro (Parque do Ibirapuera), água tratada por flotação com ar dissolvido e avaliação da reversão do Rio Pinheiros e seu impacto ambiental no Reservatório Billings**. São Paulo; 2001. (Escola Politécnica da Universidade de São Paulo).
26. Forattini G. **Gestão de Recursos Hídricos em Bacias Compartilhadas**. Brasília: Agência Nacional das Águas – ANA; 2002. Site: www.sernah.gov.br
27. FUSP – Fundação da Universidade de São Paulo. **Plano de Bacia do Alto Tietê. Relatório Zero de Situação dos Recursos Hídricos. Relatório Final**. São Paulo; 2001.

28. Granziera M.L.M. **Direito de Águas**. São Paulo: Ed. Atlas; 2001.
29. Hamilton DP, Schladow SG. **User's Guide and Reference Manual for the Water Quality Model DYRESM** Perth (Austrália) :Centre for Water Resource; 1992.
30. Hipsey M.R., Romero JR, Antenucci J.P., Hamilton D. **Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM V2 – User Manual**. Perth (Austrália) : Centre for Water Resource; 2003.
31. Hodges B, Dallimore C, **Estuary and Lake Model – ELCOM User Manual Code Version 1.5.0**. Perth (Austrália): Centre for Water Resource; 2001b.
32. Hodges B, Dallimore C. **Estuary and Lake Model – ELCOM Science Manual Code Version 1.5.0**. Perth (Austrália):Centre for Water Resource; 2001a.
33. Instituto Socioambiental. **Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo – Relatório do Diagnóstico Sócio Ambiental Participativo da Bacia Hidrográfica da Billings no Período 1989-1999**. São Paulo; 2000.
34. Instituto Socioambiental. **Livro das Águas**. São Paulo; 2002.
35. Japan Sewage Works Association. **The Guidelines and Explanation of Sewage System Construction Comprehensive Plan and Study by Basins**. Japão; 1993.
36. Jesus JAO. **Modelo Numérico de Circulação e Qualidade da Água em Estuários Bem Misturados, Aplicação no Estuário do Guaíba**. São Paulo; 1989 [Dissertação de Mestrado – Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da USP].
37. JICA Agência de Cooperação Internacional do Japão. **Pesquisa para o Plano de Melhoramento Ambiental da Bacia da Represa Billings**. São Paulo; 2005.
38. JICA Agência de Cooperação Internacional do Japão. **The Study on the Environmental Management of the Hydrografic Basin of Patos and Mirim Lakes in the Federative Republic of Brazil**. Rio Grande do Sul 2000.
39. Jørgensen SE. **Handbook of Environmental Data and Ecological Parameters**. Copenhagen:International Society for Ecological Modelling; 1979.
40. Lorenzetti ML. **Utilização de análises ecotoxológicas no aprimoramento da avaliação da qualidade da água: aplicação do IVA- Índice de Qualidade da Água para Proteção da Vida Aquática**. São Paulo; 2002 [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da USP].
41. Occhipinti, AC .**Modelo de Qualidade de Água do Reservatório Guarapiranga** . [Apresentado no VII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 1973, Salvador, (BR)]
42. Odum EP. **Fundamentals of Ecology**. Philadelphia: W.B. Saunders Cia; 1971.
43. Pera AF, Rodrigues JMC. **Notícias Sobre um Programa de Estudos Relacionados com a Aeração Artificial das Águas dos Rios Tietê e Pinheiros na Cidade de São Paulo**. [Apresentado no III Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 1965,Curitiba,(BR)]

