



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA DE ALIMENTOS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE ALIMENTOS**

***Modelagem e Simulação Sistêmica de Rios:
Avaliação dos Impactos Ambientais no Rio Mogi-Guaçu/SP***

Marlei Roling Scariot

Orientador: Prof. Dr. Enrique Ortega Rodriguez

Tese de Doutorado em Engenharia de Alimentos submetida ao Departamento de Engenharia de Alimentos da Faculdade de Engenharia de Alimentos da Universidade Estadual de Campinas.

Campinas, 2008

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA FEA – UNICAMP

Sc73m Scariot, Marlei Roling
Modelagem e simulação sistêmica de rios: avaliação dos impactos ambientais no Rio Mogi-Guaçu/SP/Marlei Roling Scariot. -- Campinas, SP: [s.n.], 2008.

Orientador: Enrique Ortega Rodriguez
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia de Alimentos

1. Simulação. 2. Modelos. 3. Rios. 4. Bacia hidrográfica. I. Ortega Rodriguez, Enrique. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia de Alimentos. III. Título.

Título em inglês: System-based modelling and simulation for rivers: assessment of environmental impacts of Mogi-Guaçu river/SP

Palavras-chave em inglês (Keywords): Simulation, Model, River, Watershed

Titulação: Doutor em Engenharia de Alimentos

Banca examinadora: Enrique Ortega Rodriguez

Maria Silvia Romitelli

José Maria Gusman Ferraz

Rosângela Ballini

José Teixeira Filho

Data da defesa: 06/11/2008

Programa de Pós Graduação: Programa em Engenharia de Alimentos

Banca Examinadora

Enrique Ortega Rodriguez

Orientador – Faculdade de Engenharia de Alimentos – UNICAMP

Maria Silvia Romitelli

Membro – Departamento de Avaliação de Impacto Ambiental – CETESB

José Maria Gusman Ferraz

Membro - Embrapa Meio Ambiente

Rosângela Ballini

Membro – Instituto de Economia – UNICAMP

José Teixeira Filho

Membro – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP

*Dedico esta tese aos
meus pais Guilherme e Inês
e as minhas irmãs Márcia e Leila.*

Agradeço,

Ao professor Dr. Enrique Ortega pelas orientações e conselhos, pela paciência que sempre teve para compreender as limitações que todos temos e por me conduzir a fazer o melhor trabalho possível durante todos estes anos de trabalho em conjunto. Por respeitar meu trabalho e me dar liberdade suficiente para poder criar. Também pelas críticas construtivas, pois sem elas trabalho nenhum avança!

A professora Dra. Maria Adélia Aparecida de Souza por ser um exemplo de mulher cientista, comprometida com a busca pela verdade e com o Brasil, e motivo de inspiração para mim;

A Dra. Maria Silvia Romitelli por ter me acolhido na Cetesb e colaborado ativamente e criticamente na orientação desta tese e na minha formação;

Ao Dr. Oscar Quilodran, Dra. Rosangela Ballini e Dr. Ademar Romeiro pelo apoio à visita ao comitê da bacia hidrográfica do rio Pardo e pelas longas discussões sobre engenharia ecológica, economia ecológica e pelo interesse que sempre tiveram por este trabalho;

Ao DAEE por ter colaborado com o envio de dados de monitoramento;

A Capes pelo financiamento de meu doutoramento.

Ao pessoal do LEIA por todos os cafezinhos filosóficos e por todos esses anos de amizade! Consuelo, Juliana, Fabio, Teldes, Alexandre, Feni, Marcos, Otavio, Lucas, Raul, John e Daniel;

As amigas Patrícia A. Makiana, Sueli Ohata, Juliane Uchoa e Tarsila;

Ao pessoal dos fóruns do Matlab por terem a clareza de que dividir é multiplicar quando se trata de informação e conhecimento;

Ao James pelas muitas vezes que discutimos criticamente buscando os verdadeiros significados da engenharia ecológica para a sociedade. Pela cumplicidade, companheirismo, amizade e carinho que teve por mim durante todos os anos de meu doutoramento.

*“Eu também quero a volta à natureza.
mas essa volta não significa ir para traz, e sim para frente.”
(Friedrich Nietzsche)*

SUMÁRIO

Resumo	xiii
Abstract	xiv
1. Introdução e Justificativa	1
2. Hipótese	4
3. Objetivos	5
3.1 Objetivos Gerais	5
3.2 Objetivos Específicos	6
4. Revisão Bibliográfica	7
4.1 Desenvolvimento Sustentável	7
4.2 Teoria de Sistemas	9
4.3 Modelagem da Qualidade da Água em Rios	11
4.3.1 Modelo de Transporte Unidimensional	12
4.3.2 Modelo de Transporte - Reatores de Mistura Perfeita em Série	15
4.3.3 Principais Simuladores e Modelos	16
4.4 Principais Parâmetros de um Sistema Aquático	18
4.4.1 Oxigênio Dissolvido	18
4.4.1.1 Modelos de Fluxos do Oxigênio Dissolvido	20
4.4.2 Fósforo	22
4.4.2.1 Modelos de Fluxos do Fósforo	25
4.4.3 Algas (Fitoplâncton)	28
4.4.3.1 Modelos de Fluxos das Algas	28
4.4.4 Temperatura, pH e Turbidez	30
4.4.5 Matéria Orgânica	32
4.4.6 Comunidade Bentônica	34
4.4.7 Peixes	34
4.5 Processos de Calibração e Validação de um Modelo	34
4.6 Análise de Cenários	36
4.7 Diagramação de Sistemas de Energia	37
5. Metodologia	40
5.1 Materiais	40
5.2 Métodos	40
5.2.1 Caracterização da Área em Estudo	42
5.2.2 Modelagem	60
5.2.2.1 Modelo Físico	60
5.2.2.1.2 Concentrações de Entrada	62
5.2.2.1.3 Classificação do Modelo	63
5.2.2.2 Modelo Sistêmico	63
5.2.2.2.1 Diagrama Sistêmico	63
5.2.2.2.2 Energia Solar	66
5.2.2.2.3 Produção e Respiração	67
5.2.2.2.4 Fósforo Total na Coluna d'água	69
5.2.2.2.5 Fósforo Total no Sedimento	69
5.2.2.2.6 Oxigênio Dissolvido	70

5.2.2.2.7 Biomassa de algas	71
5.2.2.2.8 Matéria Orgânica	72
5.2.2.2.9 Matéria Orgânica Sedimentada	72
5.2.2.2.10 Comunidade Bentônica	73
5.2.2.2.11 Peixes	73
5.2.3 Condições Iniciais e Dados de Entrada	74
5.2.3.1 Concentrações	76
5.2.3.2 Temperatura da água	76
5.2.3.3 Radiação Solar	76
5.2.3.4 Vazão	77
5.2.3.5 Características Físicas	77
5.2.3.6 Afluentes e fontes de poluição	78
5.2.3.6.1 Fontes Difusas de Poluição	80
5.2.3.6.1.1 Método Racional	80
5.2.3.6.1.2 Fórmula de McMath	82
5.2.4 Calibração	83
5.2.5 Validação	84
5.2.6 Cenários	84
5.2.6.1 Cenário de Crescimento Populacional e Esgoto Doméstico	85
5.2.6.2 Cenário de Modificação no Uso das Terras	87
5.2.6.3 Cenários de Mudanças Climáticas	89
5.2.6.4 Cenário de Crescimento Industrial	90
5.2.7 Interface Visual	91
5.2.7.1 Opções do Modelo	92
5.2.7.2 Características Físicas	93
5.2.7.3 Parâmetros do Modelo	93
5.2.7.4 Dados de Entrada	94
5.2.7.5 Opções do “Menu”	98
5.2.7.6 Gráficos	98
6. Resultados e Discussões	99
6.1 Calibração	99
6.1.1 Memória de Cálculo dos coeficientes de transferência.	103
6.2 Ajustes dos Dados de Entrada	108
6.2.1 Concentrações	108
6.2.2 Temperatura da água	109
6.2.3 Radiação Solar	110
6.2.4 Vazão	111
6.2.5 Características Físicas	112
6.2.6 Afluentes e fontes de poluição	113
6.3 Validação	115
6.3.1 Resultados Complementares	116
6.4 Cenários	122
6.4.1 Cenário I	122
6.4.2 Cenário II	125
6.4.3 Cenário III	128
6.4.3 Cenário IV	130
6.4.4 Cenário V	132
7. Considerações Finais	134
8. Conclusões	136
9. Sugestões de Trabalhos Futuros	139
10. Referência Bibliográfica	140
11. Anexo I – Símbolos utilizados na Diagramação de Sistemas	150

12. Apêndice A – Tabelas e Figuras	152
13. Apêndice B – Informações sobre o software	182
14. Apêndice C – Publicações	183

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema de reatores de mistura perfeita em série.	15
Figura 2 – Diagrama Sistêmico do Fósforo Total na Coluna d'água.	27
Figura 3 – Fluxograma geral das etapas do trabalho.	41
Figura 4 – Imagem de satélite respectiva ao trecho do rio Mogi-Guaçu entre os municípios de Mogi-Guaçu e Conchal. Localização dos afluentes (Fonte: Google Earth).	45
Figura 5 – Diagrama Unifilar (SIGRH) do trecho do rio Mogi-Guaçu entre os municípios de Mogi-Guaçu e Conchal.	46
Figura 6 – Diagrama do sistema rio compartimentalizado.	60
Figura 7 – Esquema do modelo físico para uma das divisões do trecho do rio.	61
Figura 8 – Diagrama sistêmico da modelagem dos principais elementos que integram um compartimento do sistema rio.	64
Figura 9 – Esquema da assimilação da energia solar.	66
Figura 10 – Esquema para a produção e respiração do fitoplâncton.	67
Figura 11 – Esquema para o fósforo total na coluna d'água (TP).	69
Figura 12 – Esquema para o fósforo total sedimentado (TPS).	69
Figura 13 – Esquema para o oxigênio dissolvido (DO)	70
Figura 14 – Esquema para a Biomassa de algas (A)	71
Figura 15 – Esquema para a Matéria Orgânica (OM)	72
Figura 16 – Esquema para a Matéria Orgânica Sedimentada (OMS)	72
Figura 17 – Esquema para os Organismos Bentônicos (B)	73
Figura 18 – Esquema para os Peixes (F)	73
Figura 19 – Fluxograma dos dados de entrada e saída do modelo do sistema rio.	75
Figura 20 – Cenário de crescimento industrial – Instalação de uma usina de cana-de-açúcar.	90
Figura 21 – Interface Gráfica do Simulador	91
Figura 22 – Ajuste da temperatura da água (2006).	110
Figura 23 – Ajuste da radiação solar (valores médios).	110
Figura 24 – Resultado do ajuste para a radiação solar diária.	111
Figura 25 – Dados de vazão e chuva ao longo do ano de 2006.	112
Figura 26 – Diagrama das distâncias entre os principais pontos do trecho do rio Mogi-Guaçu.	112
Figura 27 – Oxigênio Dissolvido e Fósforo Total (2003- 2006).	115
Figura 28 – Variação temporal das variáveis A, TPS, OM, OMS, B e F.	117
Figura 29 – Oxigênio dissolvido - Processo de Reaeração.	118
Figura 30 – Variação temporal e longitudinal do oxigênio dissolvido produzido na Produção Primária.	118
Figura 31 – Resultado da simulação de todos os estoques para a variação longitudinal (2006).	119
Figura 32 – Variação temporal e longitudinal da Matéria Orgânica (2006).	120
Figura 33 – Variação temporal e longitudinal do Oxigênio Dissolvido (2006).	121
Figura 34 – Cenário I: Resultado da simulação de todos os estoques para a variação longitudinal	123
Figura 35 – Cenário I: Variação ao longo de uma semana para DO	124
Figura 36 – Cenário I: Comparação entre Cenário I e simulação de 2006. Oxigênio dissolvido para o último compartimento do trecho (n° 10).	125
Figura 37 – Cenário II: Resultado da simulação de todos os estoques para a variação longitudinal	126
Figura 38 – Consumo de Oxigênio Dissolvido pela Mineralização da Matéria Orgânica.	126
Figura 39 – Cenário II: Variação ao longo de uma semana para DO	127
Figura 40 – Cenário II: Variação Anual para DO	127
Figura 41 – Cenário III: Resultado da simulação de todos os estoques para a variação longitudinal	128
Figura 42 – Cenário III: Variação ao longo de uma semana para DO	129
Figura 43 – Cenário III: Variação Anual para DO	129
Figura 44 – Cenário IV: Resultado da simulação de todos os estoques para a variação longitudinal	130
Figura 45 – Cenário IV: Variação ao longo de uma semana para DO	131
Figura 46 – Cenário IV: Variação Anual para DO	131
Figura 47 – Cenário V: Resultado da simulação de todos os estoques para a variação longitudinal	132
Figura 48 – Cenário V: Variação ao longo de uma semana para DO	133
Figura 49 – Cenário V: Variação Anual para DO	133
Figura 50 – Ajuste da temperatura da água (2003).	154
Figura 51 – Ajuste da temperatura da água (2004).	154

Figura 52 – Ajuste da temperatura da água (2005).	155
Figura 53 – Dados de vazão e chuva ao longo do ano de 2003.	155
Figura 54 – Dados de vazão e chuva ao longo do ano de 2004.	156
Figura 55 – Dados de vazão e chuva ao longo do ano de 2005.	156
Figura 56 – Perfil longitudinal das variáveis. Hora de Início da simulação: 18:00h.	160
Figura 57 – Vazão de escoamento superficial (2006).	160
Figura 58 – Consumo de DO pela mineralização da OM - 2006.	161
Figura 59 – Variação temporal e longitudinal dos Organismos Bentônicos (2006).	161
Figura 60 – Variação temporal e longitudinal dos Peixes (2006).	162
Figura 61 – Produção Primária de Oxigênio dissolvido para o cenário I.	162
Figura 62 – Taxa de reaeração do oxigênio dissolvido (mg/L).	163
Figura 63 – Fósforo Total – Cenário I.	163
Figura 64 – Matéria Orgânica – Cenário I	164
Figura 65 – Organismos Bentônicos – Cenário I	164
Figura 66 – Peixes - Cenário I	165
Figura 67 – Esquema do trecho incluindo a cidade de Mogi-Guaçu.	165
Figura 68 – Variação ao Longo de um Ano para as Variáveis (F, B OMS, OM, TPS e A).	166
Figura 69 – Produção Primária de Oxigênio Dissolvido – Cenário II	166
Figura 70 – Taxa de reaeração – Cenário II	167
Figura 71 – Fósforo Total – Cenário II	167
Figura 72 – Matéria Orgânica – Cenário II	168
Figura 73 – Organismos Bentônicos – Cenário II	168
Figura 74 – Peixes – Cenário II	169
Figura 75 – Cenário II. Consumo de oxigênio dissolvido pela matéria orgânica: Tempo de simulação de 48 horas.	169
Figura 76 – Concentração de Oxigênio dissolvido - Cenário III	170
Figura 77 – Produção Primária de oxigênio dissolvido – Cenário III	170
Figura 78 – Taxa de reaeração – Cenário III	171
Figura 79 – Fósforo Total – Cenário III	172
Figura 80 – Matéria Orgânica – Cenário III	172
Figura 81 – Consumo de Oxigênio pela degradação da OM – Cenário III	172
Figura 82 – Organismos Bentônicos – Cenário III	173
Figura 83 – Peixes – Cenário III	174
Figura 84 – Concentração de Oxigênio dissolvido - Cenário IV	174
Figura 85 – Produção Primária de oxigênio dissolvido – Cenário IV	174
Figura 86 – Taxa de reaeração – Cenário IV	175
Figura 87 – Fósforo Total – Cenário IV	175
Figura 88 – Matéria Orgânica – Cenário IV	176
Figura 89 – Consumo de Oxigênio pela degradação da OM – Cenário IV	176
Figura 90 – Organismos Bentônicos – Cenário IV	177
Figura 91 – Peixes – Cenário IV	177
Figura 92 – Concentração de Oxigênio dissolvido - Cenário V	178
Figura 93 – Produção Primária de oxigênio dissolvido – Cenário V	178
Figura 94 – Taxa de reaeração – Cenário V	179
Figura 95 – Fósforo Total – Cenário V	179
Figura 96 – Matéria Orgânica – Cenário V	180
Figura 97 – Consumo de Oxigênio pela degradação da OM – Cenário V	180
Figura 98 – Organismos Bentônicos – Cenário V	181
Figura 99 – Peixes – Cenário V	181

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Dados médios de descargas no rio Mogi-Guaçu.	47
Tabela 2 – Classificação do Modelo	63
Tabela 3 – Concentração média estimada de poluentes (mg/L) por tipologia industrial	79
Tabela 4 – Concentrações características dos efluentes domésticos	79
Tabela 5 – Valores de concentração média estimada para poluição difusa (mg/L).	79

<i>Tabela 6 – Coeficiente de Escoamento Superficial – Áreas Urbanas</i>	81
<i>Tabela 7 – Coeficiente de Escoamento Superficial (C) – Áreas Agrícolas</i>	82
<i>Tabela 8 – Valores representativos de média ponderada de características de bacias, necessários para o cálculo do coeficiente de McMath.</i>	83
<i>Tabela 9 – Cruzamento de variáveis na construção dos cenários.</i>	84
<i>Tabela 10 – Cenários de Crescimento Populacional/Esgoto Doméstico</i>	86
<i>Tabela 11 – Projeção demográfica da UGRHI 9 – Mogi-Guaçu. (SEADE, 2003).</i>	87
<i>Tabela 12 – Estimativa da eficiência esperada nos diversos níveis de tratamento incorporados numa ETE.</i>	87
<i>Tabela 13 – Cenários de Modificação no uso das Terras</i>	88
<i>Tabela 14 – Cenários de Aumento da Temperatura</i>	89
<i>Tabela 15 – Cenários de Crescimento Industrial</i>	90
<i>Tabela 16 – Coeficientes de Transferência. Dados da Literatura e Valores Finais Calibrados.</i>	101
<i>Tabela 17 – Coeficientes de Correção da Temperatura. Resultados da Calibração.</i>	107
<i>Tabela 18 – Parâmetros da qualidade da água (2006) – MOGU 02160</i>	108
<i>Tabela 19 – Parâmetros da qualidade da água (2006) – MOGU 02200</i>	109
<i>Tabela 20 – Parâmetros do ajuste da equação para a variação sazonal da temperatura da água.</i>	109
<i>Tabela 21 – Parâmetros ajustados para o modelo da radiação solar.</i>	111
<i>Tabela 22 – Dados de vazão para efluentes industriais</i>	113
<i>Tabela 23 – Concentração média de poluentes (mg/L) por tipo de indústria.</i>	113
<i>Tabela 24 – Dados de vazão dos Afluentes.</i>	113
<i>Tabela 25 – Média anual de dados da qualidade da água do Rio Oriçanga. (Código Cetesb - ORIZ02900).</i>	113
<i>Tabela 26 – Média anual de dados da qualidade da água do Rio Mogi-Mirim. (Código Cetesb - MOMI03800).</i>	114
<i>Tabela 27 – Síntese dos Cenários.</i>	122
<i>Tabela 28 – Cruzamento de variáveis para construção dos cenários.</i>	122
<i>Tabela 29 – MOGU 02160 – Parâmetros da qualidade da água (2003).</i>	152
<i>Tabela 30 – MOGU 02200 – Parâmetros da qualidade da água (2003).</i>	152
<i>Tabela 31 – MOGU 02160 – Parâmetros da qualidade da água (2004).</i>	152
<i>Tabela 32 – MOGU 02200 – Parâmetros da qualidade da água (2004).</i>	153
<i>Tabela 33 – MOGU 02160 – Parâmetros da qualidade da água (2005).</i>	153
<i>Tabela 34 – MOGU 02200 – Parâmetros da qualidade da água (2005).</i>	153

ÍNDICE DE MAPAS

<i>Mapa 1 – Divisão dos Estado de São Paulo por Bacias Hidrográficas. Localização da bacia hidrográfica do Mogi-Guaçu.</i>	43
<i>Mapa 2 – Mapa da bacia do Mogi-Guaçu com recorte da área de estudo (Mogi-Guaçu/Conchal), (CETESB, 2000)</i>	44
<i>Mapa 3 – Localização dos Compartimentos e Municípios da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu (Cavaenha, 1999).</i>	48
<i>Mapa 4 – Abastecimento de água potável.</i>	49
<i>Mapa 5 – Abastecimento de Água em Domicílios Urbanos (2003).</i>	50
<i>Mapa 6 – Carga Orgânica Poluidora de Origem Doméstica (2006).</i>	51
<i>Mapa 7 – Tratamento de Esgoto Sanitário (%) (2000).</i>	52
<i>Mapa 8 – Tratamento de Esgoto Sanitário (%) (2005).</i>	53
<i>Mapa 9 – Área de Matas e Florestas Naturais município na Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu (1996).</i>	54
<i>Mapa 10 – Perda de Solo por município na Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu (2006).</i>	55
<i>Mapa 11 – Perda de Solo e Tipo de Cultura por Município na Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu.</i>	56
<i>Mapa 12 – Valor Adicionado Fiscal da Indústria (SEADE, 2001), por atividade (2001).</i>	57
<i>Mapa 13 – ICMS Arrecadado na Indústria de Alimentos por município na Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu (2006).</i>	58
<i>Mapa 14 – ICMS Total Arrecadado por Município na Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu (2004).</i>	59
<i>Mapa 15 – Projeção Populacional para 2020.</i>	86
<i>Mapa 16 – Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (2000).</i>	157
<i>Mapa 17 – PIB per Capta da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu (2002).</i>	158
<i>Mapa 18 – População da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu (2006).</i>	159

RESUMO

Modelos sistêmicos que contemplam variáveis bioquímicas indicativas da qualidade da água de rios são ferramentas com grande potencial para auxiliar na gestão de bacias hidrográficas por possibilitar a elaboração de cenários e proporcionar a antecipação de possíveis impactos sofridos pelos rios. Através destes pode-se propor soluções e medidas mitigadoras dos mais diversos problemas relacionados à qualidade de um rio. Este trabalho propõe um modelo sistêmico da qualidade de rios fundamentado na diagramação de sistemas de energia desenvolvida por H. T. ODUM. A partir dos Diagramas de Sistemas de Energia, foi realizada a modelagem matemática, a obtenção dos dados de equilíbrio e dos coeficientes de fluxo e a simulação dinâmica dos principais elementos do Rio Mogi-Guaçu. O modelo proposto foi validado mediante a comparação dos resultados obtidos na simulação com dados empíricos disponíveis na literatura. Os resultados do modelo apresentaram boa concordância com os dados experimentais. Foram criados cenários para visualização de possíveis condições futuras do rio Mogi-Guaçu, os quais foram orientados de acordo com alternativas de políticas públicas ambientais, uso das terras, crescimento populacional e industrial. Os cenários têm a capacidade de mostrar o quanto cada parâmetro relacionado às alterações antrópicas pode alterar as variáveis de qualidade do rio. Cenários de interações entre diferentes variáveis foram avaliados e mostraram que, com os crescimentos aparentemente inevitáveis, da indústria e populacional aliados a mudanças climáticas, o tratamento do esgoto doméstico se apresenta como um elemento chave para a manutenção da qualidade do rio Mogi-Guaçu.

ABSTRACT

System Models that include biochemical variables, which are indicative of river water quality, are tools with great potential to assist in watershed management enabling the development of scenarios and previewing possible impacts in rivers. Therefore it is possible to propose solutions and mitigating measures to solve different possible problems related to river quality. This work proposes a systemic model of rivers quality based on energy systems language developed by H. T. ODUM. From an energy system diagram, are derived: the mathematical model, the flow coefficients and the dynamic simulation of the main elements of the Mogi-Guaçu river. The proposed model was validated by comparing the results obtained in simulation with empirical data available in literature. Model results showed good agreement with experimental data. Future conditions scenarios of Mogi-Guaçu river were created, which were targeted in accordance with various public policies environmental, land use, population and industrial growth. Scenarios are able to show how each parameter, related to human changes, can influence river quality. Scenarios of interactions between different variables were analyzed and showed that, even with the unavoidable growth of industry and population, combined with climate changes, the treatment of domestic sewage can be a key element for maintaining the quality of Mogi-Guaçu river.

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O processo de construção de uma sociedade civilizada passa pela manutenção ou a conquista do direito sobre o uso e preservação dos recursos naturais para todas as suas diferentes parcelas.

O acesso à água não deve ser observado apenas como uma necessidade básica, pois a garantia à qualidade e quantidade da água assegura acesso justo à saúde, desenvolvimento econômico e a ambientes ecologicamente saudáveis para uma nação. O desafio estratégico para o futuro está em garantir a qualidade e quantidade adequada de água que satisfaça as necessidades humanas e ecológicas diante do crescimento da competição entre usos domésticos, industriais, comerciais, agrícolas e ambientais. Para resolver os prováveis problemas relacionados à água nos próximos 10 - 15 anos, os tomadores de decisões, em muitos níveis governamentais, precisarão fazer escolhas entre alternativas de ações conflituosas e incertas. Estas escolhas serão mais assertivas quando apoiadas em pesquisas científicas (Vaux, 2004), (Setti, 2001).

Apesar da quantidade de água disponível para uso permanecer a mesma a população mundial é cada vez maior e a qualidade das águas dos rios está cada vez mais comprometida. São crescentes os problemas de disputa pelo uso dos recursos, tendo em vista que a maior parte da população e das indústrias está concentrada nos grandes centros urbanos e que a crescente irrigação de áreas de produção de alimentos é grande responsável pelo uso e poluição dos cursos hídricos.

Entende-se, portanto, que a compreensão das questões ambientais pode contribuir para o avanço do conhecimento científico das relações ecológicas, econômicas e sociais, e também, influenciar positivamente o grau de conscientização de todos os agentes envolvidos no processo de busca pela distribuição justa e pela sustentabilidade do uso dos recursos hídricos.

As ações de planejamento para um desenvolvimento sustentável devem apoiar-se em metodologias que integrem conhecimentos econômicos – sociais, ecológicos e culturais, como forma segura de alcançar seu objetivo. De acordo com Shanakan (1998), é uma tendência atual a promoção do planejamento das bacias hidrográficas através do uso de modelos de qualidade das águas para avaliar os impactos na qualidade das águas receptoras. Em um grande número de países, existe uma crescente ênfase no uso de modelos de qualidade de água que estão sendo cada vez mais utilizados em avaliações de impacto ambiental ou análise de cenários.

O uso de modelos sistêmicos para a simulação de sistemas naturais está cada vez mais presente no planejamento das ações políticas. Os relatórios do IPCC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas) apresentam muitos de seus resultados na forma de cenários construídos através de modelos, vem claramente redirecionando políticas ambientais em todo o mundo.

O mais recente importante documento, baseado em modelos e cenários, apresentado a comunidade científica foi o Relatório de Gallagher (“The Gallagher Review of the indirect effects of biofuels production”), o qual vêm influenciando a política da produção de biocombustível da União Européia.

O uso de modelos na simulação de sistemas complexos que envolvem a sociedade e suas inter-relações com o seu entorno é uma ferramenta poderosa, e por essa mesma razão, não se deve tomar seus resultados e cenários como verdades dogmáticas, mas sim, como possibilidades futuras e totalmente dependente da amplitude da visão e da compreensão de quem o construiu. Talvez, alguns cenários sejam simplesmente impossíveis de serem construídos devido a natureza criativa imprevisível do ser humano e conseqüentemente das relações sociais.

Quanto à contribuição das indústrias de alimentos para com a poluição hídrica, é importante deixar claro que para verificar o impacto das atuais práticas de tratamento e disposição de efluentes destas indústrias na qualidade da água de um rio, é necessário ter em consideração todas as outras possíveis fontes de contaminação da água e, portanto, esta tarefa exige uma abordagem multidisciplinar da questão. Neste sentido, a proposta deste trabalho apresenta-se apoiada nos conceitos da análise energético-sistêmica, fazendo uso de ferramentas e conhecimentos multidisciplinares, tais como, a modelagem e simulação da qualidade de águas para avaliar a sustentabilidade da qualidade das águas do rio Mogi-Guaçu perante a situação vigente e a utilização de cenários futuros alternativos.

Segundo Brigante (2003), tem-se observado no Rio Mogi-Guaçu, problemas de erosão, assoreamento da calha do rio, enchentes, assoreamento de represas e baixa qualidade das águas, que é influenciada fortemente pela baixa qualidade das águas de seus afluentes. Esses desequilíbrios apresentam relevantes implicações econômicas, em função dos usos múltiplos da água, tornando o planejamento da bacia importante não só como instrumento de fiscalização ecológica, mas também como um meio eficaz de sustentar o desenvolvimento da região do rio Mogi-Guaçu do ponto de vista social e econômico. Casos graves de poluição orgânica e inorgânica do rio estão sendo enfrentados, fazendo com que esse assunto mereça a atenção de indústrias, de entidades de pesquisa e de controle ambiental.

2. HIPÓTESE

As técnicas de modelagem e simulação podem evidenciar que a qualidade da água do rio Mogi-Guaçu depende do funcionamento dos sistemas tributários que aportam afluentes e contaminantes (esgoto doméstico, efluentes industriais, perda de solo e resíduos de insumos agrícolas) e somente pode ser recuperada pela adoção de políticas públicas que induzam a adoção de procedimentos ecológicos no gerenciamento dos recursos da bacia.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivos Gerais

Este projeto de pesquisa tem como objetivo inicial compreender a realidade ambiental atual do rio Mogi-Guaçu e, realizar a previsão de situações futuras através da criação de cenários os quais considerarão situações e ações mais prováveis.

Elaborar um modelo sistêmico para verificar a influência dos diversos setores da sociedade sobre a qualidade da água da seção em estudo do rio Mogi-Guaçu e avaliar quais são as possíveis implicações sócio-ambientais.

Propor alternativas de equilíbrio entre a dinâmica natural do sistema, rio, e o desenvolvimento das atividades econômicas da região em estudo.

Fornecer subsídios e informações que possam ser utilizados como base para tomada de decisões nas políticas públicas, para o interesse da comunidade em seu conjunto na forma do comitê de bacia hidrográfica, e para os agentes individuais, agricultores, consumidores e usuários dos recursos naturais.

3.2 Objetivos Específicos

Modelar e simular os principais elementos de qualidade da água de uma seção do Rio Mogi-Guaçu, tendo como base a diagramação de sistemas de energia.

Conhecer o comportamento dinâmico dos estoques de fósforo, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, biomassa, organismos bentônicos e peixes, sendo assim possível o conhecimento da capacidade de carga da seção do rio sob estudo.

Desenvolver e visualizar cenários para condições futuras, de acordo com diversas alternativas: de crescimento populacional, econômico, opções tecnológicas de tratamentos de efluentes e alternativas agroindustriais.

Avaliar a sustentabilidade dos diferentes cenários e as condições dos principais elementos do sistema rio, utilizando para tal os resultados obtidos através da modelagem e simulação dos mesmos.

Elaborar cartografia digital dos municípios da bacia hidrográfica para caracterizar e compreender as particularidades da área em estudo.

Elaborar interface gráfica, a fim de facilitar a inserção dos dados do modelo.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Desenvolvimento Sustentável

O Relatório Brundtland de 1987 – “Nosso Futuro Comum” - apontou o vínculo entre o crescimento econômico e o meio ambiente. O conceito de desenvolvimento sustentável é então lançado pela Comissão Mundial pelo Meio Ambiente e Desenvolvimento.

Este Relatório definiu, pela primeira vez, desenvolvimento sustentável como aquele que atende as necessidades do presente sem comprometer a habilidade de atender as necessidades das futuras gerações. Trata-se, em última análise, de incluir considerações de ordem ambiental no processo de tomada de decisões, com vistas ao desenvolvimento (CMMAD, 1988).

Devido à complexidade, a abstração, a grande amplitude muitas vezes conflituosa do termo e da falta de implantação de metodologias capazes de medir o grau de sustentabilidade de um padrão de desenvolvimento, atualmente, pode-se encontrar uma grande diversidade de significados para o termo Desenvolvimento Sustentável como, por exemplo: para Setti (2000), é definido como o uso racional dos recursos naturais de forma a evitar comprometer o capital ecológico do planeta; ou segundo Pedro Ramos (2003) muitos estudiosos procuraram dar maior operacionalidade ao conceito de desenvolvimento sustentável, que passou a ser sinônimo de “economicamente viável, socialmente justo e ambientalmente correto”; já numa visão mais reducionista, a estratégia de desenvolvimento sustentável visa apenas promover a harmonia entre os seres humanos e a natureza.

De acordo com Norbert Fenzl (1998), de um modo geral, define-se desenvolvimento sustentável levando em conta as seguintes metas e objetivos básicos: (1) A taxa de consumo de recursos renováveis não deve ultrapassar a capacidade de renovação dos mesmos. (2) A quantidade de rejeitos produzidos não deve ultrapassar a capacidade de absorção dos ecossistemas.

O físico Fritjof Capra (1996) considera que a sustentabilidade é a consequência de um complexo padrão de organização que apresenta cinco características básicas: interdependência, reciclagem, parceria, flexibilidade e diversidade. Ele sugere que, se estas características, encontradas em ecossistemas, forem ‘aplicadas’ às sociedades humanas, essas sociedades também poderão alcançar a sustentabilidade. Portanto, segundo a visão de Capra, “sustentável” não se refere apenas ao tipo de interação humana com o mundo que preserva ou conserva o meio ambiente para não comprometer os recursos naturais das gerações futuras, ou que visa unicamente a manutenção prolongada de entes ou processos econômicos, sociais, culturais, políticos, institucionais ou físico-territoriais, mas uma função complexa, que combina de uma maneira particular cinco variáveis relacionadas às características acima.

Segundo Ulgiati et al. (1998); Brown (1998) e Ortega (1998b), vivemos o paradoxo dos países desenvolvidos serem insustentáveis e os não desenvolvidos terem um maior grau de uso de recursos renováveis. Os países centrais exploraram e esgotaram vários séculos atrás com suas florestas, rios e muitos outros recursos naturais. Se não mudarmos a situação de exploração vigente, seguiremos a ver a transferência dos recursos naturais da periferia para o centro, até seu eventual esgotamento, e a proliferação da situação de empobrecimento de uma grande parcela da população.

A agenda 21 brasileira é um instrumento de fundamental importância na construção de uma nova cidadania. Seu objetivo geral é assegurar a quantidade e a qualidade da água para todos os habitantes, mantendo as funções hidrológicas, biológicas e químicas dos ecossistemas, adaptando as atividades antrópicas aos limites da natureza e unindo esforços no sentido de combater as moléstias relacionadas à água.

A agenda 21 brasileira, concluída em 2002 pela Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável é um instrumento de planejamento participativo para o desenvolvimento sustentável, tem como eixo central a sustentabilidade, compatibilizando a

conservação ambiental, a justiça social e o crescimento econômico e propõe, no capítulo 18, as seguintes áreas de programas para o setor de água doce:

- (a) Desenvolvimento e manejo integrado dos recursos hídricos;
- (b) Avaliação dos recursos hídricos;
- (c) Proteção dos recursos hídricos, da qualidade da água e dos ecossistemas aquáticos;
- (d) Abastecimento de água potável e saneamento;
- (e) Água e desenvolvimento urbano sustentável;
- (f) Água para produção sustentável de alimentos e desenvolvimento rural sustentável;
- (g) Impactos da mudança do clima sobre os recursos hídricos.

4.2 Teoria de Sistemas

Segundo Mella F. A. (s/d), a história da teoria de sistemas remonta aos Sumérios na Mesopotâmia, anterior a 2500 aC., e vai até aos dias atuais onde pode-se encontrar aplicações nas diferentes propostas para elaboração e aperfeiçoamento de software. Em todo esse percurso de quase 5.000 anos é possível identificar o mesmo propósito perseguido resumindo os objetivos da teoria de sistemas: O esforço humano para prever o futuro.

A teoria geral de sistemas foi proposta em 1940 pelo biólogo Ludwig Von Bertalanffy (1973). Von Bertalanffy foi contra o reducionismo e trabalhou para reativar a unicidade da ciência. Ele enfatizava que sistemas reais são abertos e interagem com o meio ambiente. Segundo ele a teoria geral de sistemas faz um esforço não apenas na identificação do funcionamento das partes ou dos elementos, mas sim, foca esforços no sentido de compreender os arranjos e as relações entre as partes que conectam, conduzem e rearranjam o sistema como um todo.

Bertalanffy (1973) define um sistema como um conjunto de unidades em inter-relações mútuas. Este conceito pode ser ampliado para uma configuração de componentes físicos, um conjunto de itens, agregados ou relacionados de tal forma que se estruturam, chegando a atuar como uma unidade, uma entidade ou um todo.

Sistema é uma forma lógica de apreensão da realidade. Ao se formular sistemas, não se busca um “reflexo” do mundo real, mas sim a descrição ou destaque daqueles “traços”

da realidade, cujo conjunto permite a percepção de uma condição de ordem e a proposição de uma forma operativa voltada para um dado objetivo (Bertalanffy, 1973).

Nestes termos, pode-se definir sistema como uma "coleção de entidades" ou coisas, relacionadas ou conectadas de tal modo que "formam uma unidade ou um todo", ou que "propiciem a consecução de algum fim lógico a partir dessas interações conjuntas". Cada componente se relaciona pelo menos com alguns outros, direta ou indiretamente, de modo mais ou menos estável, dentro de um determinado período de tempo, formando uma rede causal. As entidades podem ser tanto pessoas, máquinas, objetos, informações ou mesmo outro sistema, no caso, subsistema. Essas mesmas podem ser inerentes (internas) ao sistema ou transientes (em movimento) a ele. O sistema estabelece uma fronteira e tudo que é externo a ele é chamado de meio ambiente do sistema (Becht, 1974).

Segundo Mota (2001), o enfoque sistêmico proporciona um quadro multidimensional, no qual diferentes disciplinas interagem, implicando que a sustentabilidade dos recursos naturais deve ser entendida como um modelo capaz de analisar as complexas interações (instituições organizacionais do meio ambiente, decisões públicas, regulamentos, normas, atribuição de valor) entre os subsistemas e o sistema ambiental.

Os ambientes naturais podem ser representados por um sistema aberto, já que apresentam características como as de receber e exportar energia. Estes sistemas têm a economia, a ecologia e os demais entes correlacionados, como subsistemas e certamente entrarão em declínio caso não haja entradas. Pela segunda lei da termodinâmica, a sustentação da vida num sistema é cíclica e um recurso se mantém presente, no seu estado altamente organizado, somente se importar energia de alta qualidade do ambiente externo e processá-la de modo a sustentar a sua estrutura e organização interna gerando energia de baixa qualidade que sai do sistema (Mota, 2001).

A ecologia de sistemas utiliza a Teoria Geral de Sistemas (Odum, 1983) e estuda os ecossistemas de forma integral, desde os seus componentes até o sistema como um todo. H.T. Odum desenvolveu uma linguagem de sistemas de energia para a termodinâmica de sistemas abertos. A linguagem de sistemas de energia é uma forma concisa de representação e visualização de sistemas, descrevendo-o matematicamente para o desenvolvimento de programas para a simulação do comportamento dinâmico das variáveis (Brown, 2004).

4.3 Modelagem da Qualidade da Água em Rios

Segundo Deas (2000), consideráveis estudos no campo da modelagem levam a afirmar que a aplicação de modelos para avaliar o destino e o transporte de constituintes é um método válido e útil para examinar a resposta de ecossistemas, uma vez que as teorias estão bem desenvolvidas. O autor também chama a atenção para o fato de que os bancos de dados apresentam maior dificuldade de serem analisados, enquanto que a simulação de modelos pode fornecer uma descrição dinâmica do sistema através do tempo e do espaço o que, de outra forma, não seria possível.

Cristofolletti (2000) afirma que uma função dos modelos é servir como instrumento para planejamento. A simulação pode ser feita desde uma simples projeção ou tendência para sistemas complexos em sua distribuição espacial. Se as previsões forem corretas, pode-se tomar decisões e realizar escolhas entre os cenários simulados pela modelagem. O mesmo autor, ainda afirma que não há maneiras de realizar medições de taxas dos processos naturais no longo prazo. Desta forma os modelos se tornam numa ferramenta importante para extrapolar as informações no curto prazo para outras escalas temporais.

Os modelos podem ser classificados quanto à variação no tempo em permanentes e não permanentes. Os modelos em regime permanente desconsideram a variação no tempo das variáveis envolvidas no processo, enquanto que os modelos em regime não permanente levam em conta essa variação. Os modelos em regime permanente podem ainda ser uniformes considerando a velocidade ao longo do rio constante e não uniformes com a velocidade variando ao longo do rio (Silva, 2003).

Pode-se classificar ainda o modelo quanto ao tipo de parâmetros em conservativos e não conservativos. O primeiro não trata das reações químicas e biológicas no sistema aquático. No modelo não conservativo são tratados os parâmetros que podem ser representados matematicamente quanto às reações citadas.

Segundo Silva (2003), os modelos podem variar de simples aplicações de processos hidrológicos somados a uma carga unitária a modelos complexos que necessitam de um grande número de dados. O custo, portanto, aumenta em função da complexidade do modelo. A complexidade do modelo deve ser muito bem avaliada, pois em alguns casos, não existe a necessidade de um detalhamento extensivo de um sistema em estudo para a obtenção uma boa simulação.

Os modelos podem considerar as fontes de poluição pontuais, onde a fonte poluidora é possível de ser determinada e localizada (esgotos domésticos, descargas industriais etc.) e fontes difusas ou não pontuais, as quais são geradas, de forma distribuída ao longo do solo, por inúmeros agentes poluidores e afluem aos corpos d'água através das águas das chuvas.

De acordo com Novotny (1993), existem basicamente duas aproximações para a modelagem de poluição difusa, que classifica o modelo como sendo do tipo agregado, os mais comuns, ou distribuído, que são modelos determinísticos mais complexos. O modelo do tipo agregado considera a bacia hidrográfica ou parte dela como tendo características similares. As características da bacia são várias vezes agregadas em uma equação empírica e a forma final e magnitude dos parâmetros são simplificados para representar uma unidade modelada como sendo um sistema uniforme. Os coeficientes e parâmetros do sistema de cada unidade são muitas vezes determinados através da calibração por comparação da resposta do modelo com dados empíricos. Após sua calibração e validação, este modelo pode produzir longas séries de dados refletindo diferentes condições hidrológicas e meteorológicas. O modelo divide a bacia em unidades menores e homogêneas – elementos de área – com características uniformes. Cada unidade é descrita individualmente por um conjunto de equações diferenciais de balanço de massa. Este tipo de modelo requer grandes arquivos de armazenamento de dados. No entanto, qualquer mudança nas características da bacia e seus efeitos podem ser facilmente simulados. São modelos mais adequados para uso em conjunto com sistemas de informação geográficas (SIG).

4.3.1 Modelo de Transporte Unidimensional

A grande maioria dos modelos matemáticos para qualidade de águas de rios utiliza a aproximação de transporte unidimensional, o que é, de certa forma, bem razoável, considerando-se a própria natureza do fluxo de águas em rios que se dá ao longo do sentido longitudinal. Sendo assim, o transporte neste sentido prevalece, em detrimento dos demais.

As principais simplificações deste modelo são:

- A velocidade do nutriente no eixo longitudinal é a mesma que a velocidade do fluxo.
- A velocidade do nutriente no eixo vertical é nula.
- Condições de descargas de nutrientes em estado estacionário.

- Fluxo de afluentes em estado estacionário.
- Qualquer emissão é instantaneamente misturada por toda a seção do rio.
- Fluxo unidimensional.

A formulação matemática da conservação de massa descrita por Brown e Barnwell, (1987) e Chapra (2006), pode ser escrita como:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{\partial x} - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{\partial x} + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + rV \quad (1)$$

onde:

M é a massa (M);

x é a distância (L);

t é o tempo (T);

C é a concentração (ML⁻³);

A_x é a área da seção transversal (L²);

D_L é o coeficiente de dispersão longitudinal (L²T⁻¹);

u é a velocidade média (LT⁻¹);

rV é a fonte ou sumidouro externo (MT⁻¹).

Sendo M = V.C, pode-se escrever:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial (VC)}{\partial t} = V \frac{\partial (C)}{\partial t} + C \frac{\partial (V)}{\partial t} \quad (2)$$

onde V = A_x dx = incremento de volume.

Se for suposto que o fluxo volumétrico Q no trecho é estacionário, isto é, $\frac{\partial Q}{\partial t} = 0$ conseqüentemente o termo $\frac{\partial V}{\partial t} = 0$ e a Equação 2 fica: $\frac{\partial M}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t}$.

Combinando as Equações 1 e 2 e rearranjando-as:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{A_x dx} - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{A_x dx} + \frac{dC}{dt} + r \quad (3)$$

Os termos à direita da Equação 3 representam, respectivamente, difusão, advecção, alteração dos constituintes, fontes/sumidouros externos e diluição.

O termo dC/dt se refere somente às alterações dos constituintes, tais como crescimento e decaimento e não deve ser confundido com o termo $\partial C/\partial t$ o gradiente de concentração local, ou taxa de acumulação de massa (Chapra, 2006).

Em condições estacionárias a derivada local é igual a zero, ou seja: $\partial C/\partial t = 0$, as alterações individuais sofridas pelos constituintes estão definidas no termo dC/dt . Estas incluem reações e interações químicas, físicas e biológicas que ocorrem no sistema, como a reaeração, fotossíntese e respiração das algas dentre outras (Chapra, 2006).

Como o modelo opera em regime estacionário, ou seja, o componente temporal $\partial Q/\partial t = 0$, o balanço hidráulico para um elemento computacional pode ser escrito da seguinte forma:

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial x} \right)_i = \sum Q_x, \text{ onde o termo à direita representa a soma dos fluxos de entrada e saída}$$

do respectivo elemento.

O balanço diferencial para o volume de controle é feito para uma posição fixa no espaço. Para uma única fase contínua e desconsiderando-se o termo de transferência de massa por difusão, tem-se que a variação da concentração com o tempo pode ser descrita como uma função, apenas, das fontes e sumidouros externos e do termo relativo à advecção, como mostra a Equação 4.

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\partial(A_x \bar{u} C)}{A_x \partial x} + r \quad (4)$$

Este modelo pode ser adequado para a regulação da qualidade da água através da distribuição do lançamento de efluentes ao longo do rio.

4.3.2 Modelo de Transporte - Reatores de Mistura Perfeita em Série

A consideração mais importante envolvida neste modelo é que ele divide a bacia em unidades menores e homogêneas com características uniformes. Outra consideração importante é que a concentração dos elementos químicos é uniforme para um determinado volume de controle e a concentração de saída do volume de controle é igual à concentração dentro dele.

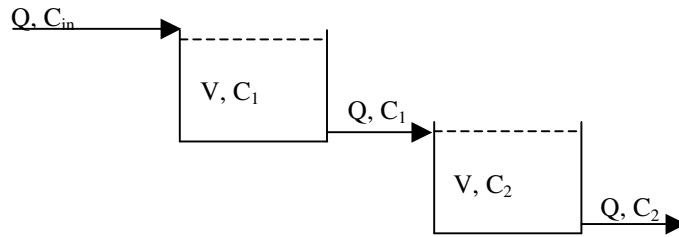


Figura 1 – Esquema de reatores de mistura perfeita em série.

O balanço de massa é o seguinte:

$$(\text{Variação na massa do sistema}) = \sum (\text{massa entra}) - \sum (\text{massa sai}) \pm \sum (\text{massa reage});$$

Pode ser representado matematicamente pela Equação 5:

$$\frac{d(VC)}{dt} = \sum Q_{in} C_{in} - \sum Q_{out} \cdot C \pm \sum rV ; \quad (5)$$

onde:

C_{in}	= Concentração química de entrada,	ML^{-3} ;
C	= Concentração química no volume de controle e na saída,	ML^{-3} ;
Q_{in}	= Vazão volumétrica de entrada,	L^3T^{-1} ;
Q_{out}	= Vazão volumétrica de saída,	L^3T^{-1} ;
V	= Volume,	L^3 ;
r	= Taxa de reação, os sinais positivos e negativos indicam reação de formação ou de consumo respectivamente,	MT^{-1} ;
t	= Tempo,	T .

Dividindo a Equação 5 pelo volume V , tem-se:

$$\frac{d(C)}{dt} = \sum \frac{Q_{in}}{V} C_{in} - \sum \frac{Q_{out}}{V} C \pm \sum r \quad (6)$$

O termo $\pm \Sigma r$ refere-se às reações químicas e biológicas que podem contribuir positivamente ou negativamente no balanço.

Levando-se em conta a compartimentalização e algumas considerações, pode-se observar que ambos os modelos resultam em equações idênticas, Equações 4 e 6.

4.3.3 Principais Simuladores e Modelos

Existem muitos modelos e *simuladores* da qualidade da água disponíveis, uns comerciais e outros de domínio público. Muitos destes modelos são específicos para a modelagem e simulação de fontes de poluição difusas (“*Soil and Water Assessment Tool*” - SWAT), (Neitsch, 2005) e/ou assumem que o transporte dos poluentes ao longo do rio está em regime permanente, ou seja, o modelo não permite simular a variação da concentração dos nutrientes com o tempo (“*AGricultural Non-Point Source*” - AGNPS), (Young, 1989).

Alguns exemplos dos modelos mais comuns utilizados atualmente estão brevemente descritos a seguir, considerando suas vantagens e/ou limitações.

QUAL2E (“*Water Quality Models*”); (Barnwell, 1987) é uma ferramenta de modelagem da qualidade de águas em rios, complexa e ideal para muitas situações. Apesar de ser a ferramenta de modelagem mais amplamente conhecida e divulgada apresenta algumas importantes limitações e dificuldades de aplicação como, por exemplo, em relação à hidráulica é limitado, devido à consideração em que o fluxo do rio e a liberação de efluentes são constantes ao longo do rio. Apresenta o problema prático de não incluir as fontes difusas de poluentes e a dificuldade de aplicação, devido à enorme quantidade de dados que são pré-requisitos para o funcionamento do programa (mais de 100 entradas), (Shanahan, 1998). Ainda, segundo Shanahan (1998), o simulador QUAL2E possui limitações claras devido a formulações que derivaram diretamente das agências reguladoras dos Estados Unidos, para o qual ele foi desenvolvido e para o qual ele é, na maioria das vezes, adequado.

DESERT (“*DEcision Support system for Evaluating River basin sTrategies*”) (Ivanov, 1995) desenvolvido pelo Instituto de Sistemas, Informática e Segurança (“*Institute of Systems, Informatics and Safety*” - ISIS) é um outro programa utilizado para a modelagem de rios e reservatórios que simula o impacto das concentrações de nutrientes (nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio) na água de

rios. Apresenta a limitação de disponibilizar apenas um número pré-determinado de cenários e a desvantagem de não considerar as fontes de poluição difusas.

STELLA® (“*Systems Thinking for Education and Research*”) (ISEE, 2008) é um software de modelagem e simulação gráfica de sistemas naturais e complexos. Possui a vantagem de ter uma interface simples e visual e de, a partir do sistema em estudo, propor as equações matemáticas e solucioná-las automaticamente. Apresenta uma escala mais abrangente de visão do sistema para a modelagem. Apresenta a desvantagem de não ser um *software* livre.

QUASAR (“*Quality Simulation Along River System*”) (Whitehead, 1997) é um programa que combina a modelagem de fluxo e da qualidade das águas de um rio, incluindo nitrato, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, íon amônio, temperatura e pH dentre outros. Este modelo apresenta a vantagem de permitir a representação do número de detalhes do processo, variando de acordo com o propósito do modelo e das variáveis determinantes requeridas (Whitehead, 1997). Apresenta a desvantagem de não simular as fontes de poluição difusas.

BASINS (“*Better Assessment Science Integrating Point & Nonpoint Sources*”) (EPA, 2001) é uma ferramenta multifuncional de análise de sistemas integrada com o sistema de informação geográfica e ferramentas de modelagem. Este simulador faz uso de diferentes modelos, como por exemplo: QUAL2E e SWAT e, portanto, oferece a possibilidade de simulação de fontes de poluição pontuais e difusas. No entanto, estas simulações não são realizadas simultaneamente, o que dificulta a interpretação dos resultados.

Minimodelo macroscópico proposto por H.T. Odum é altamente agregado, essencialmente simples, de um sistema complexo de pequena ou grande escala. Os minimodelos macroscópicos fornecem visões gerais simultâneas de estruturas e funções que são suficientemente simples de lembrar e cujas dimensões no tempo, verificadas através da simulação, pode ser visualmente percebida pelo diagrama estrutural. Estes modelos mostram que relativamente poucos mecanismos podem representar características importantes em uma visão geral (Odum, 1989a, apud Rivera, 2003). De acordo com Odum (2000), uma compreensão poderosa e rigorosa de sistemas resulta quando pensamentos estiverem conectados a simulação quantitativa através de diagrama de sistemas e programas de simulação. Os processos de representação dos fundamentos da ciência também mostram

o quão similar são as diferentes áreas do conhecimento, frequentemente utilizando funções similares sob diferentes nomes.

4.4 Principais Parâmetros de um Sistema Aquático

Wade (2004) afirma que, devido aos custos envolvidos na redução das emissões de nitrogênio (N) e fósforo (P), modelos matemáticos são comumente utilizados para entender a dinâmica do N e P em águas doces e para realizar previsões de mudanças futuras na qualidade da água sob diferentes cenários.

Para Zheng et al. (2004), a chave para a compreensão dos processos bioquímicos passa pela reaeração, demanda bioquímica de oxigênio carbonácea e respiração, fotossíntese e respiração do fitoplâncton, nitrificação, denitrificação, demanda de oxigênio pelo sedimento e pela respiração das bactérias.

A seguir, é realizada uma explanação sobre as principais variáveis que compõem um sistema aquático, como: fósforo, oxigênio dissolvido, biomassa das algas, dentre outras. Também, são apresentadas algumas das abordagens, encontradas na literatura e seus respectivos modelos matemáticos.

4.4.1 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é um dos mais importantes gases dissolvidos nos sistemas aquáticos e é uma variável crítica na avaliação da qualidade da água. OD é necessário para manter as condições aeróbicas em águas superficiais e é considerado um indicador primário na avaliação da sustentabilidade das águas superficiais para dar suporte à vida aquática. Baixas concentrações de oxigênio no corpo d'água afetam diretamente a sobrevivência de peixes, migração de organismos superiores e, portanto, alteram o balanço ecológico (Zheng et al., 2004).

Ocorrências frequentes de hipoxia, devido à queda repentina de OD, tem sido a causa da redução significativa da pesca do super crescimento de algas tóxicas e da perda da biodiversidade.

A variação temporal e espacial do estoque de oxigênio dissolvido na coluna d'água pode ser influenciado positivamente e negativamente por múltiplos processos físicos e bioquímicos, como, por exemplo, pela temperatura, salinidade, turbulência, atividade fotossintética das algas e plantas e pressão atmosférica, aumentando com a queda da

pressão atmosférica e diminuindo com o aumento da temperatura e da salinidade (Deas, 2000).

As fontes primárias de oxigênio em corpos d'água incluem difusão de oxigênio atmosférico através da interface água-ar e fotossíntese de plantas aquáticas.

Segundo Herzfelda (2001), a demanda de oxigênio pelo sedimento é um dos maiores sumidouros de oxigênio dissolvido na coluna d'água e é um dos componentes que integram os estudos de modelo da qualidade da água. A demanda de oxigênio do sedimento incorpora a demanda biológica de oxigênio da respiração dos organismos vivos e devido a demanda química de oxigênio para a oxidação de compostos reduzidos do metabolismo anaeróbico. Em muitos estudos, a respiração dos organismos aeróbicos e a mineralização da matéria orgânica têm sido responsáveis pela maior parte do oxigênio transferido da coluna d'água para o sedimento.

A concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água é alimentada pelo oxigênio proveniente da atmosfera, devido à diferença de pressão parcial. Este mecanismo é regido pela Lei de Henry, que define a concentração de saturação de um gás na água, em função da temperatura:

$$C_{sat} = \alpha P_{gás} \quad (7)$$

onde α é uma constante que varia inversamente proporcional à temperatura e $P_{gás}$ é a pressão exercida pelo gás sobre a superfície do líquido. No caso do oxigênio, considerando-se como constituinte de 21% da atmosfera e pela lei de Dalton, exerce uma pressão de 0,21 atm. Portanto, para 20 °C, por exemplo, $\alpha = 43,9$ e a concentração de saturação de oxigênio em uma água superficial é igual a $43,9 \times 0,21 = 9,2$ mg/L (CETESB, 2005).

Geralmente as concentrações de oxigênio dissolvido estão abaixo da saturação, devido a oxidação da matéria orgânica (suspensa, bentônica e sedimento). Em adição à demanda de oxigênio, a matéria nitrogenada também pode exercer uma demanda de oxigênio através da oxidação da amônia a nitrato por bactérias (Krenkel e Novotny, 1980).

Essas variações podem ocorrer tanto sazonalmente como num período de 24 horas em resposta a variação de temperatura e da atividade biológica.

Exposições prolongadas a concentrações abaixo de 5 mg/L podem não matar alguns organismos presentes, mas aumenta a susceptibilidade ao estresse e podem afetar as funções e a sobrevivência das comunidades biológicas, enquanto que concentrações inferiores a 2 mg/L podem levar a morte da maior parte dos peixes (Hermes, 2004).

De acordo com Deas (2000), a produção primária (algas) atua tanto como fonte e como consumidores de oxigênio dissolvido. Durante o dia (solar) a fotossíntese das algas produz oxigênio em excesso à demanda (respiração), geralmente resultando num nível de oxigênio dissolvido superior a saturação (supersaturação). Durante o período da noite, quando não há fotossíntese, a respiração das algas pode reduzir os níveis de oxigênio dissolvido significativamente.