44. Porto RLL et al. **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: EUSP/ABRH; 1991
45. Power ML et L. Phenotypic and genotypic characterization of encapsulated *Escheria coli* isolated from blooms in two Australian lakes. **Environmental Microbiology**; 2005;(7):631-640
46. Rio CMMG. **Modelagem da Circulação de um Reservatório Tropical Polimítico**. São Carlos; 2003 [Tese de Doutorado – Centro de Ciências Biológicas e Saúde da UFSCar].
47. Romero JR, Hipsey MR, Antenucci JP, Hamilton D. **Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM V2 – Science Manual**. Perth (Austrália) :Centre for Water Resource; 2003.
48. Rossman LA, Boulos PF. Numerical Methods for Modeling Water Quality in Distribution Systems: A Comparison. **Journal of Water Resources Planning and Management**, 1996:137-146.
49. SABESP – Cia. de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Desenvolvimento Tecnológico Para Implantação de Tratamento de Água para Remoção de Gosto e Odor**.São Paulo: SABESP; 1998b.
50. SABESP – Cia. de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Estudos Técnicos e Alternativas Referentes ao Programa de Conservação e Utilização Eficiente de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo**.São Paulo: SABESP; 1998a.
51. SABESP – Cia. de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Plano Diretor de Esgoto**.São Paulo: SABESP; 2000.
52. SABESP – Cia. de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Planos Integrados Regionais - PIR**.São Paulo: SABESP; 2002.
53. SABESP – Cia. de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Resumo Operacional de Agosto/2000-Fevereiro/2001: Estação Elevatória de Água Bruta do Taquacetuba** .São Paulo: SABESP; 2001.
54. São Paulo (Estado). Lei nº 12.233 de 16 de janeiro de 2006. Define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. São Paulo, 17 janeiro de 2006.
55. São Paulo (Estado). **Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo**. São Paulo 2003. Disponível em: <URL-www.sigrh.sp.gov.br> [2003 jan 14].
56. Schwarzenbach RP, Gschwend PM, Imboden DM. **Environmental Organic Chemistry** New York: John Wiley & Sons Inc; 1993.
57. Silva AMS, Martins CTB, Ferraboli R. Revisão/Atualização em Diálise: Água para hemodiálise. **Jornal Brasileiro Nefrologia**, 1996; (18(2)): 180-188
58. Silva CCA. **Poluição das Águas e Eutrofização**. São Paulo; 1972 [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da USP].

59. SMA – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Avaliação da Poluição por Fontes Difusas Afluentes ao Reservatório Guarapiranga**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; 1998b.
60. SMA – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Calibração de Sistema Relacional de Correlação do Manejo do Território e da Qualidade Ambiental para o Reservatório Billings**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; 2005 .
61. SMA – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Reservatório Billings – Relatório Final**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; 1998a.
62. SRHSO – Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras. **PDPA – Plano de Desenvolvimento e Proteção do Programa Guarapiranga** São Paulo: Secretaria de Recursos Hídricos Saneamento e Obras; 1999.
63. SRHSO – Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras. **Plano diretor de utilização integrada de recursos hídricos na Região Metropolitana de São Paulo - PLANO SANESP** São Paulo: Secretaria de Recursos Hídricos Saneamento e Obras; 1982.
64. SRHSO – Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras. **Plano Integrado de Aproveitamento e Controle dos Recursos Hídricos das Bacias Alto Tietê, Piracicaba e Baixada Santista – Hidroplan**. São Paulo: Secretaria de Recursos Hídricos Saneamento e Obras; 1995.
65. SRHSO – Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras. **Programa de Saneamento Ambiental dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê**. São Paulo: Secretaria de Recursos Hídricos Saneamento e Obras; 2005.
66. Tajima M. **Generation/Runoff Pollution Load and Load Reduction Measures**. Tokio: Kokusai Kogyo Co; 2003.
67. Thame ACM, organizador. **Comitês de Bacias Hidrográficas: uma Revolução Conceitual**. São Paulo: IQUAL Editora; 2002.
68. Thomann RV. The Future Golden Age of Predictive Models for Surface Water Quality and Ecosystem Management. **Journal of Environmental Engineering**, 1998; (124):94-103.
69. Thomann RV. Verification of Water Quality Models. **Journal of Environmental Engineering**, 1982; (108):923-940.
70. Toledo Jr. AP et al. A Aplicação de Modelos Simplificados para a Avaliação de Processos de Eutrofização em Lagos e Reservatórios Tropicais. In: **12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Camboriú, SC; 1983.
71. Toledo Jr. AP. Modelos de qualidade das águas no Reservatório Billings. In: **13º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Maceió, AL; 1985.
72. U.S. Environmental Protection Agency. **Modeling of Non Point Source Water Quality in Urban and Non-Urban Areas**. Georgia; 1991 (EPA/600/3-91/039).

73. U.S. Environmental Protection Agency. **Rates, Constants and Kinetics – Formulation in Surface Water Quality Modeling** . Georgia (EUA); 1985. (EPA-600/3-85/040).
74. U.S. Environmental Protection Agency. **SWMM – Storm Water Management Model, Version 4: User's Manual**. Geórgia (EUA); 1992. (EPA/600/3-88/001a)
75. Von Sperling, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgoto**. 2^a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG; 1996. v 1.
76. Woll TA, Ambrose RB, Martin JL, Comer EA. **Water Quality Analysis Simulation Program (WASP-version 6)**. Athens (EUA): US Environmental Protection Agency; 2004.