4.4.1.1 Modelos de Fluxos do Oxigênio Dissolvido

Para Deas (2000), o processo de reaeração é tipicamente modelado como o produto do coeficiente de transferência de massa multiplicado pela diferença entre as concentrações de oxigênio na saturação e a real.

$$F_c = KL (C_s - C) \quad (8)$$

onde:

F_c = Fluxo de oxigênio dissolvido entre a interface ar-água, (massa/vol./área);

KL = Coeficiente de transferência da superfície, (comprimento/tempo);

C_s = Concentração de oxigênio dissolvido na saturação, (massa/vol.);

C = Concentração de oxigênio dissolvido, (massa/vol.).

Os poluentes, partículas suspensas, vento, estrutura hidráulica e a temperatura da água influenciam na taxa de reaeração. Estruturas hidráulicas e a temperatura da água são fatores dominantes em rios, enquanto que o vento e a temperatura da água são, geralmente, as variáveis mais importantes para o estudo de reservatórios (Deas, 2000).

A formulação típica para um rio combina o coeficiente de transferência da superfície e profundidade, chamada taxa de reaeração (Deas, 2000):

$$K_2 = KL/d \quad (9)$$

onde:

K_2 = Taxa de reaeração (L/dia);

d = Profundidade (m).

A formulação da reaeração de um rio é geralmente baseada em relações teóricas e empíricas, e são funções da velocidade e da profundidade do rio.

A Equação 10 é bem difundida e foi apresentada por O'Conner e Dobbins (1958):

$$K_2 = [(12,9 U)^{0,5}]/(d^{1,5}) \quad (10)$$

onde:

U = Velocidade média do rio (m/s);

d = Profundidade (m).

Whitehead et al. (1997) descreveram as mudanças de concentração do oxigênio dissolvido (DO) como um resultado da produção de oxigênio pelo fitoplâncton, da demanda bentônica, da reaeração, da nitrificação e perda devido à DBO¹, mostrado a seguir:

$$\begin{aligned} dX_5/dt = & (U_5 - X_5 + WEIR)/TC + P - R - k_3X_5 + k_4(C_S - X_5) \\ & - 4,57k_1X_4 - K_5X_6 - \text{perda devido a DBO}. \end{aligned} \quad (11)$$

onde: U_5 e X_5 são as concentrações de entrada e saída de OD, respectivamente e k_i são os coeficientes associados aos processos indicados. X_4 e X_6 são as concentrações de DBO e amônia, respectivamente e WEIR é a variação na concentração de oxigênio devido a passagem do rio por uma barragem. P representa a produção fotossintética de oxigênio e R representa a respiração (Whitehead, 1997).

A produção fotossintética de oxigênio em um rio tem sido estudada e descrita por Owens et al. (1964) em que a produção de oxigênio é relacionada com a intensidade da luz e do nível de algas ou da biomassa das plantas. O autor sugere para produção a seguinte equação, para concentrações abaixo de 50 $\mu\text{g L}^{-1}$:

$$P = k_6(I^{0,79} 0,0317 Chl_a) \quad (\text{mg L}^{-1} \text{dia}^{-1}) \quad (12)$$

Para concentrações de clorofila superiores a 50 $\mu\text{g L}^{-1}$:

$$P = I^{0,79} (k_6 1,585 + 0,0317(Chl_a - 50)) \quad (\text{mg L}^{-1} \text{dia}^{-1}); \quad (13)$$

A perda de oxigênio devido a respiração das algas é descrita pela Equação 14:

$$R = (k_8 + k_9 Chl_a) 1,08^{(T-20)} \quad (\text{mg L}^{-1} \text{dia}^{-1}) \quad (14)$$

Oxigênio também é perdido, devido à demanda bentônica (leito do rio), representado pelo termo $-k_3X_5$; onde X_5 é a concentração de OD do rio (mg L^{-1}).

¹ DBO = demanda bioquímica de oxigênio;

Oxigênio é adicionado ao sistema pela reaeração natural do rio na superfície. Muitos pesquisadores desenvolveram equações físicas e empíricas. Owens et al. (1964) desenvolveram a Equação 15:

$$\text{Taxa de reaeração} = k_4(C_S - X_4) \text{ (mgO}_2 \text{ L}^{-1}\text{dia}^{-1}) \quad (15)$$

onde a dependência da temperatura de $k_4(\text{dia}^{-1})$ é dada por $k_4 = k_4^0(1,024)^{(T-20)}$

O coeficiente de reaeração é dado por :

$$k_4^0 = 5,32 v^{0,67}/d^{1,85} \quad (16)$$

onde v é a velocidade em m.s^{-1} , d é a profundidade em m.

C_S é a concentração de saturação para OD definida como:

$$C_S = 14,652 - 0,41022T + 0,00799T^2 - 0,000077774T^3 \quad (17)$$

A nitrificação DN é dada por:

$$DN = 4,57k_1 10^{(0,0293T)} X_4 \text{ (mgO}_2 \text{ L}^{-1}\text{dia}^{-1}) \quad (18)$$

A perda de oxigênio pela DBO é devido ao “decaimento” da matéria orgânica do rio.

Este termo é definido como DB e dado por:

$$DB = k_5 X_6 \text{ (mgO}_2 \text{ L}^{-1}\text{dia}^{-1}); X_6 \text{ é a concentração de DBO} \quad (19)$$

4.4.2 Fósforo

O interesse ecológico pelo fósforo é originado do metabolismo biológico e da quantidade relativamente pequena de fósforo disponível na hidrosfera. Em comparação com o rico suprimento natural dos outros maiores componentes estruturais e nutricionais da biota (carbono, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio e enxofre), o fósforo é o menos abundante e o maior limitante da produtividade biológica (Wetzel, 2001).

As fontes artificiais de fosfato mais importantes são: esgotos sanitários domésticos e industriais e material particulado de origem industrial contido na atmosfera (Silva, 1997).

Nestes, os detergentes superfosfatados, empregados em larga escala doméstica, constituem a principal fonte do fósforo em esgotos sanitários. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas são fontes dispersas e podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais (SABESP, 2004).

Toda forma de fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica quer na forma complexada, encontra-se sob a forma de fosfato. Assim, deve-se referir às diferentes formas de fósforo no ambiente aquático (Esteves, 1998).

Os fosfatos orgânicos são as formas em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como a de um detergente, por exemplo, os ortofosfatos são representados pelos radicais, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas. Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macro-nutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células (SABESP, 2004).

Por ser o nutriente limitante em processos biológicos, o excesso de fósforo em esgotos sanitários e efluentes industriais conduz a processos de eutrofização das águas naturais.

Na coluna d'água, o fósforo está incorporado na biomassa ou dissolvido na forma de ortofosfato, polifosfato e substâncias orgânicas fosfatadas. O fósforo contido em partículas pode ir para o sedimento. O fósforo disponível na coluna d'água estimula o crescimento fitoplancônico e de plantas aquáticas. Entretanto, se houver excesso de entrada de fósforo na água será desencadeado o processo de eutrofização (SABESP, 2004). O enriquecimento induzindo a produção de plantas aquáticas pode levar as seguintes consequências:

- Florações de algas, cor e odor irão interferir nos usos de recreação e harmonia paisagística;
- Crescimento extensivo de macrófitas aquáticas enraizadas vai interferir na navegação, aeração e capacidade do canal;
- Algas e macrófitas mortas sedimentam e estimulam a atividade de decomposição por microorganismo, processo que consome oxigênio, podendo levar a depleção de oxigênio dissolvido na coluna d'água;
- Usos de preservação e proteção de comunidades aquáticas podem ser prejudicados quando há flutuações nictemerais expressivas nas concentrações de oxigênio dissolvido, decorrente da respiração das plantas. Depleções extremas de oxigênio podem levar a morte de espécies de peixes sensíveis;

- Algas silícicas e filamentosas podem entupir os filtros das estações de tratamento de água, resultando na redução do tempo entre cada retrolavagem (processo de reversão do fluxo da água através do filtro para remover os resíduos);
- Florações de algas tóxicas, proliferação de organismos vetores e transmissores de doenças estão associadas a eutrofização; e
- Florações de algas e bancos de macrófitas sombreiam a vegetação aquática submersa reduzindo ou eliminando a produção primária.

Cerco (1989) estudou o efeito da concentração de oxigênio e da temperatura no intercâmbio de fósforo entre água e sedimento e comparou com modelos empíricos. O autor concluiu que a variável que mais influenciou na dessorção do elemento para o sedimento fora a concentração do mesmo na coluna d'água. Sob condições anaeróbicas, o íon PO_4^{3-} se deslocava para a coluna d'água até que um equilíbrio era estabelecido, portanto, o sedimento atuava como uma fonte de fósforo, até no momento de equilíbrio.

No Brasil, conforme Resolução CONAMA 20 (Brasil, 1986), os valores limites de fosfato total para águas de classe 1, classe 2² (O rio Mogi-Guaçu é enquadrado na classe 2) e classe 3, são de 0,025 mg/L. Portanto não é citado nenhum limite de emissão, isto é, a princípio poderão ser lançados, desde que venha respeitar a classe do corpo receptor.

De acordo com Deas (2000), o modelo do fósforo para um rio inclui fósforo orgânico e inorgânico (ortofosfato). As fontes de fósforo orgânico incluem a respiração das algas, enquanto as perdas são a hidrólise e a sedimentação. As fontes de ortofosfato modeladas são o consumo bentônico e a hidrólise de fósforo orgânico. O ciclo do fósforo é completado via o consumo de ortofosfato pelas algas.

A correlação entre a quantidade de fósforo no sedimento e a produtividade da coluna d'água é de modesta para fraca, e o conteúdo de fósforo no sedimento pode ser de várias ordens de magnitude maior que o da coluna d'água. Os fatores importantes são: (1) A

² **Classe 1** – águas destinadas: a) ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho); d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao Solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película. e) à criação natural e/ou intensiva (aqüicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

Classe 2 – águas destinadas: a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho); d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; e) à criação natural e/ou intensiva (aqüicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

Classe 3 – águas destinadas: a) ao abastecimento doméstico após tratamento convencional; b) à irrigação de culturas arbóreas, cereálíferas e forrageiras; c) a dessedentação de animais. d) aos usos menos exigentes.

Classe 4 – águas destinadas: a) à navegação; b) à harmonia paisagística; c) aos usos menos exigentes.

habilidade do sedimento em reter o fósforo, (2) As condições na coluna d'água, (3) A biota no sedimento que altera as condições de equilíbrio e afeta o transporte de fósforo de volta para a água (Wetzel, 2001).

4.4.2.1 Modelos de Fluxos do Fósforo

Segundo Deas (2000), as fontes de fósforo orgânico incluem ganho pela respiração das algas. As perdas incluem a hidrólise do ortofosfato e a perda pela sedimentação, conforme Equação 20.

$$d(P_{org})/dt = (AP)(AR)A - k_{orgp}(OrgP) - \delta_3 \quad (20)$$

onde:

P_{org}	=	concentração de fósforo orgânico,	(mg/L);
k_{orgp}	=	taxa de decaimento do fósforo orgânico,	(dia ⁻¹);
AP	=	fração de fósforo da alga,	(mgP/mgA);
AR	=	taxa de respiração das algas,	(dia ⁻¹);
A	=	concentração de alga,	(mg/L);
δ_3	=	taxa de sedimentação de fósforo orgânico	(dia ⁻¹).
		(m.dia ⁻¹), dividido pela profundidade (m),	

Hidrólise e sedimentação são modeladas como reações de primeira ordem e de ordem zero, respectivamente. Contribuições das algas de fósforo orgânico são uma função da concentração das algas, respiração e da fração da biomassa. Todas as taxas são dependentes da temperatura (Deas, 2000).

Fontes de ortofosfato incluem hidrólise do fósforo orgânico e dessorção (resuspensão) do bentos. As perdas incluem o consumo das algas e a perda pela sedimentação, (Deas, 2000).

$$d(PO_4)/dt = k_{orgp}(OrgP) + k_2 - (AP)(AG)A \quad (21)$$

OrgP	=	concentração de fósforo orgânico,	(mg/L);
Korgp	=	taxa de decaimento do fósforo orgânico,	(dia ⁻¹);
AP	=	fração de fósforo da alga,	(mgP/mgA);
AR	=	taxa de respiração algal,	(dia ⁻¹);
A	=	concentração da alga,	(mg/L);
AS	=	velocidade de sedimentação algal (m.dia ⁻¹), dividido pela profundidade (m),	(dia ⁻¹);
AG	=	taxa de crescimento algal,	(dia ⁻¹);
k2	=	taxa da fonte de ortofosfato bentônico (mgP m ⁻² .dia ⁻¹) dividido pela profundidade (m),	(mgP m ⁻² .dia ⁻¹).

A taxa de crescimento das algas é dada pela Equação 22:

$$AG = A_{\text{máx}} [FL] / FN, FP /_{\text{min}} \quad (22)$$

onde:

A _{máx}	=	taxa máxima de crescimento do fitoplâncton,	(dia ⁻¹);
FN	=	fator de limitação da taxa de crescimento algal para o nitrogênio,	(mg/L);
FP	=	fator de limitação do crescimento algal para o fósforo,	(mg/L);
FL	=	fator de limitação da taxa de crescimento algal pela luz,	

onde:

$$FN = [N_c / (K_N + N_c)] \quad (23)$$

N _c	=	concentração de nitrogênio orgânico,	(mg/L);
k _N	=	coeficiente de meia-saturação para a utilização das altas de nitrogênio inorgânico,	(mg/L).

$$FP = [PO_4 / (K_{PO_4} + PO_4)] \quad (24)$$

PO ₄	=	concentração de fósforo inorgânico,	(mg/L);
K _{PO₄}	=	coeficiente de meia saturação das algas para utilização de fósforo inorgânico,	(mg/L).

Para uma profundidade média, a intensidade da luz varia com a distância, então:

$$FL = (kd^{-1}) [(L2 + I_0) / (L2 + Ie^{kd})] \quad (25)$$

onde:

- k = coeficiente de extinção da luz, (m^{-1}) ;
 L_2 = coeficiente de meia saturação para a luz, $(kJ\ m^{-2}\ s^{-1})$;
 d = profundidade, (m) ;
 I_0 = intensidade da luz na superfície, $(kJ\ m^{-2}\ s^{-1})$.

Rivera (2003) desenvolveu um modelo sistêmico do fósforo para um reservatório, onde o diagrama sistêmico, mostrado na figura abaixo, contém os componentes e os relacionamentos mais importantes obtidos pela simplificação de um diagrama mais complexo desenvolvido por Gayle e Odum (1975).

Este modelo apresenta as variações temporais do fósforo total na coluna d'água e do fósforo no sedimento, influenciadas pela variação do fluxo de entrada e pelos fluxos de troca entre eles, como apresentado nas equações a seguir:

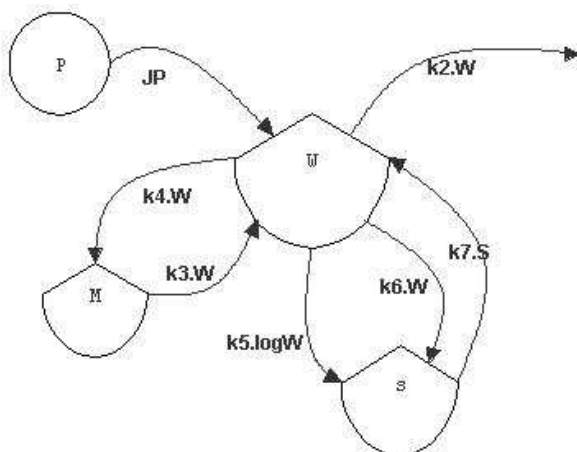


Figura 2 – Diagrama Sistêmico do Fósforo Total na Coluna d'água.

$$\frac{d(W)}{dt} = JP - k_2W - k_3W + k_4M - k_5 \log W - k_6W + k_7S \quad (26)$$

$$\frac{d(M)}{dt} = k_3W - k_4M \quad (27)$$

$$\frac{d(S)}{dt} = k_5 \log W + k_6W - k_7S \quad (28)$$

onde:

- W = Fósforo total na coluna d'água;
 M = Fósforo total nos estoques hídricos vizinhos (pântanos);
 S = Fósforo total no sedimento;
 k_i = Coeficientes de transferência, $i = 1, 2 \dots 7$.

Neste modelo, a sedimentação do fósforo inorgânico é representada pela expressão $k_5 \cdot \log P$ e a sedimentação do fósforo orgânico por $k_6 P$. A resuspensão do fósforo do sedimento para a coluna d'água é dada por $k_7 S$ (Rivera, 2003).

4.4.3 Algas (Fitoplâncton)

As algas fixas ou suspensas na coluna d'água são os principais organismos aquáticos que produzem a fonte básica de alimentos para outros organismos através da fotossíntese (produção primária) (Cushing, C. E., 2001).

4.4.3.1 Modelos de Fluxos das Algas

De acordo com Gomes (2004), o modelo da dinâmica de fitoplânctons inclui uma descrição, do tipo Michaelis-Menten-Monod, da apreensão dos nutrientes, assim como do crescimento à La Droop, incluindo, ainda, a lei do mínimo, de Liebig.

O autor descreve o modelo, considerando a existência de n nutrientes indicados por N_1, N_2, N_n , e supondo que eles se encontrem perfeitamente misturados, dentro de um reator de cultura, podendo potencialmente limitar o crescimento de fitoplâncton.

O fitoplâncton fica caracterizado por $n+1$ variáveis, a saber: as n concentrações de nutrientes constituindo o fitoplâncton PN_1, PN_2, PN_n e a densidade de células, X .

Necessita-se de $2n+1$ variáveis para especificar o sistema. As equações de movimento para estas quantidades se escrevem:

$$dN_i/dt = D(N_{oi} - N_i) - v_i X \quad (29)$$

onde: D é um parâmetro com dimensões de inverso de tempo (T^{-1}), descrevendo a taxa de fluxo do reator; N_{oi} representa a concentração do nutriente i ($i=1, 2, \dots, n$), entrando no reator; v_i é a função de apreensão de nutrientes proposta por Michaelis-Menten-Monod e definida por (Gomes, 2004):

$$v_i = V_i N_i / (N_i + k_i) \quad (30)$$

onde V_i é o máximo valor da apreensão, com dimensões $[M(N_i)/L^3 T]$; sendo k_i a constante de meia saturação, com dimensões $[M/L^3]$.

A equação para os nutrientes constituindo o fitoplâncton tem a seguinte forma:

$$dPN_i/dt = v_i X - D(N_i) \text{ onde } N_{i0}=0 \quad (31)$$

Finalmente a equação de movimento para o n° de células se escreve:

$$dX/dt = (g - D)X \quad (32)$$

onde g é definido por:

$$g = m[1 - máxi(q_i//q_u)] \quad (33)$$

Esta é a função de crescimento de Droop, acoplada com a lei de Liebig. Nesta fórmula o parâmetro m [T⁻¹] corresponde a máxima taxa de divisão e q_i com dimensões [M(N_i)/célula] corresponde a cota de nutriente encontrada na célula de fitoplâncton vivo, esta cota se chama a cota de subsistência (Gomes, 2004).. Finalmente a cota do i-ésimo nutriente Q_i é definida por:

$$Q_i = P N_i / X \quad (34)$$

Com estas definições e as correspondentes dimensões, têm-se os ingredientes básicos do modelo: M sendo a massa, L³ o volume e T o tempo.

Para Zheng et al. (2004) a taxa de crescimento de fitoplâncton (G_P) é determinada pela temperatura ambiente, intensidade da irradiação incidente, disponibilidade dos nutrientes e pode ser expressa como:

$$G_P = kgr \theta^{(T-20)} f_1(N) f_2(I) \quad (35)$$

onde:

f₁(N) = é o fator de limitação referente aos nutrientes assumido como uma função de crescimento de Michaelis-Menten-Monod. Esta equação usa a Lei dos mínimos de Liebig.

$$f_1(N) = \min [(C_4 + C_5) / (K_{mN} + C_4 + C_5), (C_6 / M_{mP} + C_6)] \quad (36)$$

onde: f₂(I) é o fator de limitação pela luz. Os subíndices significam: 4 = NH₄, 5 = NO₃, 6 = fósforo inorgânico.

De acordo com Deas (2000), a concentração de algas está usualmente relacionada com o nível de clorofila_a. A Clorofila_a é considerada como diretamente proporcional à concentração de biomassa de algas e é representada pela seguinte equação:

$$Clorofila_a = \alpha_o(A) \quad (37)$$

onde:

Clorofila_a = Concentração de clorofila_a, (µg/L);

A = Biomassa de Alga, (mg/L);

α_o = Fator de concentração, (µg-clorofila_a/mg A).

O fator de conversão α_0 é assumido como independente da temperatura. Brown e Barnwell (1987) apresentaram um intervalo de valores do fator de conversão de 10 a 100 μg de clorofila a/mg de A.

Para Deas (2000), a concentração de algas é governada pelo crescimento, respiração e sedimentação. O crescimento das algas é representado pela cinética de Michaelis-Menten ou Monod. O nutriente limitante e/ou a luz governam a taxa de crescimento. O conceito de nutriente limitante é implementado usando a lei do mínimo de Liebig. A Equação 38 representa o crescimento das algas:

$$dA/dt = A[(AG) - (AR)] + (AS)d(A)/dz \quad (38)$$

onde:

A = Biomassa de alga (mg/L);

AG = Taxa de crescimento da alga (dia^{-1});

sendo:

$$AG = A_{MAX} / [N/(K_{N_{pool}} + N)], [P_c/K_{p_{o4}} + P_c], [L_l/(L_2 + L_l)] /_{min}$$

A_{MAX} = Taxa máxima de crescimento do fitoplâncton (dia^{-1});

N = Concentração de nitrogênio disponível incluindo nitrato e amônia;

k_N = Constante de meia saturação para alga utilizando fósforo (mg/L);

k_{PO_4} = Constante de meia saturação para alga utilizando nitrogênio como amônia ou nitrato. (mg/L);

L_1 = Energia da luz disponível (kcal);

L_2 = Constante de meia saturação para alga utilizando energia solar (kcal);

AR = Taxa de respiração das algas (dia^{-1});

AS = Velocidade de sedimentação das algas ($\text{m} \cdot \text{dia}^{-1}$);

z = Profundidade (m).

4.4.4 Temperatura, pH e Turbidez

A variável temperatura é determinante no direcionamento da maioria dos processos físicos, químicos e biológicos dos sistemas aquáticos. Altas temperaturas da água aumentam as taxas de reações químicas. O aumento da temperatura também diminui a solubilidade de gases como oxigênio (O_2), dióxido de carbono (CO_2) e nitrogênio (N_2).

Nos diferentes corpos d'água, a temperatura varia conforme as flutuações sazonais, sendo influenciada pela latitude, pela altitude, pela hora do dia e pela profundidade. Essas variações acontecem de forma gradual. Um aumento na temperatura dos corpos d'água acarreta aumento da atividade biológica dos organismos vivos presentes na água. Peixes, insetos, algas e demais espécies presentes na água tem, cada um, seu limite de tolerância ou preferência de temperatura. Conforme as variações da temperatura se distanciam de seu grau de preferência, o número de indivíduos das várias espécies diminui por migração ou até mesmo por morte (Hermes, 2004).

A temperatura também é importante porque influencia a qualidade química da água. Altas temperaturas podem provocar o aumento de reações químicas, favorecendo processos de evaporação e volatilização das substâncias presentes na água, como moléculas de agrotóxicos com alta pressão de vapor, influenciando também a densidade da água. Nesse caso, há redução da concentração do agrotóxico, o que não permite um controle eficiente de ervas daninhas, pragas e doenças. Altas temperaturas também diminuem a quantidade de oxigênio que pode ser dissolvido na água, o que pode provocar situações de risco caso as águas recebam descargas de dejetos orgânicos (Hermes, 2004).

A taxa metabólica de organismos também aumenta com o aumento da temperatura. Por exemplo, a taxa de crescimento das algas pode aumentar a elevadas temperaturas de água, atingindo crescimento exuberante, o qual está associado a problemas de qualidade da água.

O pH da água é controlado pelo equilíbrio na concentração de compostos dissolvidos. Por exemplo, em águas naturais, esse equilíbrio ($\text{pH} = 7$) depende da presença de íons carbonatos, como dióxido de carbono (CO_2), ácido carbônico (H_2CO_3), carbonatos e bicarbonatos (HCO_3^-), além de outros componentes naturais, como os ácidos húmicos e fúlvicos, resultantes da degradação da matéria orgânica. O pH da água muda consideravelmente conforme a hora do dia, por conta dos processos bioquímicos que ocorrem num determinado momento. Um exemplo típico é a incidência de radiação solar na água, que desencadeia um dos mais importantes processos de manutenção da vida, chamado fotossíntese, processo pelo qual as plantas verdes convertem o dióxido de carbono (CO_2) em carboidrato (CH_2O) e oxigênio livre (O_2), usando a luz do sol como fonte de energia. Como o dióxido de carbono reage com as moléculas de água produzindo o íon hidrogênio e, portanto, o pH tende para a acidez. A remoção desse dióxido de carbono

resulta em que menor número de íons de hidrogênio se forme, levando o pH a uma tendência de alcalinidade, que se reflete no seu pico máximo à tarde. Durante a noite, o processo de fotossíntese é interrompido em virtude da falta da energia solar e as plantas não fixam mais o CO₂, que se acumula na água gerando acidez (Hermes, 2004).

Outros processos importantes como os mecanismos sortivos que ocorrem com colóides em suspensão na água e no sedimento, podem ser alterados. Em pH mais ácido, pode ocorrer a liberação (dessorção) dos agroquímicos dos sítios de ligação, ficando assim disponibilizados para serem absorvidos pelas plantas aquáticas e/ou ingeridos pelos animais. Por sua vez, a acidificação dos sistemas aquáticos também inibe a atividade microbiana bentônica, reduzindo a decomposição e a ciclagem de nutrientes. Isso pode levar a uma redução de plâncton e organismos invertebrados, vitais para a cadeia alimentar (Hermes, 2004).

Turbidez é a expressão usada para descrever o grau de clareza da água. Quanto maior for a quantidade de material em suspensão na água, mais turva ela estará. As maiores fontes causadoras da turbidez são argila, areia, resíduos orgânicos, material mineral, detritos e planctos (Hermes, 2004).

O material particulado e demais produtos agregados chegam aos corpos d'água pelo escoamento superficial das áreas de entorno (Hermes, 2004).

Em relação ao parâmetro turbidez, é preciso considerar que as águas do rio Mogi-Guaçu, como a maioria dos rios brasileiros, são naturalmente turvas em decorrência da natureza geológica de sua bacia de drenagem (Brigante, 2003).

As fortes chuvas tropicais que carregam componentes dos solos expostos, erodíveis ou agricultados, carreando partículas de argila, silte, fragmentos de rocha e óxidos metálicos do solo para dentro dos ambientes aquáticos, são fatores que contribuem para o aumento da turbidez (Brigante, 2003).

4.4.5 *Matéria Orgânica*

Ecossistemas aquáticos são abertos e requerem contínua entrada de energia na forma de matéria-orgânica. A matéria orgânica é a maior fonte de carbono da cadeia alimentar de rios e sua origem pode ser tanto externa (fonte terrestre alóctone) quanto interna (eliminada pelas células vivas da produção primária).

Compostos de carbono são formados de CO₂ capturando a energia solar via processo de fotossíntese. Esta é a chamada produção primária porque cria nova matéria orgânica de precursores inorgânicos. Simples compostos, aminoácidos e açúcares são algumas das formas mais disponíveis de matéria orgânica solúvel (Cushing, 2001).

A matéria orgânica morta é conhecida como detrito ou matéria orgânica particulada. A matéria orgânica produzida fora do rio que adentra o mesmo de diversas formas é conhecida como produção alóctone.

Um rio é autotrófico se produz mais oxigênio do que respira e é heterotrófico se consome mais do que produz, o que pode estar diretamente relacionado com a matéria alóctone (Cushing, 2001).

Alguns rios têm a característica particular de ter grandes estoques de matéria orgânica no sedimento, neste caso é essencial incluir esta variável, no modelo. Como um substrato para o crescimento microbiano, a matéria orgânica no sedimento de rios representa a demanda de oxigênio potencial e uma fonte de nutrientes para a coluna d'água.

A decomposição da matéria orgânica por bactérias é governada por diversos fatores, características químicas particulares como a estrutura dos compostos e os parâmetros biológicos como a síntese de enzimas capazes de hidrolisar substâncias orgânicas. A concentração instantânea de compostos orgânicos instáveis, como carboidratos simples e aminoácidos, são muito baixas, indicativo de sua rápida assimilação e rápidas taxas de rotatividade (Wetzel, 2001).

De acordo com Reichert (2000) a fórmula química para o processo de mineralização da matéria orgânica pode ser determinada usando o princípio da conservação para os elementos C, H, O, N, P. Resultando em:

$$C_{\alpha_C/12}H_{\alpha_H/1}O_{\alpha_O/16}N_{\alpha_N/14}P_{\alpha_P/31} + \left(\frac{\alpha_C}{12} + \frac{\alpha_H}{4} - \frac{\alpha_O}{32} - \frac{3\alpha_N}{56} + \frac{5\alpha_P}{124} \right) O_2 + \left(\frac{\alpha_N}{14} - \frac{2\alpha_P}{31} \right) H^+ \\ \Rightarrow \left(\frac{\alpha_H}{2} - \frac{3\alpha_N}{28} - \frac{5\alpha_P}{62} \right) H_2O + \frac{\alpha_C}{12} CO_2 + \frac{\alpha_N}{14} NH_4^+ + \frac{\alpha_P}{31} HPO_4^{2-} \quad (39)$$

onde: α_i são coeficientes variáveis descritas em Reichert (2000).

4.4.6 Comunidade Bentônica

O crescimento dos organismos bentônicos é controlado pela sua principal fonte de alimento – detrito orgânico (matéria orgânica morta) e pela disponibilidade de oxigênio dissolvido (Esteves, 1998).

A taxa de consumo de oxigênio dissolvido da coluna d'água pelo sedimento é um índice sensível do metabolismo da comunidade bentônica (Hargrave, 1969).

4.4.7 Peixes

A mortandade dos peixes provocada pelas quedas bruscas da concentração de oxigênio dissolvido devido, principalmente, as altas descargas de efluentes no rio, indicam um estágio avançado de degradação da qualidade da água de um rio. Estas mortandades, também, proporcionam grande visibilidade e sensibilizam uma parcela da sociedade, gerando pressões sociais e políticas para a busca de solução de tais problemas.

4.5 Processos de Calibração e Validação de um Modelo

Segundo Gomes (2004), o objetivo principal da calibração do modelo e da sua verificação é a obtenção de estimativas para os parâmetros do modelo e também comparar uma previsão das respostas do modelo com as respostas observadas experimentalmente. Para o autor, o problema da calibração pode ser formulado mais rigorosamente como segue: dado um conjunto de pontos experimentais, incluindo os valores de entrada e os valores de resposta, obtidas experimentalmente, objetiva-se determinar valores para os parâmetros, assim como especificar as variáveis de estado do modelo, escolhidos para caracterizar o comportamento do sistema.

Lewis et al. (1997) descrevem, que no exercício de calibração, os coeficientes de transferência são modificados para ajustar aos dados empíricos e a ordem com que estes coeficientes são variados, podem produzir um conjunto de parâmetros finais razoavelmente diferentes.

Os principais passos para a calibração e a validação do modelo incluem:

- Selecionar parâmetros do modelo hidrológico e da qualidade da água;

- Definir as fronteiras e condições iniciais;
- Selecionar períodos apropriados para a calibração e validação.

Para Deas (2000) a calibração inclui rodar o modelo para um determinado período selecionado e ajustar os coeficientes e as constantes dentro de uma faixa razoável até que os valores simulados concordem, sob critério pré-determinado, com os dados medidos em campo (empíricos).

A validação requer aplicação do modelo, utilizando os parâmetros de calibração selecionados, para um período independente e determinar se os resultados da simulação novamente concordam com as observações de campo.

Para Odum (1991) a calibração é o processo de ajuste de um modelo com dados empíricos. Valores são encontrados para um exemplo particular do modelo, então, estes coeficientes podem ser calculados. Os coeficientes são valores que indicam o fluxo numa determinada direção em termos de força ou concentração. Os valores podem ser dados observados de medidas experimentais, ou podem ser números estimados para investigar como o modelo responde. Os valores utilizados para calibração são fluxos (quantidades processada por tempo) e estoques no tempo.

Os dados podem ser para um momento particular, ou mais freqüentemente usa-se a média dos dados. Se o sistema é do tipo que tende a nivelar o crescimento com estoques em estado estacionário (entradas iguais às saídas) podem-se utilizar as condições de estado estacionário para a calibração. Quando isto é feito, tem-se uma boa idéia sobre como o modelo irá se comportar na primeira simulação. O que contribui para descobrir erros no programa caso os estoques não atingirem os valores da calibração (Odum, 1991).

Os diagramas de sistema de energia tornam a calibração simples. Tudo o que flui para dentro e para fora do mesmo estoque deve ter a mesma unidade. Por exemplo, para um estoque representando a população, o fluxo que entra e sai deve ser o número de pessoas por unidade de tempo. Os fluxos de entrada e saída de uma interação poderão ter unidades diferentes. Interação de unidades não é adição. Após estas etapas, têm-se os números de fluxos e estoques no diagrama, e é possível calcular os coeficientes e utilizá-los no programa de simulação (Odum, 1991).

4.6 Análise de Cenários

A palavra “cenário” foi utilizada para planejamento estratégico após a segunda Guerra Mundial para descrever um método para a análise de jogos de guerra, e foi absorvido pelo vocabulário civil através do trabalho de Herman Kahn e outros (Kahn and Wiener, 1967).

No caminho para a sustentabilidade é necessário, além de uma correta compreensão da realidade dos processos atuais, um olhar na direção do amanhã, porque para criar um futuro melhor é preciso imaginá-lo primeiro.

Nos estudos ambientais, “cenários” são definidos como imagens do futuro, ou futuros alternativos, que não são nem predições nem estimativas, mas uma imagem alternativa de como o futuro pode se comportar (Alcamo, 2001).

Há também tipos específicos de cenários, como os cenários de emissão que são definidos pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas como projeções de futuro da sociedade e do ambiente baseada em suposições específicas sobre pontos chaves como crescimento populacional, crescimento econômico, mudanças tecnológicas e políticas ambientais (Alcamo, 2001).

De acordo com a Agência Europeia do Meio-Ambiente (“European Environment Agency - EEA”) é necessário produzir informação para melhorar as tomadas de decisões.

Desde que os cenários são úteis nas reflexões sobre o futuro, eles podem ser ferramentas úteis para avaliar as implicações futuras dos problemas ambientais atuais, ou do surgimento futuro de novos problemas. Para Alcamo (2001), os cenários podem ser utilizados para:

- Oferecer uma imagem de estados alternativos futuros do ambiente na ausência de políticas ambientais adicionais. Nesta linha, o cenário é uma ferramenta para ilustrar os impactos da sociedade no ambiente natural, e deixar evidente a necessidade de políticas ambientais para evitar estes impactos.
- Aumentar o conhecimento sobre as futuras conexões entre diferentes problemas ambientais.
- Ilustrar como as políticas alternativas podem atingir um objetivo ambiental.
- Combinar informações quantitativas e qualitativas sobre a evolução futura dos problemas ambientais.

- Identificar a robustez das políticas ambientais sob diferentes condições futuras. Por exemplo, examinar se os melhores tratamentos de água disponíveis serão suficientes para alcançar a qualidade de água sob cenários alternativos de poluição.
- Ajudar aos tomadores de decisão (políticos, legisladores e conhecedores dos problemas ambientais) a analisar o problema sob uma escala de tempo e espaço amplificada.
- Ajudar no aumento do conhecimento sobre a emergência de novos problemas ambientais, ou na intensificação dos existentes e conhecidos.

Uma das funções mais importante dos cenários e da avaliação ambiental é que eles atuam como uma ponte entre a ciência ambiental e política. Pode influenciar os tomadores de decisão, porque sintetiza o conhecimento científico numa forma acessível que pode ser utilizada para desenvolver políticas (Alcamo, 2001).

4.7 Diagramação de Sistemas de Energia

Segundo Brigante (2003), na ciência é comum um objeto ser decomposto em diversas partes, buscando esclarecer a natureza do conjunto. O sistema, rio, decomposto em dimensões ou vetores é um claro exemplo deste método. No entanto, não é elucidado o comportamento do sistema rio como um todo, havendo a necessidade de aplicar uma perspectiva holística.

Neste sentido, é fundamental a compreensão da estrutura e do funcionamento de um sistema para a construção de modelos conceituais, incluindo processos de uso da capacidade de suporte de recursos hídricos, principalmente pela sua complexidade frente às componentes ambientais (solo, clima, agentes biológicos etc.), humanas (indústrias, cidades, agricultura etc.) e às mudanças tempo-espacial (Ortega, 1998b).

A diagramação é feita utilizando os símbolos de sistemas de energia. Diagramas que representam qualquer realidade do planeta são chamados de sistemas de energia desde que parte do princípio de que tudo tem alguma energia. Os caminhos podem indicar interação causal, mostrar ciclos de materiais ou carrear informação, mas sempre com alguma energia. Os diagramas de sistemas também definem as equações que são usadas para a simulação de sistemas. A linguagem de símbolos e as relações matemáticas formam vistas de maneira bem detalhada (Odum, 1983, 1994).

A energia, provinda de fontes externas ou internas, é o substrato essencial para a operação e conservação de qualquer sistema. Este enunciado vale tanto para a Biosfera, como um todo, quanto para os biomas e ecossistemas terrestres, e aplica-se também aos sistemas antrópicos. Assim sendo, considerando que tudo é energia, porém de diversas formas de estado, organização ou manifestação, a medição da energia pode constituir um padrão de medida dos estoques e fluxos que existem nos sistemas (Odum 1971, 1983, 1996 e Odum e Odum, 1981).

Odum (1971, 1983), desenvolveu uma linguagem simbólica gráfica, um verdadeiro ‘dicionário de símbolos energéticos’, emprestando símbolos da eletrônica e sistemas de circuito analógicos e criando outros próprios, para identificar funções e relações nos seus diagramas sistêmicos.

Nestes diagramas, podem-se visualizar também os limites do sistema estudado, as funções externas ao sistema (fontes de energia naturais ou produzidas pelos seres humanos), suas componentes internas e suas funções (produtores, consumidores, processos de transformação e produção, estoques de biomassa, materiais, energia ou dinheiro, relações de intercâmbio monetário e preços, entre outros), fluxo de energia e matérias nas trajetórias entre componentes, incluindo as importantes retro-alimentações (‘feedbacks’) dos processos em curso. Estes diagramas são essenciais na modelagem e simulação de sistemas e na metodologia emergética³.

Um diagrama apresenta três partes essenciais: fontes externas, partes internas e conexões entre as partes que representam forças e fluxos. As relações entre as fontes, partes e produtos são colocadas juntas no diagrama. Os símbolos desta linguagem gráfica são representações dos componentes ou partes do sistema, que indicam processos de interação, estoques, consumo, retro-alimentação, decomposição, reciclagem e degradação energética (Rivera & Ortega, 2003).

Esta linguagem de energia mostra simultaneamente os estoques e os fluxos de materiais característicos de um sistema, na hierarquia da energia, e sugere os relacionamentos matemáticos para cada uma das variáveis em um sistema.

³ A metodologia emergética, desenvolvida por H.T. Odum, baseia-se no conceito de energia, que pode ser definido como toda a energia necessária para um ecossistema produzir um recurso (energia, material, serviço da natureza e serviço humano).

O diagrama mostra como as partes do modelo estão relacionadas e o que resulta da inter-relação num modelo. Quando estas inter-relações são programadas, pode-se então mostrar o comportamento do sistema com o tempo.

Na proposta metodológica para simulação, utilizando a linguagem de fluxos de energia, a diagramação de sistemas é realizada primeiramente, seguida pelo desenvolvimento das equações diferenciais.

A estrutura do diagrama de sistemas permite compreender o sistema antes de usar as equações que derivam do mesmo. Odum (2000) referiu-se à linguagem de fluxos de energia como “matemática visual”.

Os diagramas de fluxos de energia mostram apenas os elementos importantes para o funcionamento do sistema, desde os fluxos simples ou de menor intensidade, representados à esquerda, aos maiores e mais complexos, representados à direita.

5. METODOLOGIA

5.1 Materiais

Hardware: Microcomputador PC Pentium Duo-Core 2,8GHz, 2GB RAM.

Software: Microsoft Office, Matlab 6.5, ArcView 3.2.

5.2 Métodos

A metodologia utilizada para o desenvolvimento deste trabalho está representada na Figura 3 através do fluxograma Geral.



Figura 3 – Fluxograma geral das etapas do trabalho.

A realização deste trabalho foi possível através da integração de algumas técnicas como a cartografia digital, a diagramação de sistemas e da modelagem e simulação sistêmica do comportamento dinâmico dos principais elementos indicativos de qualidade da água.

Na avaliação dos possíveis tipos de cenários futuros, ponderações foram realizadas a partir da definição, citada anteriormente por Alcamo (2001) (Item 4.7), a qual pressupõe pontos chaves como crescimento populacional, crescimento econômico, mudanças tecnológicas e políticas ambientais.

Portanto, através da utilização de diferentes metodologias e ferramentas, é possível, além de mostrar a realidade sob diferentes óticas, possibilitar uma avaliação espaço temporal da qualidade das águas do rio Mogi-Guaçu.

5.2.1 Caracterização da Área em Estudo

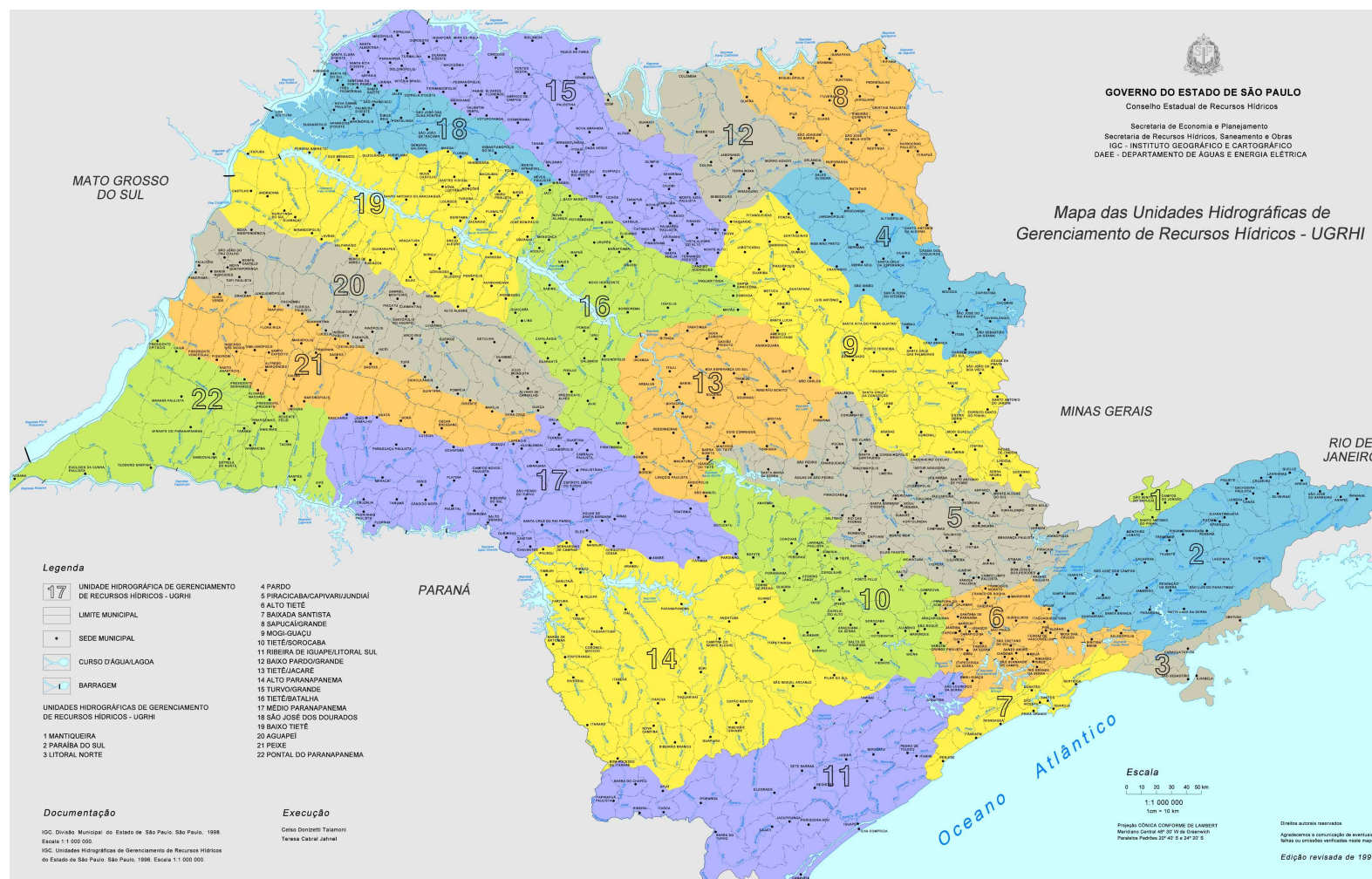
O trecho paulista da bacia do rio Mogi-Guaçu está compreendido entre os paralelos 21°45' e 22°45' e os meridianos 46°15' e 47°45' (Cavaenha, 1999).

O rio Mogi-Guaçu, principal afluente do rio Pardo, nasce em Minas Gerais, no município de Bom Repouso, na serra da Mantiqueira. É um rio de corredeiras rápidas com desnível total, entre a foz e as nascentes, de aproximadamente 1160 m, declividades que variam de 14 m/km ou 14 % nos primeiros 10 km, até 0,43 m/km ou 0,4 % na parte baixa do seu curso (Cavaenha, 1999).

A bacia hidrográfica do Mogi-Guaçu está localizada na região sudeste do Estado de Minas Gerais e nordeste do Estado de São Paulo, como pode ser observado na Figuras 3. É uma bacia de oitava ordem, com 20.193 canais. Abrange direta e indiretamente 53 cidades, sendo 12 no Estado de Minas Gerais com aproximadamente 149.255 habitantes e 41 municípios no Estado de São Paulo com cerca de 1.517.594 habitantes, segundo IBGE (2000).

Dentre estes municípios, alguns, localizados no Estado de São Paulo, são grandes centros urbanos e industriais como Mogi-Guaçu, Mogi-Mirim, Porto Ferreira, Leme, Araras, Pirassununga, São João da Boa Vista, Sertãozinho e Jaboticabal. Esta bacia tem, portanto, grande importância sócio-econômica e ambiental e se tornou alvo de estudos e de políticas de gestão e de ações, com vistas ao equacionamento dos múltiplos usos de suas águas (Brigante, 2003).

O mapa a seguir mostra a distribuição das Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHI) no Estado de São Paulo. Pode-se localizar a bacia hidrográfica do Mogi-Guaçu (UGRHI 9) na região nordeste do Estado.

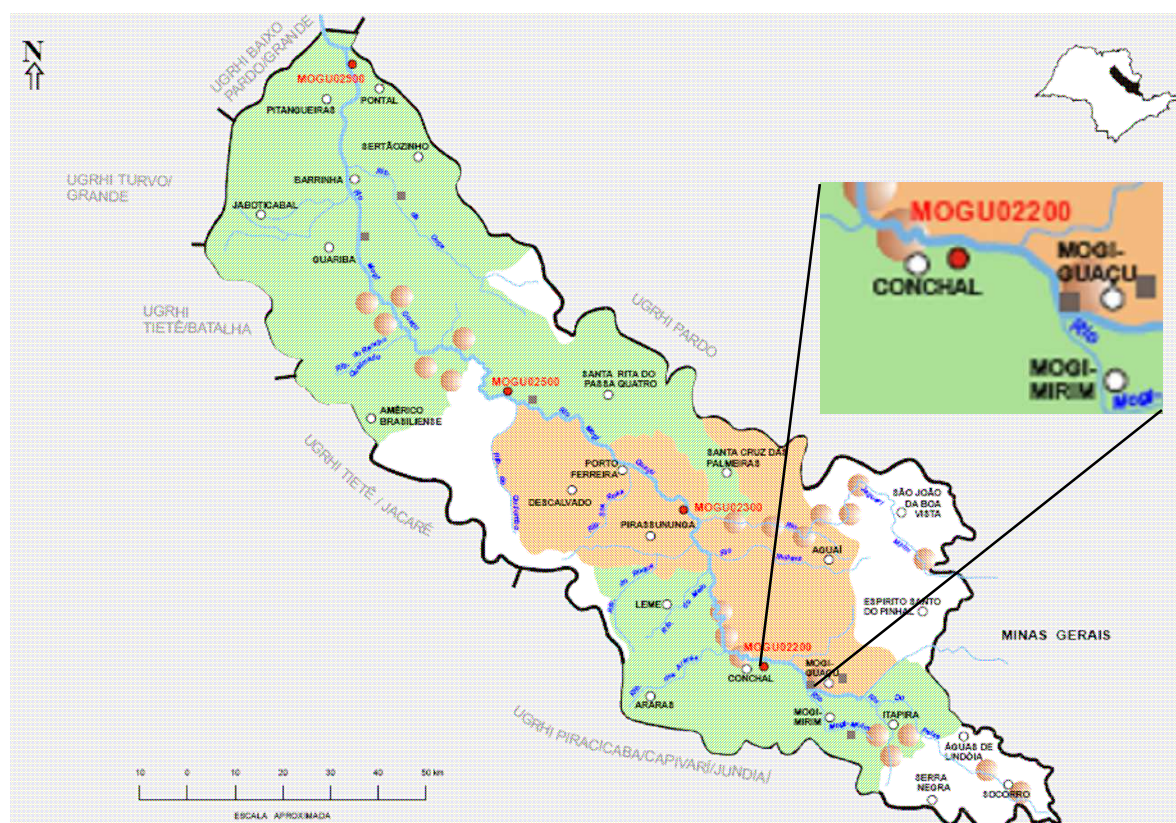


Mapa 1 – Divisão dos Estado de São Paulo por Bacias Hidrográficas. Localização da bacia hidrográfica do Mogi-Guaçu⁴.

⁴ Fonte: Instituto Geográfico Cartográfico (IGC)

Segundo Lemes (2001), a Bacia do Mogi-Guaçu constitui área de recarga do aquífero Guarani, o qual ocupa 60% do estado e se constitui na principal reserva de água subterrânea do estado.

O Mapa 2 mostra o mapa da bacia do Mogi-Guaçu e evidencia o trecho do rio entre dois pontos, um no município de Mogi-Guaçu e outro no município de Conchal. Este recorte foi escolhido para este estudo.



Mapa 2 – Mapa da bacia do Mogi-Guaçu com recorte da área de estudo (Mogi-Guaçu/Conchal), (CETESB, 2000)

Nas extremidades do trecho do rio entre Mogi-Guaçu e Conchal (ver Figura 4) existem dois pontos de monitoramento da qualidade da água da CETESB. O ponto 1, está localizado a jusante da cidade de Mogi – Guaçu (código CETESB MOGU02160) e o ponto 2, localizado na ponte da rodovia que liga Leme a Conchal, em Pádua Sales (código CETESB MOGU02200).

Pode-se visualizar, também na Figura 4, a localização dos afluentes rio Mogi-Mirim (a 3,22 km do ponto 1) e rio Oriçanga (a 18 km do ponto 1). Estas distâncias exatas foram medidas através da ferramenta de medição de distâncias disponível no ‘google earth’. Os

pontos 1 e 2 foram localizados pelas suas coordenadas geográficas (22° 21' 49" S, 46° 58' 11" O) e (22° 17' 56" S, 47° 07' 56" O), respectivamente.

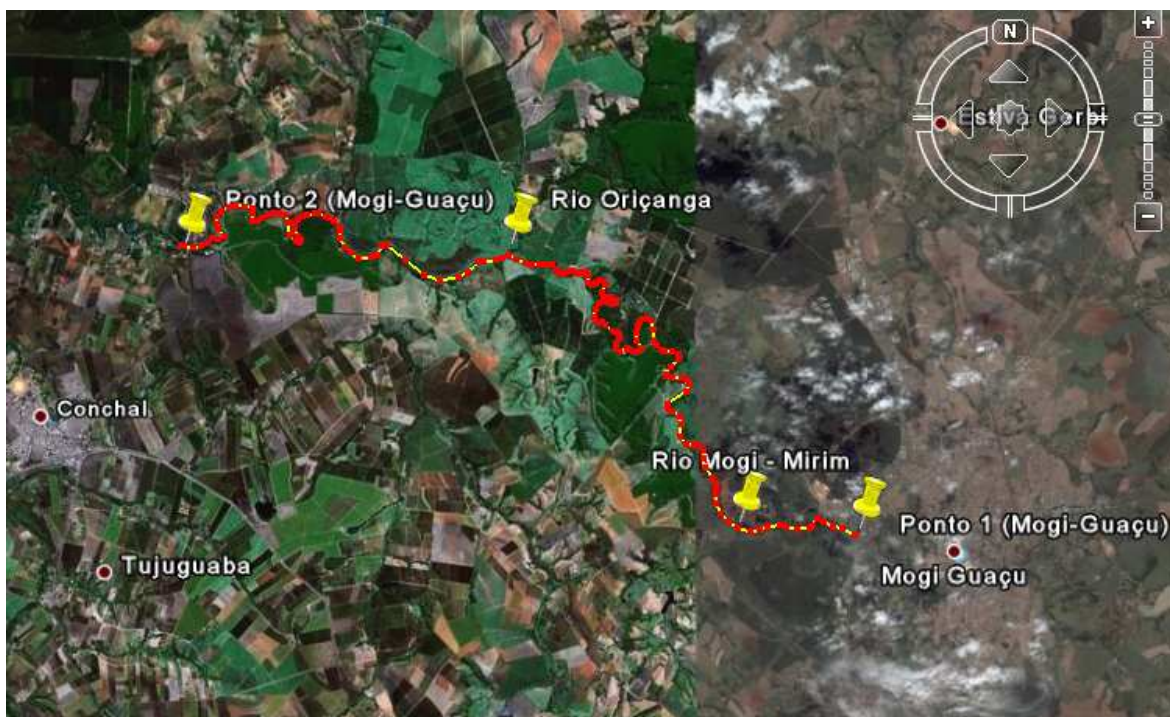


Figura 4 – Imagem de satélite respectiva ao trecho do rio Mogi-Guaçu entre os municípios de Mogi-Guaçu e Conchal. Localização dos afluentes (Fonte: Google Earth).

A Figura 5 apresenta um diagrama com a localização das fontes de poluição pontuais (lançamentos), captações e os principais afluentes do trecho. Este diagrama, conhecido como diagrama unifilar, é apenas qualitativo. A elaboração de diagramas unifilares quantitativos e sua disponibilização na rede de computadores, de acesso democrático a toda sociedade, é essencial para a compreensão das dinâmicas dos múltiplos usos dos recursos hídricos e também, para o uso de ferramentas de simulação.

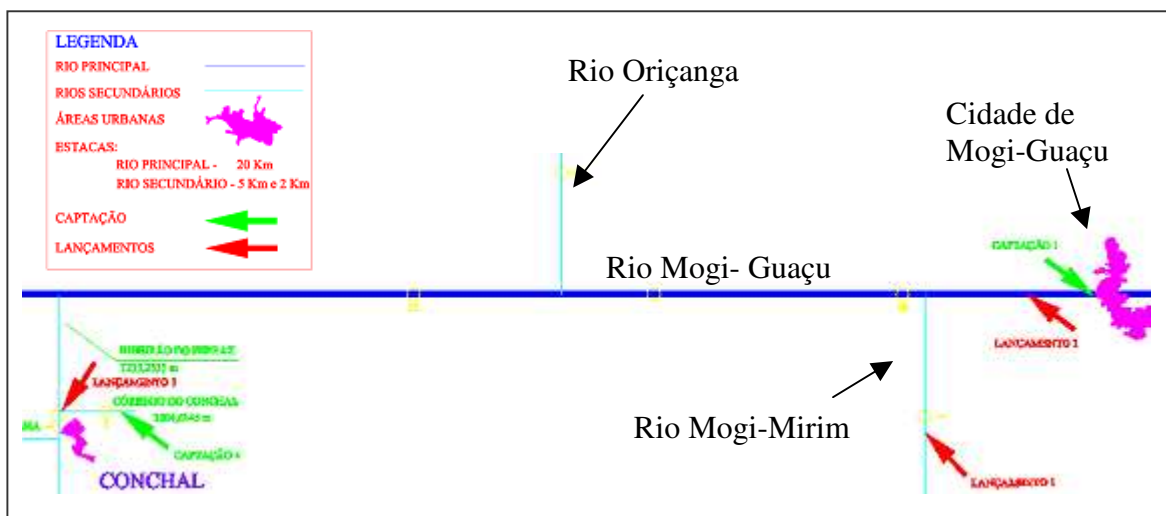


Figura 5 – Diagrama Unifilar (SIGRH) do trecho do rio Mogi-Guaçu entre os municípios de Mogi-Guaçu e Conchal.

As águas provenientes do estado de Minas Gerais encontram-se comprometidas apenas por coliformes fecais. Após a entrada, do rio Mogi-Guaçu, no estado de São Paulo, ocorre prejuízo maior quanto à qualidade das águas, nas quais os níveis de coliformes fecais, condutividade, fósforo total e nitrogênio amoniacal são mais elevados, indicando que o tratamento dos esgotos domésticos e/ou efluentes industriais na bacia ainda é bastante deficiente, além da contribuição das fontes difusas de contaminação provenientes, principalmente, das culturas de cana de açúcar e da citricultura (CETESB, 2001).

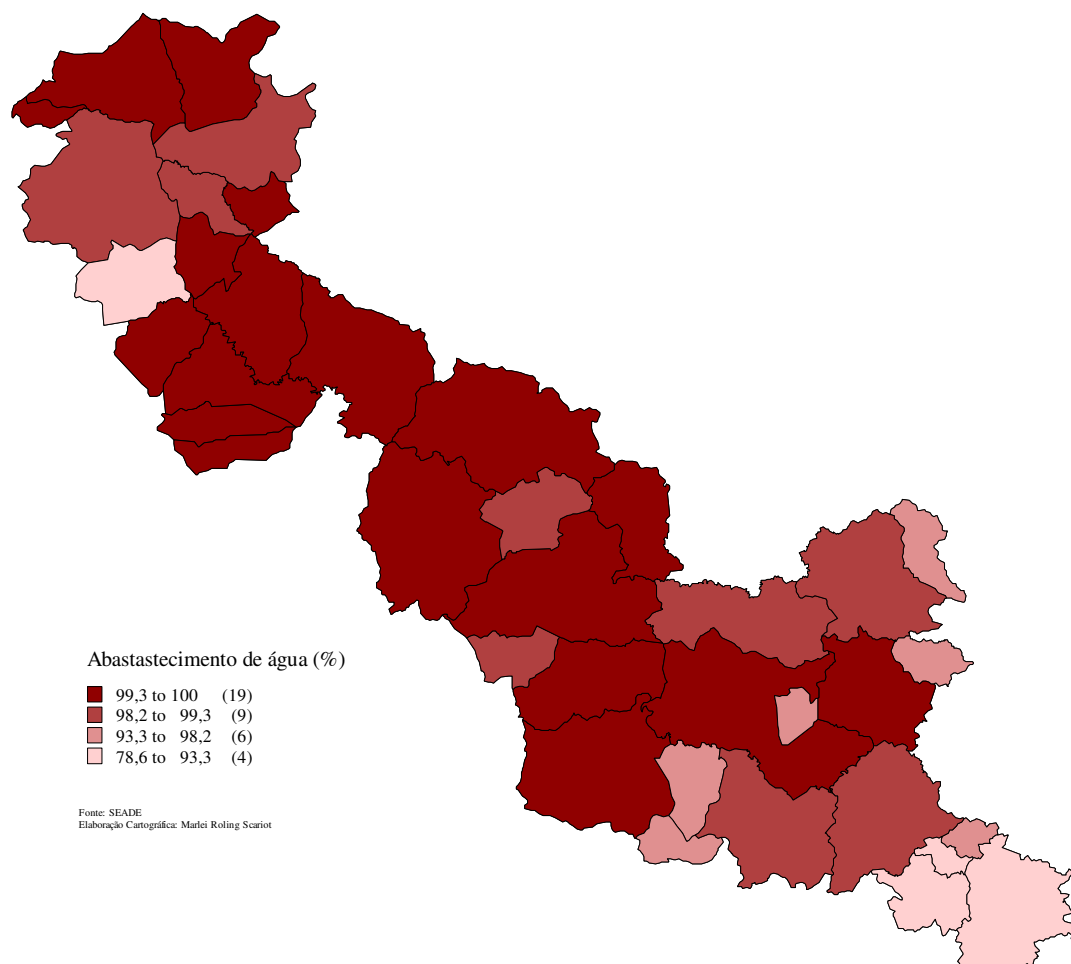
De acordo com dados do (Ceccarelli, 2007), os rios Mogi-Guaçu e Pardo sofreram grandes mortandades de peixes nos últimos anos. No rio Mogi-Guaçu em Cachoeira das Emas, município de Pirassununga/SP, no dia 26 de outubro de 2002, calcula-se que morreram aproximadamente 30 toneladas de peixes. Acredita-se que os motivos foram à queda de oxigênio devido ao lançamento de esgotos doméstico sem tratamento de nove municípios, esgotos tratados em três municípios e parcialmente de um município somados às cargas remanescentes legais das indústrias localizadas junto à calha do rio, aliada à baixa vazão registrada na época, resultando em lançamentos superiores a capacidade de suporte do rio. Outra grande mortandade ocorreu no dia 29 de setembro de 2003 no rio Pardo, chegando até o rio Grande provocada pelo derramamento de melaço de cana de açúcar pela Usina da Pedra, no município de Serrana/SP. A biomassa de peixes mortos foi calculada em 208 toneladas.

No entanto, o trecho final do rio Mogi-Guaçu apresenta sinais de recuperação em razão da autodepuração de suas águas, apesar do arraste de solo das áreas de pastagem nos períodos de chuva consistir em expressiva fonte de poluentes. O menor IQA (Índice de Qualidade da Água) entre as quatro localidades monitoradas pela CETESB na bacia foi obtido no ponto próximo à região de Mogi-Guaçu/Mogi-Mirim (Brigante, 2003).

A Tabela 1 apresenta alguns valores característicos da urbanização e dados médios de descargas no rio Mogi-Guaçu (Martinelli et al., 2002).

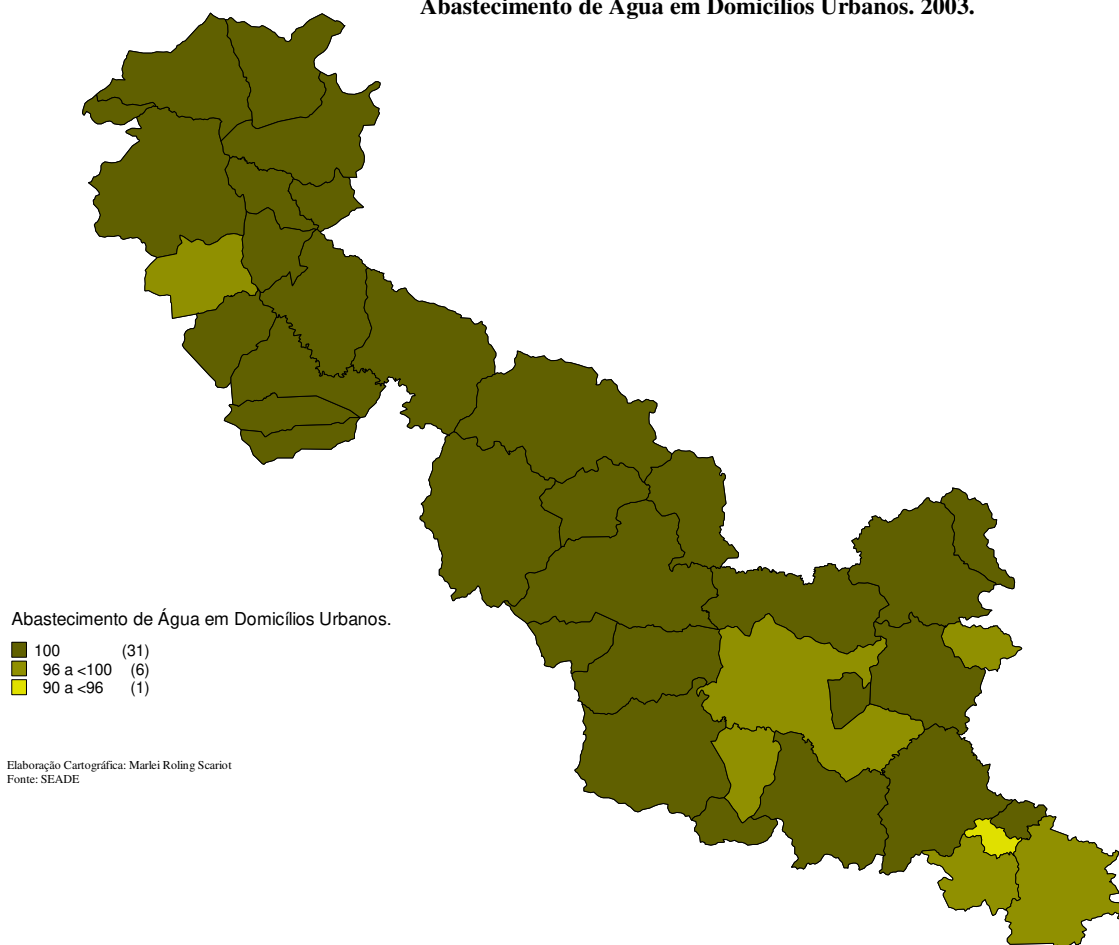
Tabela 1 – Dados médios de descargas no rio Mogi-Guaçu.

Parâmetros	Valores	Unidade
Número de habitantes	1.273.114	hab.
População urbana	1.167.129	hab.
Área	13.314	km ²
Densidade demográfica	96	hab.km ⁻²
Percentagem de esgoto tratado	20	%
Cobertura da rede sanitária	96	%
Volume de esgoto gerado	200.681	m ³ .dia ⁻¹
Volume de esgoto tratado	32.070	m ³ .dia ⁻¹
Carga poluidora domiciliar potencial	60.204	kg.DBO.dia ⁻¹
Carga poluidora domiciliar remanescente	50.584	kg.DBO.dia ⁻¹
Carga equivalente remanescente de carbono	20.335	kg.C.dia ⁻¹
Carga equivalente remanescente de nitrogênio	8.066	kg.N.dia ⁻¹

Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu. Abastecimento de água potável. 2000**Mapa 4 – Abastecimento de água potável.**

Segundo dados do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), cerca de 90% da população têm acesso à água potável no Brasil, proporção semelhante à de países com alto IDH (Índice de Desenvolvimento Humano). A bacia do Mogi-Guaçu apresenta valores percentuais superiores à média nacional, como se pode facilmente observar no Mapa 4 acima.

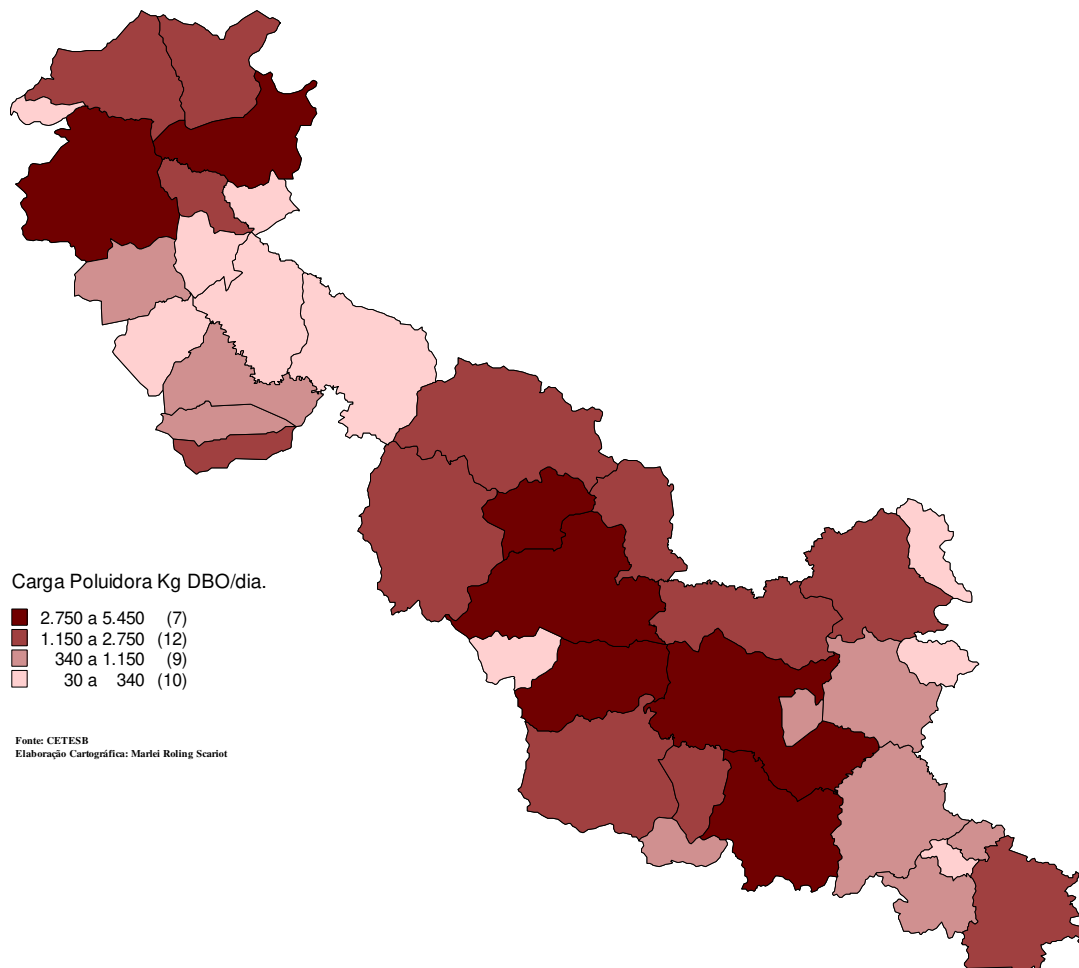
**Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu.
Abastecimento de Água em Domicílios Urbanos. 2003.**



Mapa 5 – Abastecimento de Água em Domicílios Urbanos (2003).

De acordo com dados da CETESB (2006), nesta Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI), 90% dos habitantes vivem em áreas urbanas, na qual são coletados 94% do esgoto produzido, enquanto o índice de tratamento é da ordem de 33 % do esgoto gerado.

**Bacia do Rio Mogi-Guaçu.
Carga Orgânica Poluidora de Origem Doméstica kg DBO/dia. 2006**



Mapa 6 – Carga Orgânica Poluidora de Origem Doméstica (2006).

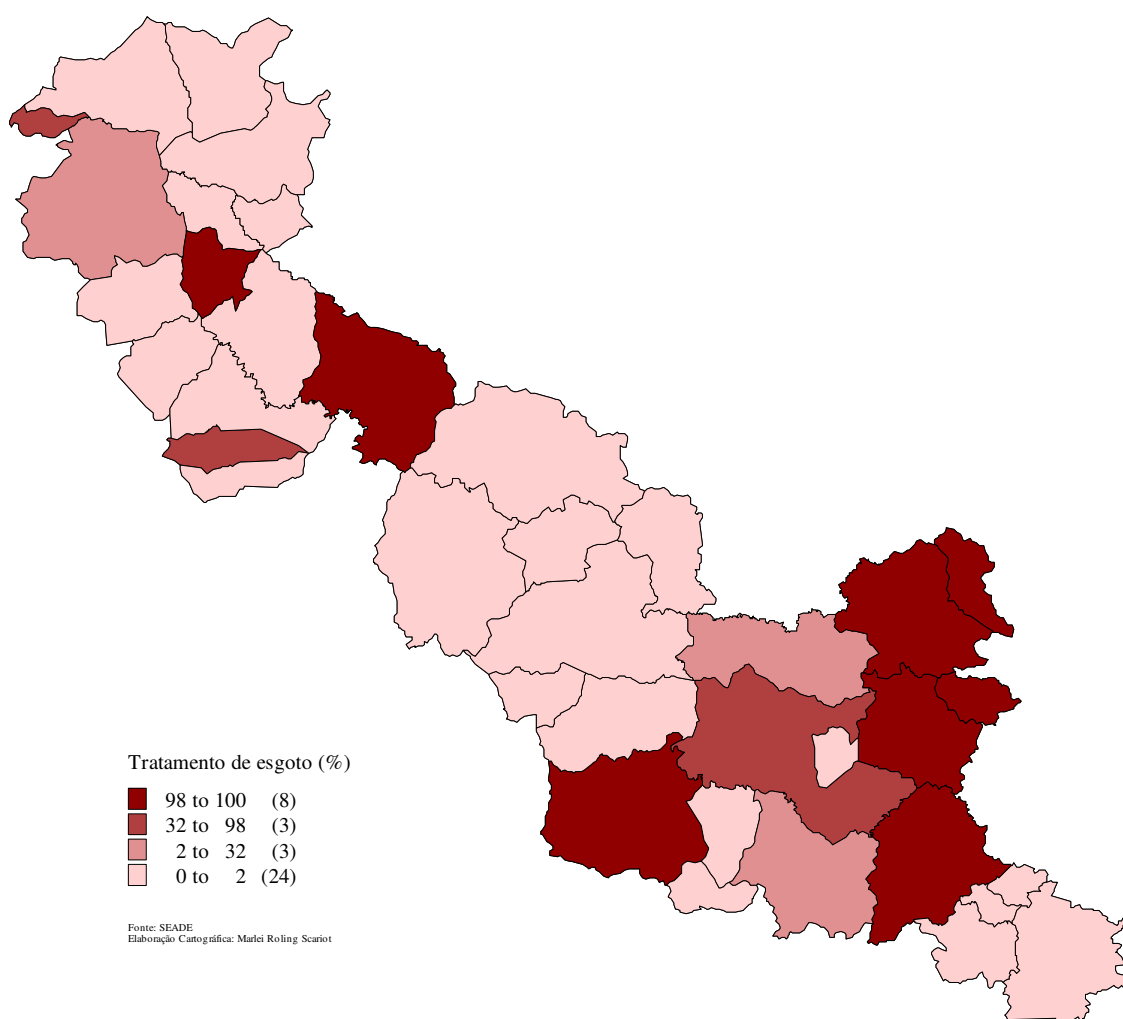
Quanto à coleta de esgoto, no entanto, o Brasil possui uma taxa de atendimento de 75%, inferior à do Paraguai (80%) e à do México (79%), segundo o Relatório de Desenvolvimento Humano (RDH), (2006). Já em relação ao tratamento do esgoto sanitário os valores percentuais são ainda menores (ver Mapa 7) e cada vez mais preocupantes em relação aos impactos negativos causados pelo lançamento de elevadas concentrações de cargas orgânicas nos recursos hídricos (ver Mapa 6).

De acordo com Silva (2002), a bacia hidrográfica do Mogi-Guaçu é um importante sistema de sustento de diversas atividades econômicas regionalizadas. Em decorrência de atividades antropogênicas, tais como uso e ocupação intensiva e inadequada das terras, utilização de pesticidas e fertilizantes nas lavouras, lançamento de esgoto sanitário *in*

natura e de efluentes industriais, desmatamento, extração de areia e argila, dentre outras, verificou-se que o rio Mogi-Guaçu sofre diferentes graus de degradação ao longo do seu curso.

Brigante (2003), também chama a atenção para o problema da maioria dos municípios da bacia do rio Mogi-Guaçu ainda lançar o esgoto e efluentes industriais sem tratamento nos corpos d'água, tornando-se perigosas fontes pontuais de poluição e de degradação da qualidade das águas.

Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu. Tratamento de Esgoto Sanitário em (%). 2000

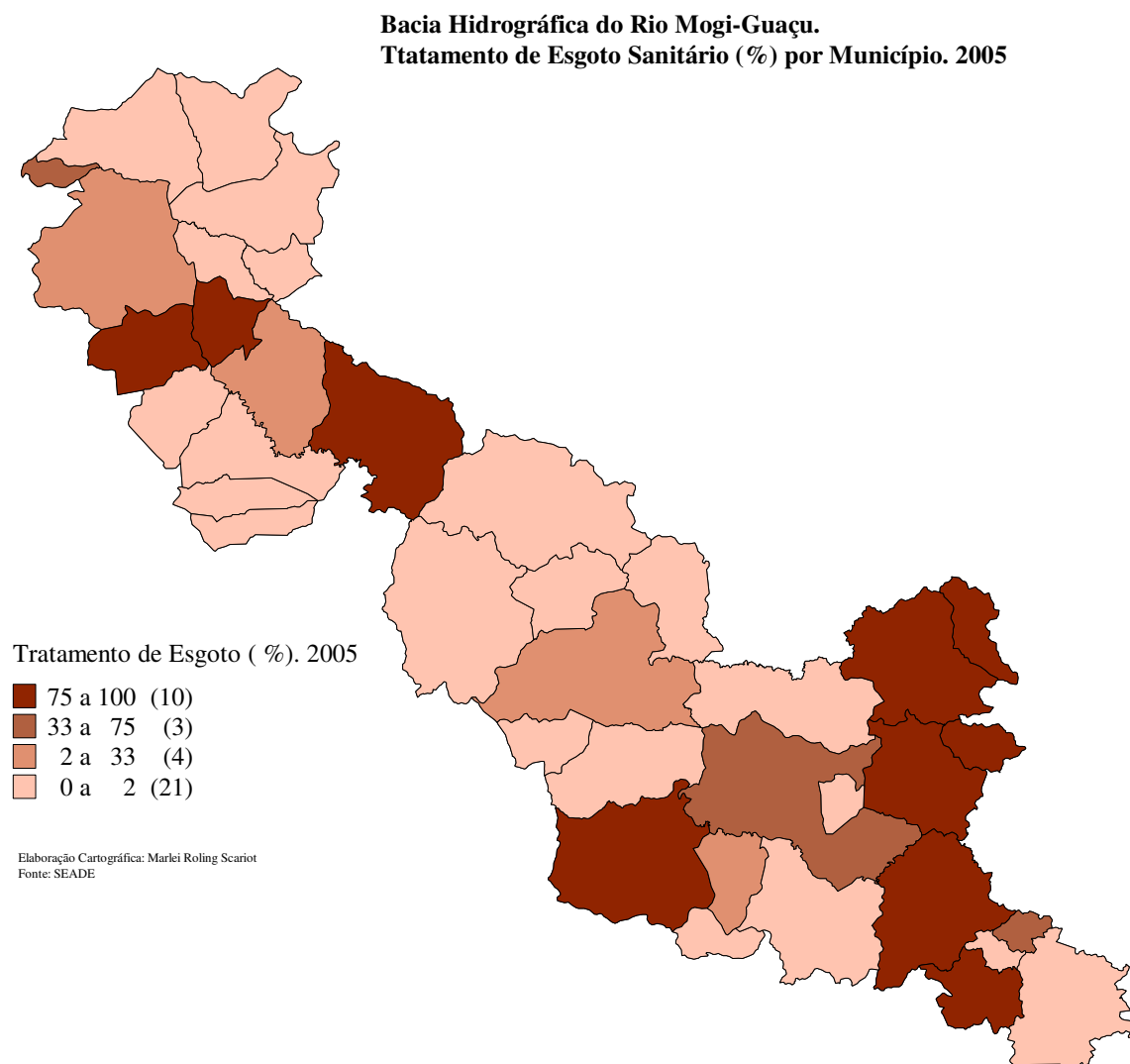


Mapa 7 – Tratamento de Esgoto Sanitário (%) (2000).

Entre as fontes pontuais de poluição da água, os esgotos domésticos continuam sendo uma das principais causas de distúrbios observados no rio Mogi-Guaçu, em decorrência das

inúmeras espécies químicas poluidoras que esses esgotos contem, além da elevada carga orgânica (Brigante, 2003).

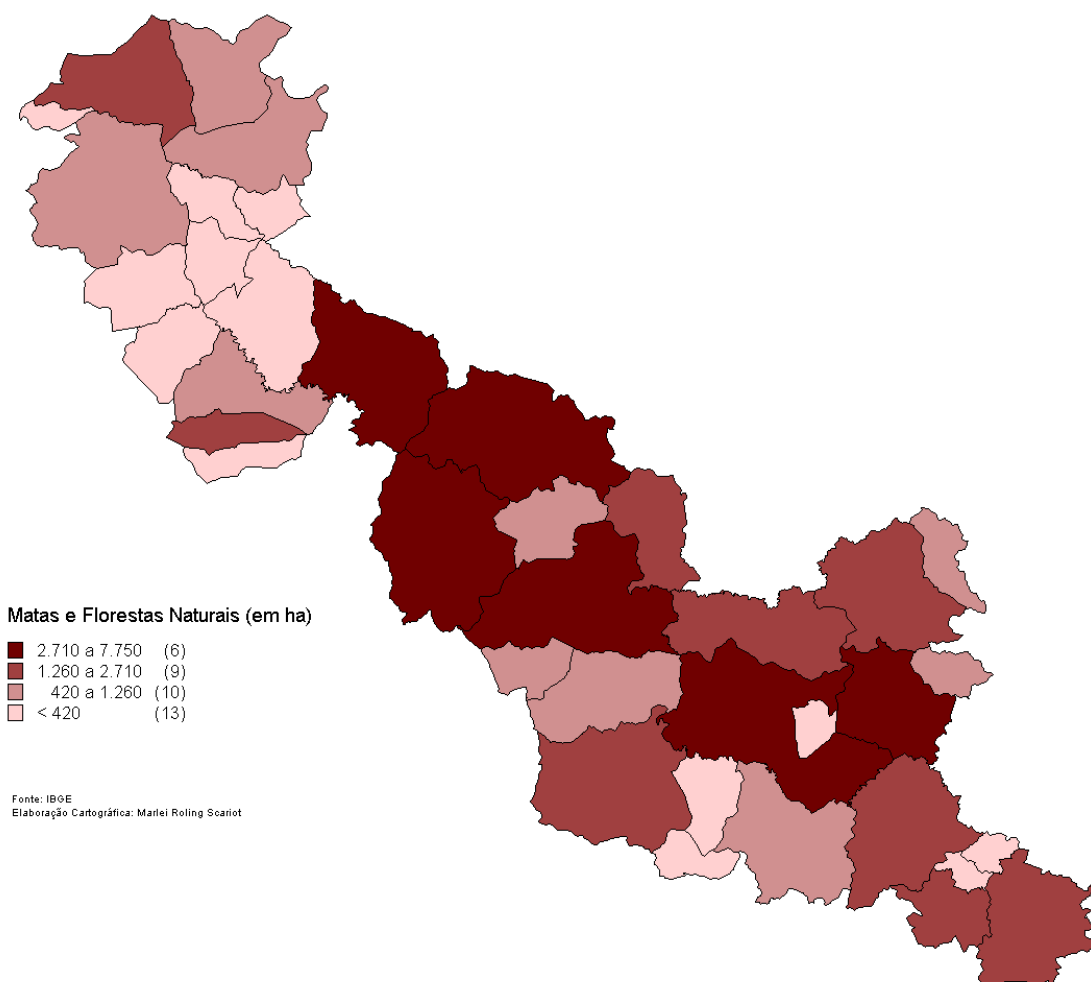
Pode-se verificar pela comparação dos Mapas 7 e 8 que num período de 5 anos pouco foi feito no sentido de aumentar o tratamento de esgoto dos municípios desta bacia.



Mapa 8 – Tratamento de Esgoto Sanitário (%) (2005).

Entre 2000 e 2005 não houve aumento significativo da percentagem de tratamento de esgoto das cidades. Grande parte dos municípios permanece com uma percentagem de tratamento de esgoto entre 0 e 2 % (Mapas 7 e 8).

**Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu.
Área de Matas e Florestas Naturais (em ha) por Município. 1996**

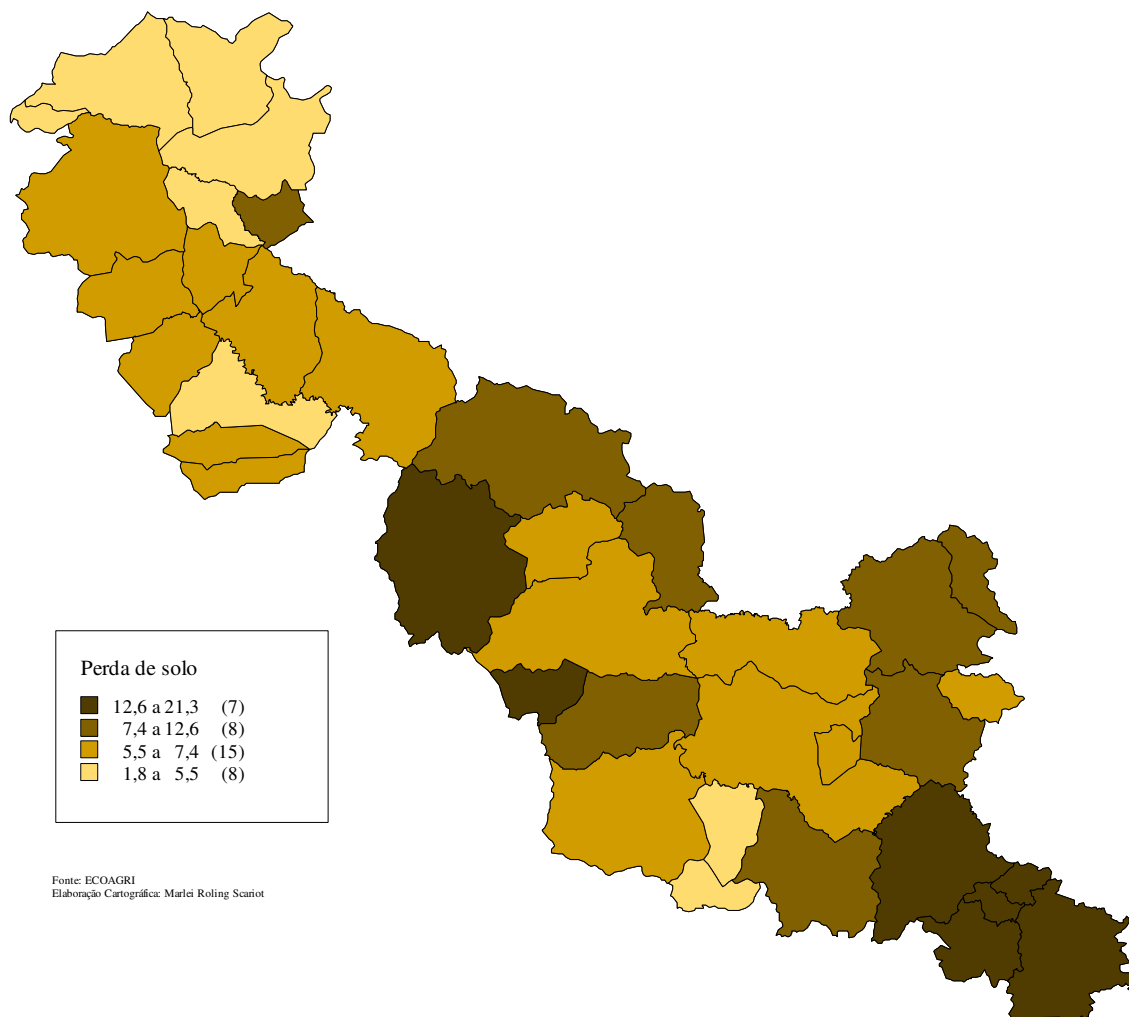


Mapa 9 – Área de Matas e Florestas Naturais município na Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu (1996).

Associadas as fontes de poluição pontuais (Esgoto sanitário e efluentes industriais) tem-se os problemas da perda de solo (Mapa 11) e da diminuição das áreas de matas e florestas naturais remanescentes as quais já eram muito reduzidas em 1996 (Mapa 9), contribuindo para o aumento da erosão do solo e para o processo de assoreamento do rio principal e de seus afluentes.

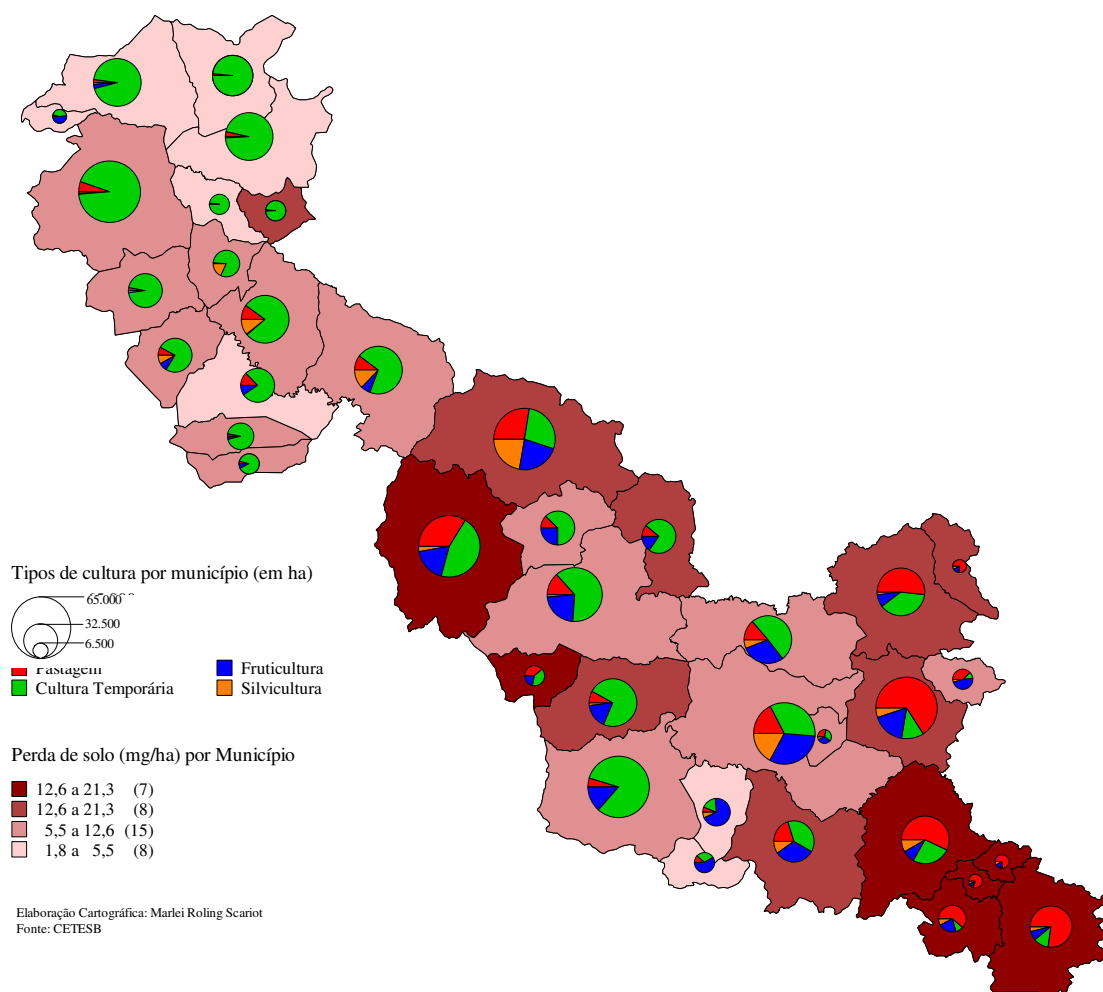
Dados mais atuais das áreas de matas e florestas naturais não estão disponíveis pelos órgãos públicos competentes, o que prejudica uma análise atual do processo de manutenção ou de degradação das áreas de mata remanescentes nesta bacia.

Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu. Perda de Solo (mg/ha) por Município. 2006.



Mapa 10 – Perda de Solo por município na Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu (2006).

**Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu.
Perda de Solo e Tipo de Cultura por Município. 2006**



Mapa 11 – Perda de Solo e Tipo de Cultura por Município na Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu.

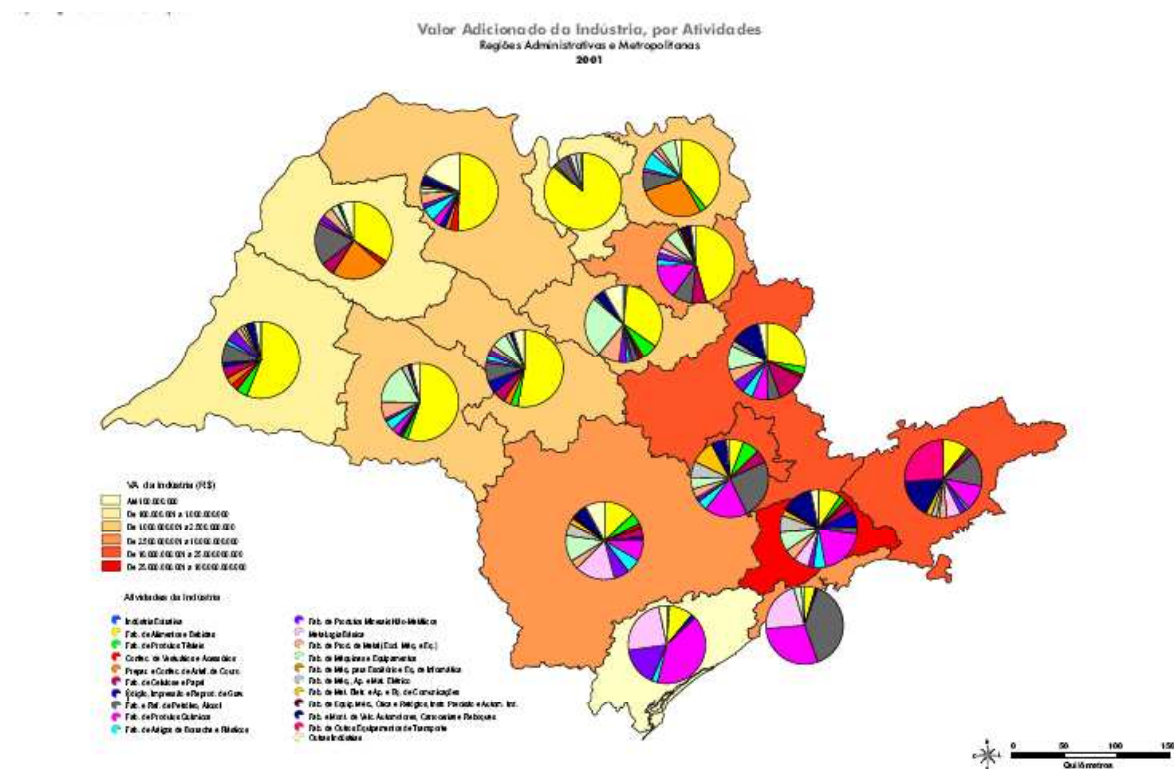
Os fatores determinantes da erosão e perda de solo são referentes às condições topográficas, propriedades físicas do solo e, também, estão relacionados ao tipo de cobertura e de manejo do solo.

O Mapa 11 mostra a perda de solo relacionada às principais culturas da região. Para concluir quais são os municípios com maior perda de solo relacionada à cultura local é preciso levar em consideração outras variáveis como as condições topográficas e tipo de solo.

As principais atividades indústrias atuantes na região são as seguintes: indústria de papel e celulose, indústria de móveis de aço, indústrias alimentícias, frigoríficos,

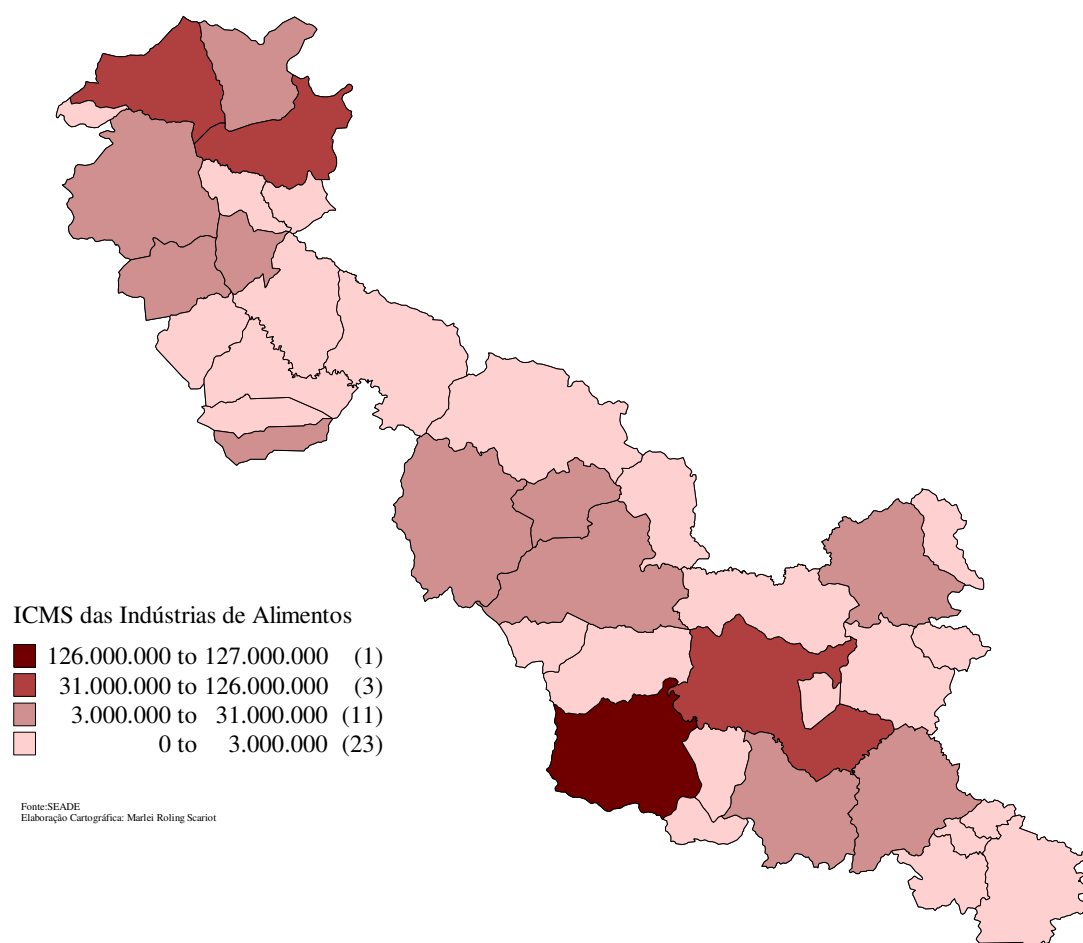
abatedouros, usinas de açúcar e álcool, extração e refino de óleo de soja, indústrias de couro e peles e piscicultura (Brigante, 2003), (Cavaenha, 1999).

A indústria de alimentos tem papel importante nas regiões norte e oeste paulista inclusive na bacia hidrográfica do Mogi-Guaçu, localizada na região nordeste, como pode-se visualizar pela parcela de cor amarela das circunferências do Mapa 12.



Mapa 12 – Valor Adicionado Fiscal da Industria (SEADE, 2001), por atividade (2001).

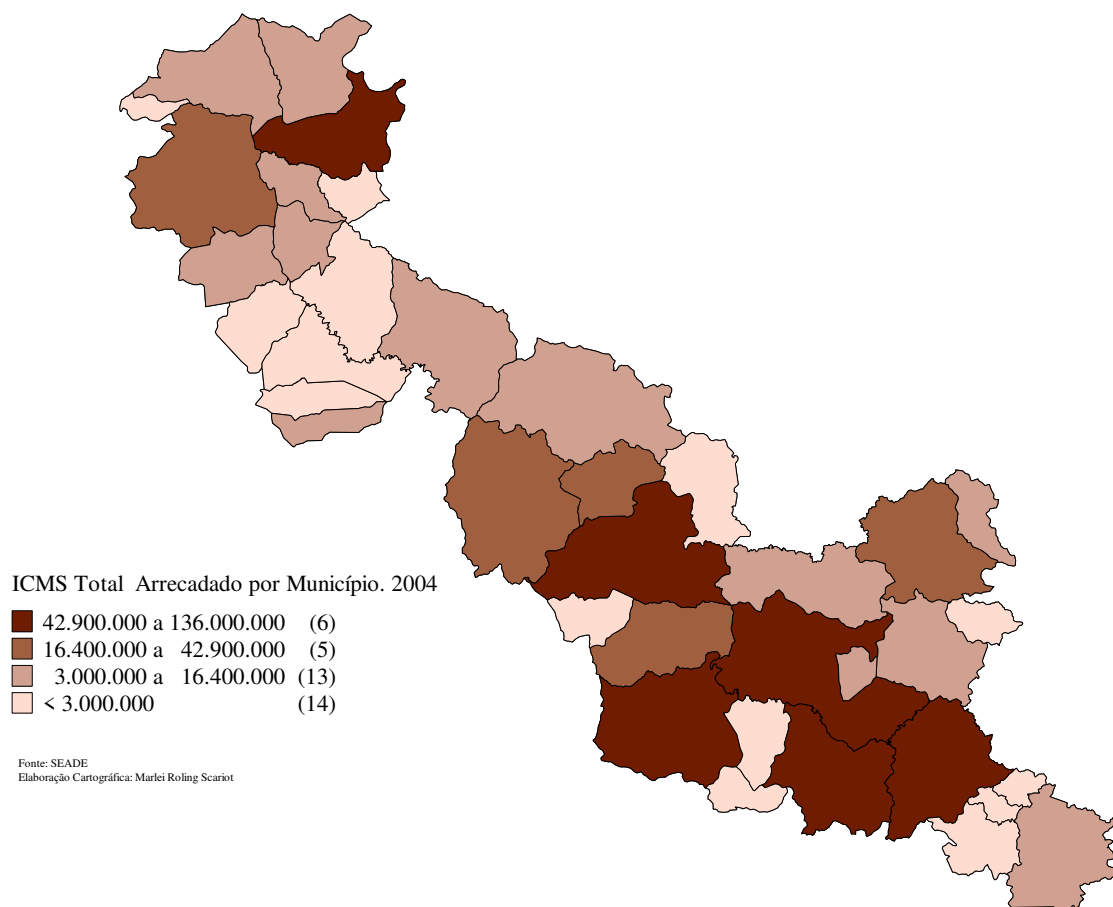
Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu. ICMS Arrecadado na Indústria de Produtos Alimentícios.2006



Mapa 13 – ICMS Arrecadado na Indústria de Alimentos por município na Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu (2006).

O ICMS arrecadado pela indústria de alimentos na bacia hidrográfica do Mogi-Guaçu, principalmente na região da Cidade de Mogi-Guaçu (Mapa 13), representa uma grande proporção do ICMS total arrecadado pelos municípios (Mapa 14).

Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu. ICMS Total Arrecadado por Município. 2004



Mapa 14 – ICMS Total Arrecadado por Município na Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu (2004).

Mapas de Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), PIB per capita e população do ano de 2006 estão no Apêndice A.

5.2.2 Modelagem

5.2.2.1 Modelo Físico

O modelo físico adotado neste trabalho teve como base os modelos descritos por Odum (1983) e Schnoor (1996) e foi aplicado para a simulação da qualidade da água de rios por Whitehead et al. (1997) e Sincock et al. (2003).

A consideração mais importante envolvida neste modelo é que ele divide a bacia em unidades menores e homogêneas com características uniformes. Outra consideração importante é que a concentração dos elementos (químicos ou biológicos) é uniforme para um determinado volume de controle e a concentração de saída do volume de controle é igual à concentração dentro do sistema.

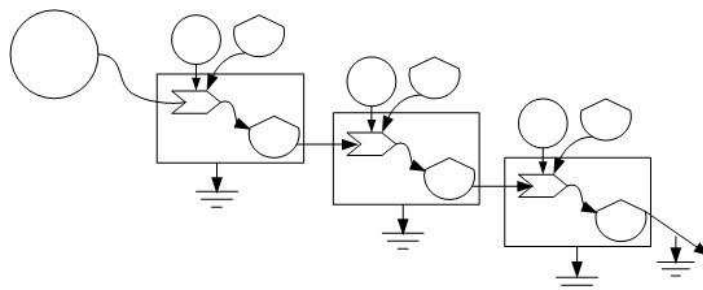


Figura 6 – Diagrama do sistema rio compartmentalizado.

A Figura 5 mostra um diagrama de sistema de um rio que foi dividido em compartimentos menores. As características particulares de cada compartimento são consideradas no modelo por meio de diferentes entradas (fontes e estoques) que estão mostradas conectadas ao símbolo de interação de cada subsistema.

O trecho do rio foi dividido em 10 partes iguais, e o volume de controle para cada elemento da Figura 6 acima é delimitado pela coluna d'água e sedimento, ou seja, o objeto de interesse para este estudo está localizado na coluna d'água e no sedimento. Como se trata de um sistema aberto existem trocas externas com o meio ambiente. As possíveis trocas estão mostradas pela Figura 7.

O modelo para um trecho do rio está esquematizado nas Figura 7 abaixo:

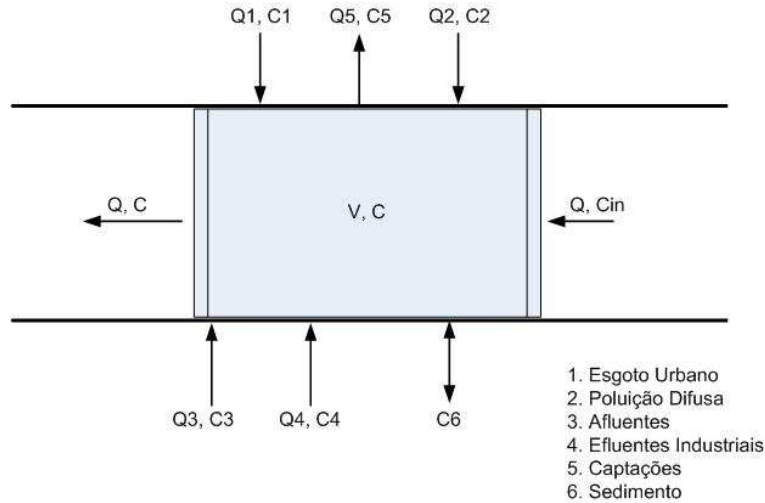


Figura 7 – Esquema do modelo físico para uma das divisões do trecho do rio.

O balanço de massa é o seguinte:

$$(\text{Mudança na massa do sistema}) = \sum (\text{massa entra}) - \sum (\text{massa sai}) \pm \sum (\text{massa reage});$$

Pode ser representado matematicamente pela Equação 40:

$$\frac{d(VC)}{dt} = \sum Q_{in} C_{in} - \sum Q_{out} . C \pm \sum r V ; \quad (40)$$

onde:

Cin	= Concentração química de entrada,	ML ⁻³ ;
C	= Concentração química no volume de controle e na saída,	ML ⁻³ ;
Qin	= Vazão volumétrica de entrada,	L ³ T ⁻¹ ;
Qout	= Vazão volumétrica de saída,	L ³ T ⁻¹ ;
V	= Volume,	L ³ ;
r	= Taxa de reação, os sinais positivos e negativos indicam reação de formação ou de consumo respectivamente,	MT ⁻¹ ;
t	= Tempo,	T.

Dividindo a Equação 40 pelo volume V, tem-se:

$$\frac{d(C)}{dt} = \sum \frac{Q_{in}}{V} C_{in} - \sum \frac{Q_{out}}{V} . C \pm \sum r \quad (41)$$

O termo $\pm \sum r$ refere-se às reações químicas e biológicas que podem contribuir positivamente ou negativamente no balanço. Estas reações estão detalhadamente descritas no Modelo Sistêmico (item 5.2.2.2).

Fazendo-se: $k = \frac{\sum Q_{in}}{V} = \frac{\sum Q_{out}}{V}$; onde: $k = \frac{1}{\tau}$ e τ é o tempo de retenção hidráulica médio.

Para que o trecho do rio que está sendo simulado possa ser assumido como de mistura perfeita, Deas (2000) faz referência ao número adimensional de Froude mostrado na Equação 42:

$$Fr = 320 \cdot \left(\frac{L \cdot Q}{H \cdot V} \right); \quad (42)$$

onde:

Q = Vazão volumétrica de saída, L^3T^{-1} ;
 L = Largura, L;
 H = Profundidade, L;
 V = Volume, L^3 .

Se $Fr > 1/\pi \cong (0,318)$, indica que forças inerciais dominam o corpo d'água e pode ser considerado de mistura perfeita.

5.2.2.1.2 Concentrações de Entrada

O cálculo da concentração de entrada no volume de controle, para cada variável, foi realizado através de balanço de massa, o qual resulta na Equação 43:

$$C_{in} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad (43)$$

onde C é a concentração das variáveis e n é o número total de entradas.

Além da água do rio que entra no volume de controle, este balanço permite considerar as entradas dos afluentes, das fontes de poluição pontuais (efluentes industriais e o esgoto doméstico municipal) e das fontes de poluição difusas.

Para o cálculo das fontes difusas, é necessário o cálculo do escoamento superficial. Optamos pelo uso do Método Racional e pela Fórmula de McMath de acordo com suas particularidades descritas no Item 2.5.2. Multiplicou-se o valor de vazão (L/h) do escoamento superficial pelo valor da concentração média equivalente (mg/L) de cada poluente, obtendo-se, então, o valor do fluxo em (mg/h). Este valor foi então introduzido nos cálculos através da Equação 43.

5.2.2.1.3 Classificação do Modelo

O modelo da variação dinâmica pode ser classificado de acordo com os tipos apresentados no item 2.3. O modelo utilizado neste trabalho pode, portanto, ser classificado como mostra a Tabela 2:

Tabela 2 – Classificação do Modelo

Tipo	Justificativa
Não-Conservativo	Trata das reações químicas e biológicas no sistema
Regime Não-Permanente	Considera as variações no tempo das variáveis de processo
Agregado	Considera a parte da bacia como tendo características similares

5.2.2.2 Modelo Sistêmico

Os modelos sistêmicos foram desenvolvidos na forma de diagramas de sistemas de energia, citado no item 2.8, de acordo com a linguagem de fluxos de energia, através da utilização dos símbolos apresentados no Anexo I.

5.2.2.2.1 Diagrama Sistêmico

A diagramação de um sistema tem como pré-requisito o conhecimento prévio minucioso do sistema em estudo, conforme descrito no item anterior.

A modelagem da qualidade das águas do rio Mogi-Guaçu tem como princípio fundamental o modelo sistêmico concebido para o segmento escolhido do rio e foi realizada considerando-se suas condições específicas (naturais e antrópicas).

O diagrama do segmento do sistema rio, com os principais elementos e suas interações, pode ser visualizado na Figura 8.

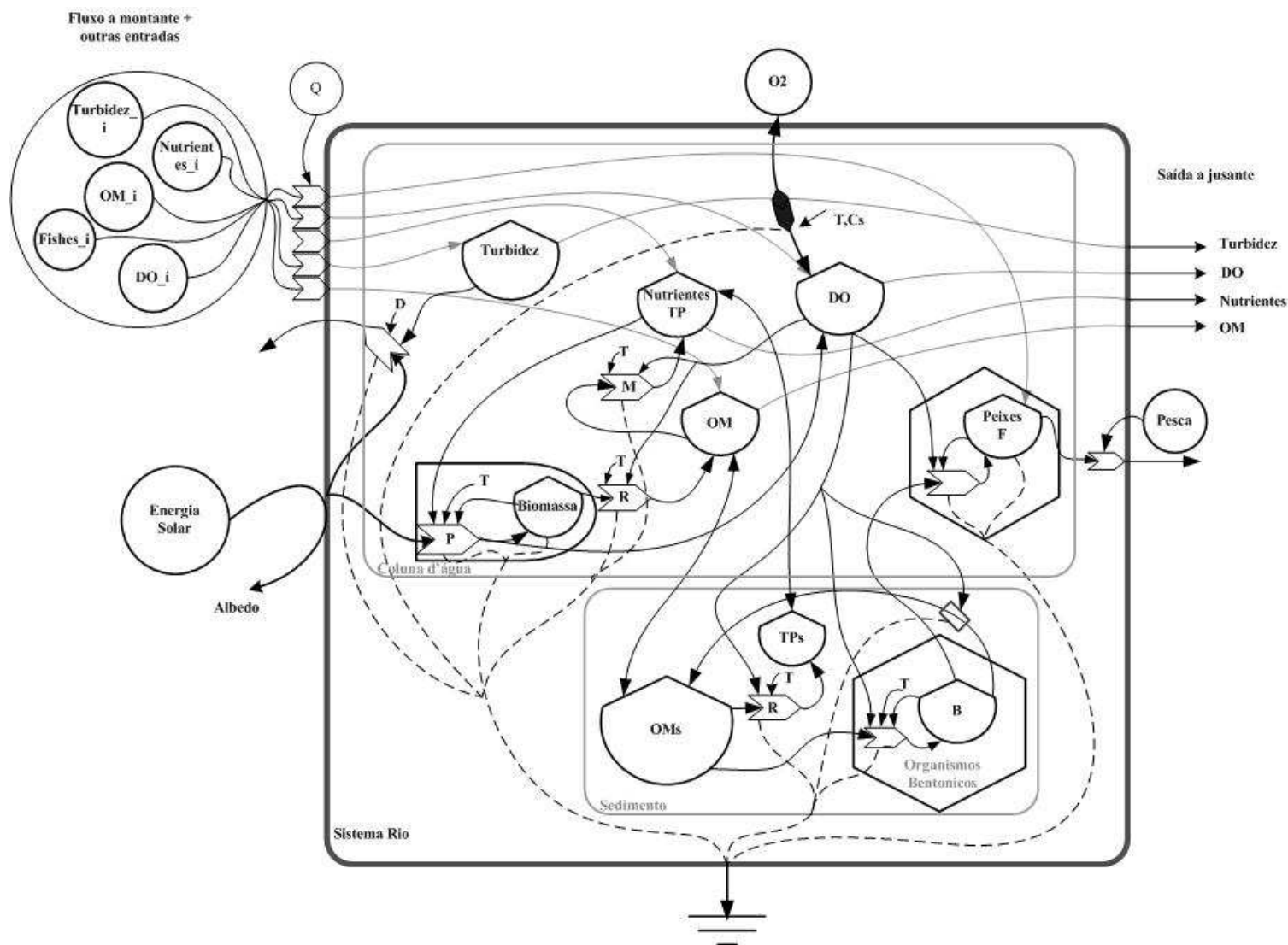


Figura 8 – Diagrama sistêmico da modelagem dos principais elementos que integram um compartimento do sistema rio.

O diagrama da Figura 8 acima nos mostra uma seção do Rio Mogi-Guaçu onde se podem observar os principais elementos e como estes elementos se inter-relacionam. Dentro das fronteiras do sistema, os componentes estudados neste trabalho estão distribuídos entre a coluna d'água e o sedimento.

O sistema rio é representado por:

- a) Elementos internos do sistema: coluna d'água (nutrientes(N), turbidez, biomassa das algas (A), matéria orgânica (OM), oxigênio dissolvido (DO) e peixes (F)); sedimento (matéria orgânica (OMs), fósforo total (TPs) e organismos bentônicos (B)).
- b) Processos internos e variáveis: produção (P), respiração (R) e mineralização (M), temperatura (T) e concentração de saturação (Cs).
- c) Entradas e saídas (nutrientes (N), turbidez (TU), biomassa das algas (A), matéria orgânica (OM), oxigênio dissolvido (DO) e peixes (F).
- d) Fontes externas (energia solar, oxigênio, temperatura, fluxo do rio (vazão) e pesca) e sumidouros de energia.

Os estoques de nutrientes variam como uma função das entradas e saídas do volume de controle e de acordo com os tipos de interações entre eles, ou seja, dependerão das taxas de transferência que serão regidas por propriedades físicas, químicas e biológicas ou então, por relações obtidas empiricamente.

Estes estoques têm uma dependência diretamente relacionada com as contribuições da natureza, ou seja, da radiação solar (I) que irá determinar principalmente as variações diárias dos estoques, das variações sazonais que influenciarão, por exemplo, na vazão e na temperatura da água (T) e conseqüentemente no metabolismo da vida aquática e nos estoques de oxigênio dissolvido (DO) e de Biomassa das algas (A).

Antes de iniciar a apresentação dos subsistemas, faz-se necessário à compreensão dos conceitos utilizados nos modelos da energia solar, da produção e da respiração da biomassa de algas. Os detalhes destes processos estão mostrados a seguir.

5.2.2.2.2 Energia Solar

A energia solar é uma fonte de energia renovável limitada. A luz é o fator básico para a produção primária. A sua assimilação foi definida por H. T. Odum (1983), como proporcional à energia não utilizada pelo sistema (JR), representada pelo subsistema da Figura 9:

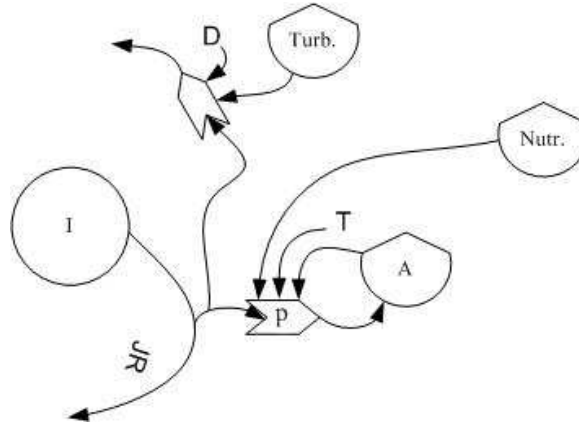


Figura 9 – Esquema da assimilação da energia solar.

A equação diferencial correspondente ao sistema anterior é a seguinte:

$$d(I_s)/d(t) = JR + k_0 * JR * Nutr * A; \quad (44)$$

Rearranjando a Equação 44, tem-se:

$$JR = \frac{d(I_s) / d(t)}{(1 + k_0 * Nutr * A)}; \quad (45)$$

onde:

I	= Energia solar,	(MJ.dia ⁻¹ .m ⁻²);
JR	= Energia solar não aproveitada pelo sistema,	(MJ.dia ⁻¹ .m ⁻²);
Nutr	= Concentração do nutriente limitante,	(mg.l ⁻¹);
k ₀	= Coeficiente de transferência da energia solar,	(dia ⁻¹).

A variação da radiação solar diária (I) pode ser representada pela Equação 46:

$$I_s = \bar{I}_s * \sin(-t * 0,26); \quad (46)$$

para $I < 0$; considera-se $I_s = 0$ (período noturno); onde: $0,26 = \frac{2\pi}{24}$; $\bar{I}_s$ (MJ.dia⁻¹.m⁻²) é a radiação média diária; e t = tempo (horas).

A radiação média diária para o período de um ano deve representar as variações sazonais. Segundo H. T. Odum (1983) e (2000), ondas senoidais são comuns na natureza e ocorrem devido à mudança do ângulo entre o sol e a terra, como é o caso da variação sazonal da radiação solar. Esta variação pode ser representada pela Equação 47:

$$I_s = V + R * \sin(t * A); \quad (47)$$

onde: t = tempo (dias) e os parâmetros V, R e A são determinados na etapa de calibração do modelo.

A representação de ambas as variações diárias e sazonais pode ser obtida através da Equação 48:

$$I_s = R_1 * \cos(t * 2\pi/24) + R_2 * \cos(t * 2\pi/8760); \quad (48)$$

onde: t = tempo (horas) e os parâmetros R₁ e R₂ serão determinados na etapa de calibração do modelo.

A radiação solar disponível para ser utilizada na produção primária I_s (MJ.dia⁻¹.m⁻²) varia exponencialmente com a profundidade da coluna d'água de acordo com a lei de Lambert Beer, representada pela seguinte equação:

$$I_s = J R * e^{-kz}; \quad (49)$$

onde z é a profundidade do rio (m) e k é o coeficiente de atenuação ou de extinção da luz.

As propriedades ópticas do meio na água dependem amplamente das características do material particulado e dissolvido no meio, o que influencia a absorção e dispersão da radiação incidente. A soma da absorção e da dispersão é considerada a atenuação ou extinção da luz (Bracchinia, 2005).

5.2.2.2.3 Produção e Respiração

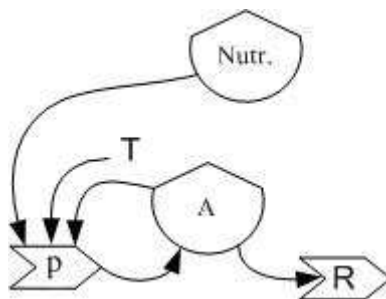


Figura 10 – Esquema para a produção e respiração do fitoplâncton.

i) Produção: O efeito dos nutrientes na taxa de crescimento segue a cinética de Monod, que indica que a taxa de crescimento de fitoplâncton é linearmente proporcional ao nutriente a baixas concentrações, mas é independente do nutriente a altas concentrações (Zheng, 2004). O fósforo total (TP) foi considerado como nutriente limitante.

$$Prod. = A * km_{\max} * FI * FP \quad (50)$$

onde:

$$FI = \frac{I}{(I + Imi)}; \quad FP = \frac{TP}{(kmP + TP)} \quad (51)$$

FP	=	Fator de limitação do crescimento das algas,	(adimensional);
FI	=	Fator de limitação do crescimento das algas,	(adimensional);
Imi	=	Coeficiente de meia saturação da energia solar,	(MJ.m ⁻² .dia ⁻¹);
TP	=	Concentração de fósforo total na coluna d'água,	(mg.l ⁻¹);
kmP	=	Coeficiente de meia saturação para o fósforo,	(mg.l ⁻¹);
A	=	Concentração da biomassa de algas na coluna d'água,	(mg.l ⁻¹);
km _{max}	=	Taxa de crescimento máximo do fitoplâncton,	(dia ⁻¹).

ii) Respiração: A produtividade do fitoplâncton é afetada pela respiração endógena. O resultado da respiração é essencialmente o reverso da fotossíntese. A Equação 52 apresenta a respiração como uma função da biomassa de algas e da concentração de oxigênio dissolvido:

$$Resp. = k_{resp} * A * DO \quad (52)$$

onde:

Resp	=	Taxa de respiração das algas,	(mg.l ⁻¹ .dia ⁻¹);
A	=	Concentração de biomassa de algas na coluna d'água,	(mg.l ⁻¹);
DO	=	Concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água,	(mg.l ⁻¹);
k _{resp}	=	Coeficiente de transferência da respiração,	(dia ⁻¹).

Quando as moléculas de oxigênio não estão disponíveis a respiração continua sob condições anóxicas (redução), (Deas, 2003). Portanto, se DO for igual à zero, a equação anterior se resume a:

$$Resp. = k_{resp} * A \quad (53)$$

O modelo do fósforo descreve os processos de troca entre a coluna d'água, o fósforo sedimentado no leito do rio e o fósforo consumido na produção de biomassa de alga.

O comportamento dinâmico do estoque de fósforo na coluna de água é afetado positivamente e negativamente por alguns principais fatores. As representações matemáticas estão descritas a seguir.

5.2.2.2.4 Fósforo Total na Coluna d'água

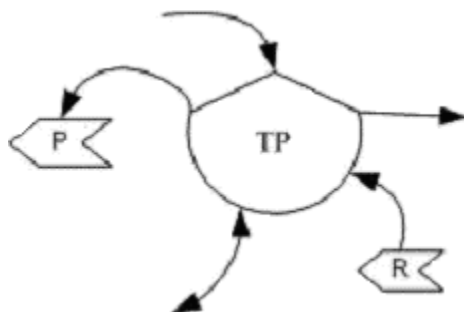


Figura 11 – Esquema para o fósforo total na coluna d'água (TP).

$$\begin{aligned} d(TP) / d(t) = & \quad (54) \\ + TP_i * k_{p_i} & \quad \text{Entrada no volume de controle} \\ - TP * k_{p_o} & \quad \text{Saída do volume de controle} \\ + TP * k_{p_{res}} & \quad \text{Resuspensão} \\ - TP_s * k_{p_s} & \quad \text{Sedimentação} \\ - (Prod.) & \quad \text{Consumo pela produção de biomassa de algas (P)} \\ + OM * DO * k_{om} & \quad \text{Entrada pela degradação da matéria orgânica} \end{aligned}$$

5.2.2.2.5 Fósforo Total no Sedimento

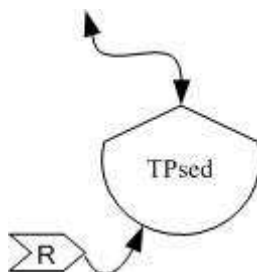
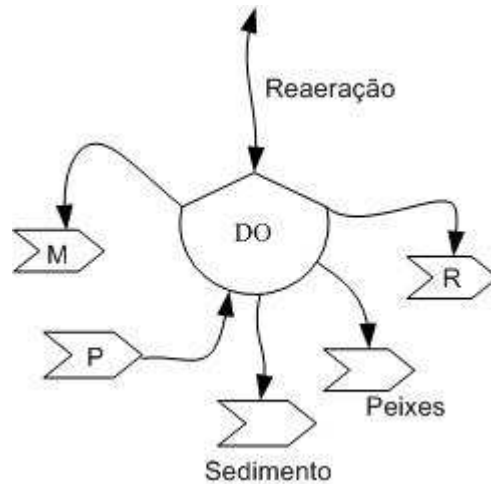


Figura 12 – Esquema para o fósforo total sedimentado (TPS).

$$\begin{aligned} d(TP_s) / d(t) = & \quad (55) \\ + TP * k_{p_s} & \quad \text{Sedimentação} \\ - TP_s * k_{p_{res}} & \quad \text{Resuspensão} \\ + OM_s * DO * k_{oms} & \quad \text{Entrada pela mineralização da matéria orgânica do sedimento} \end{aligned}$$

5.2.2.2.6 Oxigênio Dissolvido

**Figura 13 – Esquema para o oxigênio dissolvido (DO)**

$$d(DO) / d(t) = \quad (56)$$

$+DO_i * k_i$	Entrada no volume de controle
$- DO * k_o$	Saída do volume de controle
$+ (Rr)$	Reaeração
$+ (Prod.) * k_o$	Entrada pela produção de oxigênio pelas algas
$- DO * OM * k_{res}$	Consumo pela mineralização da matéria orgânica na coluna d'água
$- DO * B * F * k_f$	Consumo pela produção de peixes
$- DO * OM_s * k_{rs}$	Consumo pela mineralização da material orgânica do sedimento
$- DO * B * F * k_{fo}$	Consumo pela degradação dos organismos bentônicos
$- DO * OM_s * B * k_{bp}$	Consumo pela produção dos organismos bentônicos

A taxa de reaeração é calculada pela seguinte equação:

$$TR = k_{rea} * (C_s - O_{2_col}) \quad (57)$$

onde C_s é a concentração de saturação do oxigênio na água. C_s é uma função da temperatura:

$$C_s = 14,652 - 0,41022 * T + 0,0079910 * T^2 + 0,000077774 * T^3; \quad (58)$$

onde T (°C) é a temperatura da água.

O coeficiente de reaeração foi obtido a partir das seguintes relações empíricas (Chapra, 1997):

- O'Connor-Dobbins, (1956):

$$k_{rea} = \frac{5,32 * v^{0,67} * (\theta)^{(T-20)}}{D^{1,85}}; \quad (59)$$

para: velocidade (m/s): (0,15 – 0,49), profundidade (m): (0,3 – 9,14)

- Churchill, (1962):

$$k_{rea} = \frac{5,32 * v^{0,67} * (\theta)^{(T-20)}}{D^{1,85}}; \quad (60)$$

para: velocidade (m/s): (0,55 – 1,52), profundidade (m): (0,61– 3,35)

- Owens e Gibbs, (1964):

$$k_{rea} = \frac{5,32 * v^{0,67} * (\theta)^{(T-20)}}{D^{1,85}}; \quad (61)$$

para: velocidade (m/s): (0,03 – 0,55), profundidade (m): (0,12– 0,73)

onde: v(m/s) é a velocidade média do fluxo de água, D(m) é a profundidade média e T(°C) é a temperatura da água e θ é o coeficiente de correção da temperatura.

5.2.2.2.7 Biomassa de algas

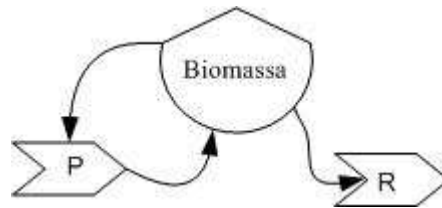


Figura 14 – Esquema para a Biomassa de algas (A)

$$\begin{aligned} d(A) / d(t) = & \quad (62) \\ + (Prod.) * k_b & \quad \text{Produção de Biomassa de algas} \\ - A * k_{om} & \quad \text{Respiração da Biomassa de algas} \end{aligned}$$

$A = (Clorofila_a) / \alpha_o$ (Zheng, 2004) e (Deas, 2000); onde Clorofila_a é a concentração de clorofila a (µg/L) e α_o é o fator de concentração (µg-clorofila a/mg Biom). O fator de conversão α_o é assumido como independente da temperatura.

5.2.2.2.8 Matéria Orgânica

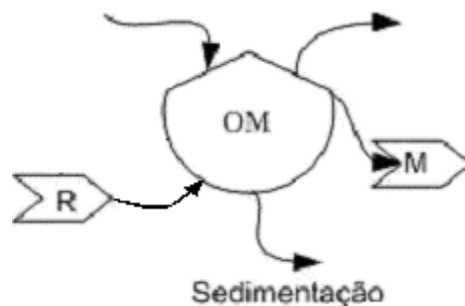


Figura 15 – Esquema para a Matéria Orgânica (OM)

$$\frac{d(OM)}{d(t)} = \quad (63)$$

$+OM_{-i} * k_i$	Entrada no volume de controle
$-OM * k_o$	Saída do volume de controle
$+A * k_{rOM}$	Entrada pela respiração de A
$-OM * k_s$	Sedimentação da OM
$-OM * DO * k_{om}$	Mineralização da OM (BOD)

5.2.2.2.9 Matéria Orgânica Sedimentada

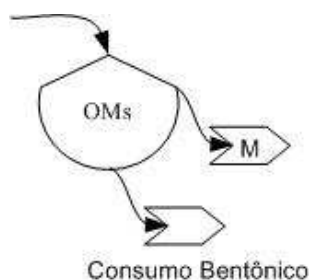
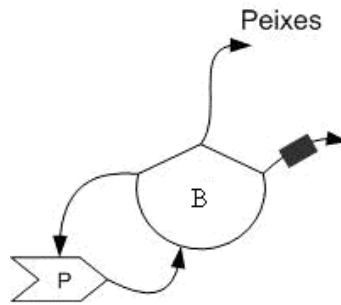


Figura 16 – Esquema para a Matéria Orgânica Sedimentada (OMS)

$$\frac{d(OMS)}{d(t)} = \quad (64)$$

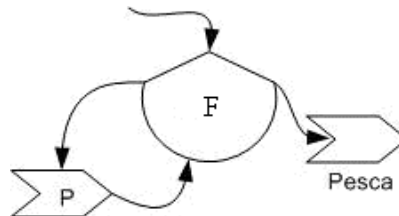
$-OMS * DO * B * k_{bc}$	Consumo pelos organismos bentônicos
$+B * DO * k_{bi}$	Entrada pela morte dos organismos bentônicos
$-OMS * DO * k_{rOM}$	Mineralização da matéria orgânica no sedimento
$+OM * k_{sOM}$	Sedimentação

5.2.2.2.10 Comunidade Bentônica

**Figura 17 – Esquema para os Organismos Bentônicos (B)**

$$\frac{d(B)}{d(t)} = \begin{array}{ll} -B*DO*k_{fish} & \text{Consumo pelos Peixes} \\ +OM*DO*B*k_{bp} & \text{Produção} \\ -B*DO*k_{dom} & \text{Morte} \end{array} \quad (65)$$

5.2.2.2.11 Peixes

**Figura 18 – Esquema para os Peixes (F)**

$$\frac{d(F)}{d(t)} = \begin{array}{ll} -F_i*k_{fi} & \text{Morte} \\ -F*k_{fishing} & \text{Pesca} \\ +B*DO*F*k_{pf} & \text{Produção} \end{array} \quad (66)$$

A simulação, tanto da comunidade bentônica quanto dos peixes, não pretende e não pode assumir a função de biomonitoramento, já que a simulação trata de dados quantitativos e não qualitativos, mas, esta simulação tem a função de possibilitar a compreensão dos principais processos e interações destas comunidades com as variáveis abióticas.

5.2.4 Método de resolução das Equações Diferenciais

A solução das equações diferenciais ordinárias, obtidas a partir da diagramação dos sistemas propostos, para cada compartimento do rio, foi feita por meio da aplicação do método de integração numérica de Euler ou Runge-Kutta de 1ª ordem. O programa foi codificado em Matlab 6.5. As Equações (67) e (68) apresentam o método de forma genérica.

$$\frac{d(X)}{dt} = f(X, t, j) \quad (67)$$

$$X^{j_{i+1}} = X^{j_i} + \Delta t \cdot f(X^{j_i}, t, j) \quad (68)$$

5.2.3 Condições Iniciais e Dados de Entrada

Para a modelagem e simulação sistêmica são necessários dados empíricos que permitam conhecer a dinâmica dos fluxos de material e energia envolvidos no sistema, os quais são imprescindíveis para a calibração e validação do modelo.

Uma das fontes fundamentais de dados experimentais, utilizados neste trabalho, foram os bancos de dados da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2004, 2005, 2006 e 2007).

O Diagnóstico da Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu (Relatório Zero), elaborado pelo comitê da Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu e os relatórios disponibilizados pelo projeto temático Ecoagri financiado pela Fapesp (Diagnóstico Ambiental da Agricultura no Estado de São Paulo - Bases para um Desenvolvimento Rural Sustentável), também reúnem diversas informações que foram úteis para este trabalho.

Outra fonte importante foram os bancos de dados do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) do Estado de São Paulo, o Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (SIGRH), o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e os dados disponíveis nas dissertações de mestrado de Silva (2002) e Lemes (2001).

Pelo fluxograma da Figura 19 pode-se observar os dados de entrada necessários na simulação e os resultados produzidos no final do processo.

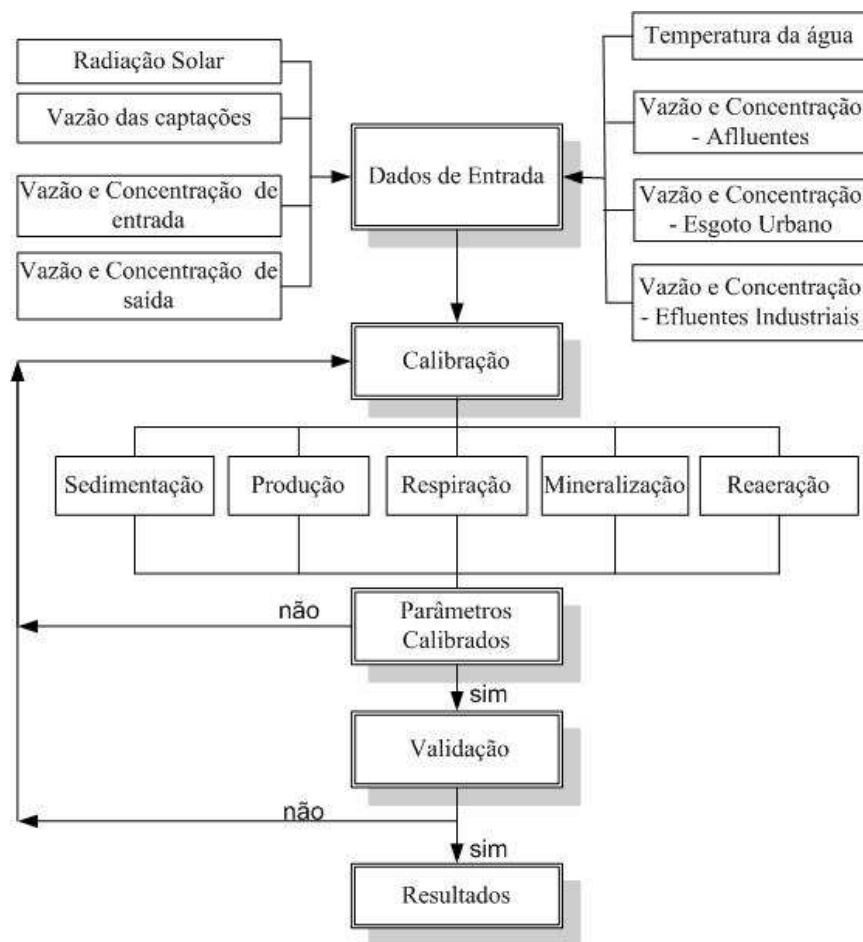


Figura 19 – Fluxograma dos dados de entrada e saída do modelo do sistema rio.

Devido a grande quantidade de dados de entrada em modelos de qualidade da água, os quais são necessários para definir suas relações funcionais, geralmente, são realizados ajustes dos dados experimentais de entrada a equações matemáticas conhecidas (Sincok et al., 2003).

O modelo foi adequado para as bases de dados experimentais oferecidas pela CETESB e DAEE e engloba tanto fatores naturais como antrópicos. Para a determinação destes dados, foram utilizadas séries históricas anuais de dados reais, foram realizados ajustes a equações matemáticas e também, foram calculados a partir de modelos empíricos. As variáveis são as seguintes:

- Concentração de Fósforo Total na coluna d'água;
- Concentração de Fósforo Total no sedimento;
- Concentração de Oxigênio Dissolvido (OD);
- Temperatura da água;

- Radiação Solar;
- Vazão da água do rio;
- Vazão dos efluentes industriais e esgotos domésticos urbanos;
- Vazão de escoamento superficial.

5.2.3.1 Concentrações

Os dados de concentrações e da temperatura da água foram obtidos a partir do relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2004 (CETESB, 2005) nas localidades codificadas como MOGU02160 (À jusante da cidade de Mogi-Guaçu) e MOGU02200 (Ponte na rodovia que liga Leme a Conchal, em Pádua Sales).

Portanto, foram realizados ajustes a partir de dados experimentais do Estado de São Paulo, disponibilizados pela CETESB, para que esses pudessem ser adequadamente utilizados na simulação.

5.2.3.2 Temperatura da água

São necessárias séries históricas diárias da temperatura da água ao longo de um ano e, como se pode observar, nas Tabelas 18 e 19, existem disponíveis apenas dados bimestrais. Para superar esta lacuna de dados experimentais, como explicado anteriormente, realizou-se o ajuste de um modelo da temperatura da água a partir dos dados da Tabela 18.

Foi realizado um ajuste com o intuito de obter dados diários ao longo de um ano. Foram realizados ajustes à diversas equações e a equação com melhor ajuste foi a seguinte equação senoidal:

$$T(^{\circ}C) = a + b * \sin(c * t) \quad (69)$$

onde t é o tempo em dias e a , b e c são parâmetros do ajuste da equação para a variação sazonal da temperatura da água.

5.2.3.3 Radiação Solar

Os dados referentes à radiação solar incidente na região foram obtidos a partir de software (RADIASOL) disponibilizado gratuitamente pelo Laboratório de Energia Solar da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Assim como com a temperatura da água,

também não dispomos de dados de radiação solar diária ao longo de um ano, mas sim de dados mensais. Neste caso, também sugerimos um modelo para a radiação solar diária ao longo de um ano a fim de solucionar este problema.

O modelo da radiação solar está apresentado no item 5.2.2.2.2.

Os valores dos parâmetros R1 e R2, ajustados a Equação 48, referentes à radiação solar diária pelo período de um ano, estão apresentados na Tabela 21.

A radiação solar varia exponencialmente com a profundidade da coluna d'água, essa variação é calculada através da seguinte equação: $I = JR.e^{-kz}$; onde k é o coeficiente de extinção da luz. Esse coeficiente é uma função da turbidez (NTU) e da concentração de biomassa de algas na coluna d'água, dado por: $(k = 0,00377*(\text{Turbidez}) + 0,8*A)$; e z é a profundidade da coluna d'água.

5.2.3.4 Vazão

As informações hidrológicas foram disponibilizadas pelo DAEE, para o ponto de coleta (prefixo DAEE 3D-004) próximo à cidade de Mogi-Guaçu. Os dados de vazão disponibilizados pelo DAEE são diários, como o tempo de integração do modelo está em horas, consideraram-se valores de vazão constantes durante o período de 24 horas.

Dados de vazão podem ser acessados no Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (SIGRH). Os dados de vazão referentes aos afluentes (rio Mogi - Mirim e Orizanga) foram disponibilizados pela CETESB Pirassununga e encontram-se no Apêndice A.

5.2.3.5 Características Físicas

A profundidade do rio foi obtida segundo a equação curva-chave, fornecida pelo Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (SIGRH) para o rio Mogi-Guaçu. A profundidade do rio foi colocada em evidência e é descrita através da Equação 70:

$$H = 0,75 + \left(\frac{\dot{Q}}{52,81} \right)^{\frac{1}{1,25}} ; \quad (70)$$

onde: $\dot{Q}$ é a vazão em (m^3/s) e H é a profundidade em (m).

Para o cálculo do volume da seção do rio, além da profundidade (Equação 70) são necessários dados da largura e da distância entre os dois pontos de amostragem.

A largura média do rio Mogi-Guaçu também foi obtida do banco de dados disponibilizado pelo SIGRH.

A distância entre os pontos de Mogi-Guaçu e Conchal pode ser obtida através do diagrama Unifilar do rio Mogi-Guaçu disponibilizado pela CETESB ou pode ser medida através de imagem de satélite pela ferramenta “Google Earth”.

5.2.3.6 Afluentes e fontes de poluição

Foram caracterizadas as diferentes fontes de poluição da água ao longo da seção do rio Mogi-Guaçu. Os principais pontos de lançamento das fontes de poluição pontuais foram localizados e identificados e as fontes difusas foram calculadas.

As fontes pontuais foram divididas em duas classes principais: efluentes domésticos (esgoto doméstico) e efluente industriais. Dados referentes a estas fontes de poluição foram obtidos a partir do Relatório Zero, Cavaenha, (1999), relatórios das águas interiores da CETESB ou, quando não disponíveis, foram utilizados dados médios estimados provenientes da literatura.

Quando os dados experimentais de concentração para o efluente industrial não são conhecidos ou não estão disponíveis, podem-se, também, considerar valores das concentrações máximas ou mínimas permitidas pelo padrão CONAMA, para um corpo d'água da classe específica do rio em estudo. Porém, é comum considerar valores médios estimados dos poluentes. A Tabela 3 mostra a concentração média estimada de poluentes por tipo de indústria (Lima, 1998), (Larentis, 2004). Neste trabalho foram utilizadas as concentrações referentes à indústria de papel.

Tabela 3 – Concentração média estimada de poluentes (mg/L) por tipologia industrial

Tipo	DBO₅	Nitrogênio Total	Fósforo Total	Coniformes Fecais
Couros	210	3,3	2	1
Bebidas	350	10	1	0,2
Têxtil	22	27,5	1,2	8
Alimentos	260	30	5	7
Química	146	27,5	1,1	0,001
Metal	10	2,6	0,6	0,001
Papel	250	10	1,2	0,001
Utilidade Pública	300	30	10	7

Considerando-se as características dos efluentes domésticos, de acordo com Kiely (1998) e os dados de concentração de oxigênio dissolvido podem ser considerados iguais à zero, como se pode ver na Tabela 4 abaixo.

Tabela 4 – Concentrações características dos efluentes domésticos

Parâmetros	Concentração (mg/L)
N_NH4	25
N_NO3	0
P_total	9
O ₂	0
DQO	600
DBO ₅	350

Os valores das concentrações médias estimadas para as fontes de poluição difusas, foram avaliados por Larentis (2004), como mostra a Tabela 5.

Tabela 5 – Valores de concentração média estimada para poluição difusa (mg/L).

Uso do Solo	DBO	DO *	Nitrogênio Total	TP	Coliformes F. *
Urbano	12	10	2,2	0,7	10 ⁷
Agrícola	6	80	0,8	0,15	10 ³
Pastagem	3	80	0,8	0,1	10 ³
Floresta	1	80	0,8	0,1	0
Água	0	80	0,0	0	0

* Valor em % da concentração de saturação. Águas com 100 % de saturação apresentam valor de 9,2 mg/L de DO a 20°C. * Concentração em nmp.L⁻¹.

5.2.3.6.1 Fontes Difusas de Poluição

As fontes difusas ou não pontuais de poluição são aquelas que ocorrem por decorrência das chuvas, onde acontece a diluição e o arraste de poluentes das distintas superfícies da bacia pelas águas das chuvas.

As fontes difusas de poluição são calculadas através do produto da vazão do escoamento superficial pela concentração média estimada de cada poluente.

O Método Racional e a fórmula de McMath são amplamente utilizados para o cálculo do escoamento superficial, de acordo com suas particularidades descritas nos itens a seguir.

5.2.3.6.1.1 Método Racional

O método racional é uma relação empírica entre a intensidade da chuva e o pico de vazão. É um método clássico para o cálculo do escoamento superficial e é amplamente conhecido pela engenharia hidráulica (Dooge, 1957) e (Kuichling, 1889).

O método racional é utilizado no mundo todo para estimativa de picos de vazão para bacias com pequenas áreas de drenagem e é o método mais amplamente utilizado para bacias de drenagem urbana. O método racional é representado pela seguinte equação:

$$Q = kCIA \quad (71)$$

onde:

Q – vazão de pico (m^3/s);

k – fator de conversão igual a 0.00278 (unidades mistas do sistema métrico);

C – coeficiente de escoamento superficial adimensional;

I – Intensidade da chuva (mm/hr). $I = 2,31p T_c^{-0,55}$;

sendo:

p – Precipitação máxima diária (mm);

T_c – Tempo de concentração em minutos: $T_c = 0,0195 K^{0,77}$, $K = (L^3/H)^{1/2}$;

sendo:

L – comprimento máximo percorrido pela água (m);

H – diferença de altura entre o ponto mais distante e o ponto de saída da bacia (m);

A – Área de drenagem da bacia (ha).

O método racional é geralmente considerado como um modelo aproximado para o cálculo da vazão de pico para uma dada chuva, com o coeficiente de escoamento superficial contabilizando as diferenças entre a intensidade da chuva e o pico da vazão. Estas diferenças resultam da infiltração, tempo de estoque e perdas.

Os valores de C, recomendados pela Sociedade Americana de Engenharia Civil e pela Agência Federal de Controle da Poluição de Água, estão apresentados nas Tabela 6 e 7.

Tabela 6 – Coeficiente de Escoamento Superficial – Áreas Urbanas

<i>Descrição da Área</i>	<i>Coeficiente de Escoamento C</i>
Áreas Urbanas	
Cidades	0,70-0,95
Periferias	0,50-0,70
Residencial	
Familiar	0,30-0,50
Multi unidades	0,40-0,60
Residencial (condomínios)	0,25-0,40
Apartamentos	0,50-0,70
Áreas Industriais	
Leve	0,50-0,80
Pesada	0,60-0,90
Parques, cemitérios	0,10-0,25
Parque de diversões	0,20-0,35
Tipo da superfície	Coeficiente de Escoamento C
Pavimentação	
Asfalto e concreto	0,70-0,95
Tijolo	0,70-0,85
Telhas	0,75-0,95
gramados, solo arenoso	
Superfície plana, 2 %	0,05-0,10
Média, 2-7 %	0,10-0,15
Íngreme, 7 %	0,15-0,20
Gramados, Solos argilosos	
Superfície plana, 2 %	0,13-0,17
Média, 2-7 %	0,18-0,22
Íngreme, 7 %	0,25-0,35

Tabela 7 – Coeficiente de Escoamento Superficial (C) – Áreas Agrícolas

<i>Declividade%</i>	<i>Solos Arenosos</i>	<i>Solos Francos</i>	<i>Solos Argilosos</i>
		Florestas	
0 – 5	0,1	0,3	0,4
5 – 10	0,25	0,35	0,5
10 – 30	0,3	0,5	0,6
		Pastagens	
0 – 5	0,1	0,3	0,4
5 – 10	0,15	0,35	0,55
10 – 30	0,2	0,4	0,6
		Terras Cultivadas	
0 – 5	0,3	0,5	0,6
5 – 10	0,4	0,6	0,7
10 – 30	0,5	0,7	0,8

Este método foi desenvolvido para áreas com características semelhantes. Devido a esta consideração de homogeneidade da chuva e condições de equilíbrio do fluxo, o método racional não deve ser utilizado para bacias maiores que 2,59 km² sem subdividir a bacia em sub-bacias.

5.2.3.6.1.2 Fórmula de McMath

Esta fórmula foi obtida em função da fórmula racional, sendo que o valor da intensidade de chuvas é obtido da mesma forma, (McMath, 1887). Possui um fator de redução de área que evita um aumento linear e irreal das vazões em função das áreas de contribuição.

$$Q = 0,0091 C I A^{4/5} S^{1/5} \quad (72)$$

onde:

- Q = vazão, (m³/seg.);
 C = coeficiente de escoamento de McMath;
 I = intensidade de chuvas, (mm/h);
 A = área da bacia, (ha);
 S = declividade, (metro/metro).

Na Tabela 8, são apresentados os coeficientes de McMath, sendo o valor "C" a soma dos três coeficientes selecionados para caracterizar a bacia.

Tabela 8 – Valores representativos de média ponderada de características de bacias, necessários para o cálculo do coeficiente de McMath.

<i>Condições de escoamento</i>	<i>Tipo de cobertura vegetal</i>	<i>a</i>	<i>Tipo de solo</i>	<i>b</i>	<i>Condições topográficas da bacia</i>	<i>c</i>
baixa	área coberta de gramíneas	0,08	areia	0,08	área plana	0,04
moderada	cobertura vegetal intensa	0,12	textura leve	0,12	ligeiramente ondulada	0,06
média	cobertura razoável a rala	0,16	textura média	0,16	ondulada a montanhosa	0,08
alta	cobertura rala a esparsa	0,22	textura pesada (argilosa)	0,22	montanhosa a escarpada	0,11
muito alta	cobertura esparsa e solo descoberto	0,30	textura pesada a área rochosa	0,30	escarpada	0,15

5.2.4 Calibração

O método de calibração utilizado neste trabalho foi fundamentado e descrito no trabalho de Odum, (1996) e (2000).

Segundo Odum (2000) os números usados para a calibração são fluxos (quantidades produzidas pelo tempo) e estoques num determinado tempo. Os dados podem ser para um determinado tempo em particular ou, mais frequentemente, dados médios. Para uma primeira calibração do modelo, o uso de números aproximados é suficiente. Mais tarde quando o modelo estiver rodando, a calibração pode ser redefinida por meio do conhecimento empírico de como o modelo se comporta.

Se o sistema é do tipo que tende a atingir um estado de equilíbrio, podem-se usar condições de estado estacionário para calibração.

O processo de calibração foi feito em planilha Excel. Os dados de fluxos foram buscados, sempre que possível, na literatura nacional do sistema em estudo (rio Mogi-Guaçu). Nos casos de falta de estudos e de dados de fluxos deste sistema, optou-se pelo uso de dados médios e/ou dados adaptados de outros sistemas (nacionais ou internacionais).

Conhecendo-se os valores dos estoques em estado estacionário e os valores dos fluxos, pode-se, então, conhecer os valores dos coeficientes de transferência.

5.2.5 Validação

O modelo foi aplicado para um trecho de 30km do rio Mogi-Guaçu compreendido entre os municípios de Mogi-Guaçu e Conchal, como citado no item 5.2.3. O modelo foi validado comparando-se os resultados obtidos pelo modelo com dados experimentais (fornecidos pela CETESB) para os anos de 2003 a 2006.

5.2.6 Cenários

Para a elaboração dos cenários foram considerados alguns dos fatores que mais influenciam a qualidade da água, como o crescimento populacional e industrial e a modificação no uso das terras da bacia. Foram, também, testados cenários de mudanças climáticas. Dentro destas condições, foram avaliados futuros alternativos otimistas e pessimistas. A Tabela 9 ilustra como as variáveis que compõem os cenários foram introduzidas no modelo.

Partindo de informações da realidade, buscou-se elaborar cenários alternativos que englobassem as diferentes origens de alterações na bacia hidrográfica e, também, as interações entre as mesmas, como mostra a Tabela 9.

Tabela 9 – Cruzamento de variáveis na construção dos cenários.

Otimista/Pessimista	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário IV	Cenário V
Uso das Terras	x		x	x	x
Mudanças Climáticas	x		x	x	
Crescimento Populacional		x	x	x	x
Parque Industrial		x	x	x	
Tratamento de Esgoto Doméstico				x	x

As mudanças climáticas nos ecossistemas naturais ou modificados interagem com outras atividades humanas, por exemplo: as mudanças no uso das terras que fragmentam e degradam os ecossistemas em várias escalas espaciais; os poluentes; as espécies não nativas e invasoras; e as práticas de gerenciamento e de utilização destas áreas.

A competição pela água é direcionada por diversos fatores, incluindo o crescimento populacional e industrial. A disponibilidade da água, também, pode ser afetada pelas mudanças climáticas. A demanda pela água pode ser modificada como respostas as altas

temperaturas e o suprimento pode ser alterado devido às mudanças no volume e da distribuição temporal da precipitação.

Os efeitos futuros das mudanças climáticas nos recursos hídricos dependerão das tendências climáticas e, também, de fatores não climáticos. A avaliação destes impactos é desafiadora porque a disponibilidade da água, a qualidade e vazão dos rios são sensíveis a mudanças na temperatura e na precipitação. Outro fator importante inclui a demanda causada pelas mudanças na economia e o desenvolvimento de novas tecnologias, mudanças nas características da bacia hidrográfica e nas decisões de gerenciamento dos recursos hídricos.

Para a criação dos cenários consideramos ser condição prévia realizar alguns esclarecimentos sobre alguns processos atuais desta bacia hidrográfica para, então, através destes, propor os respectivos cenários futuros.

5.2.6.1 Cenário de Crescimento Populacional e Esgoto Doméstico

De acordo com a metodologia⁵ utilizada pela Fundação SEADE, o Sistema de Projeções Populacionais permite obter as populações projetadas para os períodos pós-censitários (Tabela 11).

De acordo com Martinelli (2002) a produção média de esgoto por habitante é de 0,180 m³/dia, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) por habitante é de 0,054 kg dia⁻¹. Tendo em vista que o aumento populacional provoca um aumento no lançamento de efluentes de esgoto doméstico, e que estes dois fatores estão linearmente relacionados, é razoável considerar um aumento no lançamento de efluentes como sendo igual ao do crescimento populacional (Tabela 10).

⁵ “A Fundação Seade realiza, mensalmente, uma pesquisa nos Cartórios de Registro Civil de todos os municípios do Estado de São Paulo, coletando informações detalhadas sobre o registro legal dos eventos vitais – nascimentos, casamentos e óbitos. Estas informações, associadas àquelas provenientes dos Censos Demográficos, possibilitam o acompanhamento contínuo da dinâmica demográfica do Estado de São Paulo de forma tanto agregada como desagregada por regiões e municípios. Esse conjunto detalhado de informações habilita a Fundação Seade a aplicar uma metodologia de projeção que, reconhecidamente, possui uma série de vantagens em relação a outros métodos. Trata-se do método dos componentes demográficos, processo analítico que destaca o papel da fecundidade, da mortalidade e da migração no crescimento populacional, permitindo a construção de hipóteses de projeções mais seguras e eficazes”.

Tabela 10 – Cenários de Crescimento Populacional/Esgoto Doméstico

Aumento da vazão de lançamento de esgoto doméstico	Valor (%)
Otimista	0,7
Pessimista	2,1

O cenário otimista considera um aumento populacional de 0,7 %, seguindo as previsões realizadas pelo SEADE (Tabela 11).

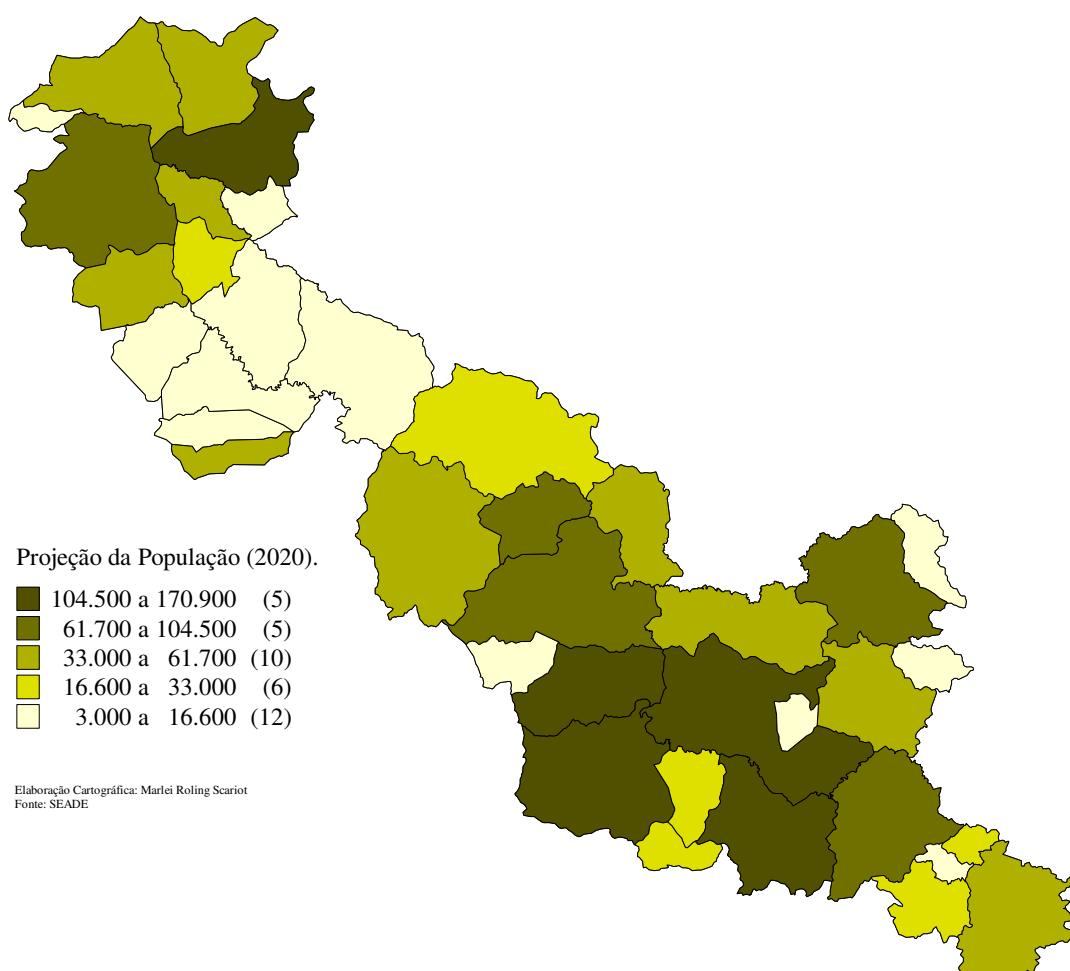
Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu. Projeção Populacional (2020).**Mapa 15 – Projeção Populacional para 2020.**

Tabela 11 – Projeção demográfica da UGRHI 9 – Mogi-Guaçu. (SEADE, 2003).

População	Censo		Projeções					
	1991	2000	2004	2007	2010	2015	2020	2025
Total	1.096.194	1.318.335	1.402.811	1.463.953	1.525.112	1.611.879	1.685.256	1.743.643
Urbana	959.901	1.192.429	1.287.167	1.355.368	1.423.114	1.520.040	1.602.481	1.669.921
Rural	136.293	125.905	115.644	108.586	101.998	91.857	82.775	74.722
Taxa Cresc. Geom. Anual %		2,1	1,6	1,45	1,4	1,1	0,9	0,7
Grau Urbanização %	87,6	90,4	91,8	92,6	93,3	94,3	95,1	95,7
Densidade demográfica (hab/km ²)	72	87	94	98	100	106	111	115

Para que o lançamento do esgoto doméstico da cidade pudesse ser avaliado, o trecho da simulação do Cenário II deve compreender a cidade de Mogi-Guaçu, portanto, o novo trecho apresenta um comprimento total de 36,15 km (22°22'16.92"S, 46°55'40.13"O e 22°17'55.60"S 47° 7'58.60"O), e o lançamento do esgoto doméstico da cidade se dá no primeiro compartimento (ver esquema no Apêndice A). De acordo com o relatório zero (Cavaenha, 1999) a vazão de lançamento da cidade de Mogi-Guaçu é de $2,7e^6$ L/h.

Foram considerados os valores de concentrações características de efluentes domésticos disponibilizados na Tabela 4. A concentração de matéria orgânica foi calculada a partir de dados de DQO por relações estequiométricas apresentadas por Reichert P. (2000).

Os cenários IV e V, adotam um cenário otimista, considerando o aumento no tratamento de esgoto da Cidade de Mogi-Guaçu para 100% e assumindo-se a eficiência máxima de um tratamento terciário conforme Tabela 12.

Tabela 12 – Estimativa da eficiência esperada nos diversos níveis de tratamento incorporados numa ETE.

Tipo de tratamento	Matéria orgânica (% remoção de DBO)	Sólidos em suspensão (% remoção SS)	Nutrientes (% remoção nutrientes)	Bactérias (% remoção)
Preliminar	5 – 10	5 – 20	não remove	10 – 20
Primário	25 – 50	40 – 70	não remove	25 – 75
Secundário	80 – 95	65 – 95	pode remover	70 – 99
Terciário	40 – 99	80 – 99	até 99	até 99,999

5.2.6.2 Cenário de Modificação no Uso das Terras

As duas principais culturas da bacia do Mogi-Guaçu, a cana de açúcar e a laranja, foram escolhidas para uma avaliação das tendências de modificação no uso das terras.

São Paulo é o maior produtor nacional de cana-de-açúcar, sendo responsável por 58,31% da produção. O estado aumentou sua área a ser colhida em 3,88% o que representa quase 120 mil hectares em 2005. No ano de 2006 houve uma expansão de 9,9% e 6,7% em 2006 da área total plantada e da área a ser colhida, respectivamente, para o estado de São Paulo.

Os números atuais da produção de laranja são apenas 1,1% superiores aos de 2006, mas o aumento pode ser considerado bastante importante, já que as alterações se devem ao estado de São Paulo, maior produtor nacional da fruta, com 80,4% de participação na produção de laranja do País.

Como não há mais área agricultável inexplorada a ser incorporada ao crescimento de algumas delas será sempre por substituição de outras. Os canaviais paulistas têm avançado, principalmente, sobre áreas de pastagens (IBGE, 2007). Do mesmo modo, há um lento deslocamento da citricultura paulista para regiões mais ao sul do Estado. Nestas áreas, ocupadas com citros, entram outras lavouras, em particular a cana-de-açúcar.

O coeficiente de escoamento superficial (Tabela 13) é alterado de acordo com as modificações no uso das terras e foi utilizado para representar as alterações citadas anteriormente.

De acordo com o relatório ECOAGRI/FAPESP (2006), a perda média de solo por tipo de cultura é de 3,05 toneladas/ha.ano para a citricultura enquanto que para a cana de açúcar é de 9,84 toneladas/ha.ano. Portanto, para um cenário de substituição de área plantada de citricultura por cana de açúcar proporciona um aumento na perda de solo de tais áreas. Partindo destas informações propomos o cenário de uso das terras através de alterações no coeficiente de escoamento superficial, como mostrado na Tabela 13.

Tabela 13 – Cenários de Modificação no uso das Terras

Coeficiente de escoamento superficial (C)	Valor (adimensional)
Otimista	0,2
Pessimista	0,75

O cenário otimista considera a possibilidade do uso das terras seguir na direção da sustentabilidade, ou seja, numa direção diferente dos modelos atuais da agricultura intensiva e altamente dependente de recursos não renováveis. As práticas agroecológicas

seriam um exemplo possível para este cenário, já que as técnicas adotadas resultam, dentre outros fatores, na diminuição da perda de solo e do escoamento superficial.

5.2.6.3 Cenários de Mudanças Climáticas

O aumento da temperatura da superfície global proporciona mudanças na precipitação e umidade da atmosfera, devido às mudanças na circulação atmosférica a um ciclo hidrológico mais ativo e um aumento na capacidade de reter água na atmosfera. O vapor de água atmosférico é, também, um gás do efeito estufa e um constituinte químico importante na troposfera e estratosfera (IPCC, 2001).

Temperaturas da água mais elevadas e mudanças no tempo, intensidade e duração da precipitação pode afetar a qualidade da água. Temperaturas elevadas reduzem os níveis de oxigênio dissolvido, o que pode ter efeitos na vida aquática. Onde o nível da vazão dos rios e lagos decrescerem provocará uma menor diluição dos poluentes. Um aumento da frequência e intensidade da chuva produzirá mais poluentes e sedimentação devido ao escoamento superficial (IPCC, 2001).

De acordo com o capítulo sobre projeções climáticas regionais do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2007) da ONU, toda a América do Sul irá aquecer durante este século. O aquecimento anual na América do Sul será similar à média global. As precipitações anuais irão aumentar durante o verão no sudeste da América do Sul.

O aquecimento, como simulado pelas projeções do modelo MMD-A1B, aumenta, de forma aproximadamente linear, com o tempo durante este século, mas a magnitude das mudanças varia de acordo com os cenários considerados no relatório.

Na porção sul da América do Sul (denominada SSA pelo relatório do IPCC, 2007), o aquecimento médio será próximo da média mundial, ou seja, um aquecimento de 2,5 graus Celsius até 2099.

A maior parte dos modelos do IPCC aponta para um aumento da precipitação na região sudeste da América do Sul, no entanto, não são citados valores.

Tabela 14 – Cenários de Aumento da Temperatura

Temperatura	Valor (°C)
Otimista	0
Pessimista	+ 4

5.2.6.4 Cenário de Crescimento Industrial

A partir dos dados de aumento da produção de cana de açúcar citados no item 6.2.6.2, pode-se propor como cenário de crescimento industrial a instalação de uma nova usina de cana de açúcar. Escolheu-se o compartimento 4 do trecho do rio em estudo, para a localizar esta unidade industrial, como mostra a Figura 20.

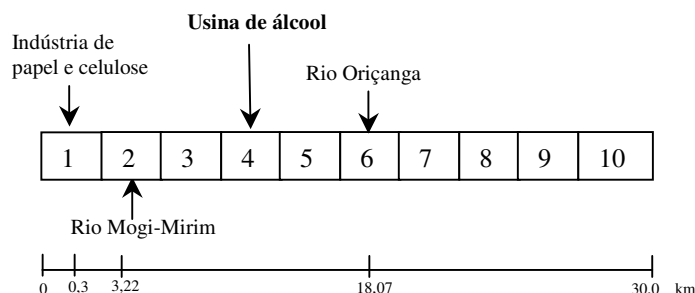


Figura 20 – Cenário de crescimento industrial – Instalação de uma usina de cana-de-açúcar.

A vazão de captação e lançamento da usina⁶ foi utilizada como parâmetro de inserção no modelo dos cenários otimista e pessimista (Tabela 15).

Foram utilizados valores das concentrações dos poluentes disponibilizados na Tabela 3 (Indústria de bebidas). A concentração de matéria orgânica foi calculada a partir de dados de DQO por relações estequiométricas apresentadas por Reichert P. (2000).

Tabela 15 – Cenários de Crescimento Industrial

Vazão de Lançamento de efluente	Valor (L/h)
Otimista	0
Pessimista	8e ⁶

⁶ Valor médio de vazão calculado a partir de dados de vazões de usinas da região da bacia hidrográfica do rio Pardo. Fonte: Diagrama unifilar do plano da bacia do rio Pardo.

5.2.7 Interface Visual

Devido à quantidade relativamente grande de dados iniciais e de entrada no modelo, optou-se pela construção de uma interface visual de modo a facilitar a inserção destes dados pelos usuários.

A interface foi construída no software Matlab com a ajuda da ferramenta GUIDE. As informações necessárias para a formação do conhecimento sobre a ferramenta foram obtidas em diversas fontes, como livros, apostilas e, também, foi feito uso de fóruns virtuais no caso de algumas dúvidas específicas. (Vaz Junior, 2005), (User Manual, 2004), (Simakov, 2005), (Schestowitz, 2004).

Para a elaboração da interface visual os dados de entrada do modelo foram organizados e divididos de forma a facilitar a compreensão do usuário. A Figura 21 mostra a Interface principal do programa.

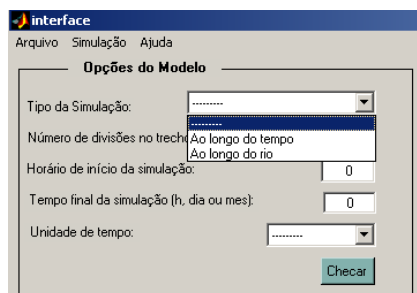
Figura 21 – Interface Gráfica do Simulador

Os itens a seguir explicam em detalhes as diferentes partes da interface principal.

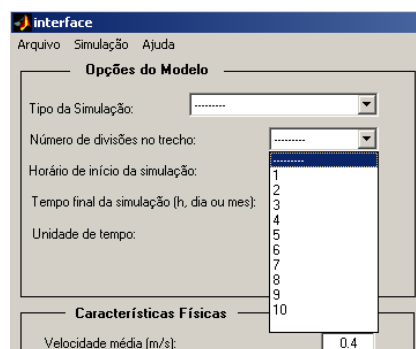
5.2.7.1 Opções do Modelo

Nesta tela encontram-se as opções relacionadas ao tipo de resultado que o usuário deseja obter. As opções oferecidas pelo modelo são as seguintes:

- Tipo da simulação – O usuário pode escolher entre visualizar a simulação ao longo do tempo ou ao longo do rio.

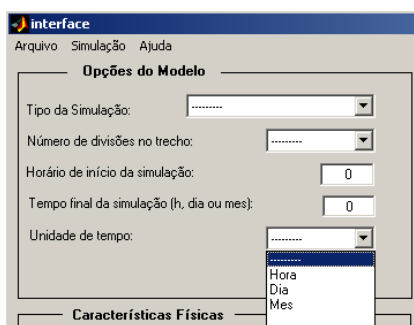


- Número de divisões do trecho – Após escolher um trecho relativamente em homogêneo em relação ao uso do solo deve-se dividir este trecho em compartimentos (sub-trechos) de aproximadamente 3km e no máximo de 10 compartimentos. Trechos menores provocarão instabilidades.



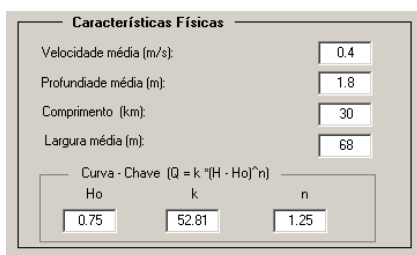
- Horário de início da simulação – A unidade de tempo dos gráficos podem variar ao longo de horas, dias ou meses. Exemplo: simulações ao longo de um dia devem ser visualizadas na unidade de tempo horas, já simulações ao longo de um ano, podem ser visualizadas na unidade de tempo dia ou meses. Neste último caso as curvas serão mais suavizadas já que o programa faz uma média dos dados.
- Tempo final da simulação – Pode-se escolher a que hora do dia a simulação iniciará. Este recurso é importante para simulações de curto prazo ao longo de algumas horas.

- Unidade de tempo – Deve-se estipular o tempo máximo de integração, este tempo deve ser de acordo com a unidade de tempo. Exemplo: Para unidade de tempo (horas), tempo final em horas (24) h e tempo máximo de 8760h. Para unidade de tempo (dias), tempo final em dias (30) dias e tempo máximo de 365 dias. Para unidade de tempo (meses), tempo final em meses (12) meses e tempo máximo de 12 meses.



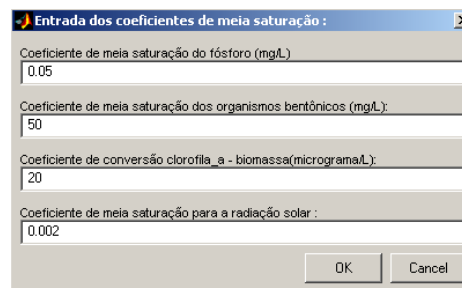
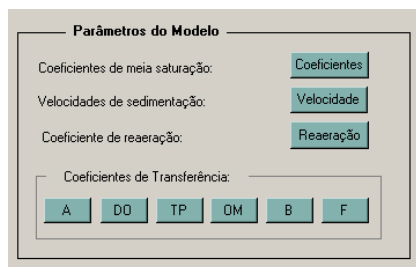
5.2.7.2 Características Físicas

São parâmetros relacionados às características do trecho do rio. Possuem valores padrão que podem ser alterados pelo usuário.



5.2.7.3 Parâmetros do Modelo

Este item apresenta botões com os símbolos das variáveis. Para cada variável os parâmetros do modelo possuem valores padrão, os quais podem ser alterados pelo usuário para ajustar os resultados do modelo aos dados experimentais. Os valores do usuário podem ser salvos, para acesso posterior, quando todo o “workspace” do Matlab for salvo.



Coeficientes - Biomassa de Algas (A) (h-1):

1) Produção primária de biomassa algal (kb):
1.11e-1

Coeficiente de correção da temperatura para kb:
1.08

2) Degradação da biomassa algal (komd):
1.15e-2

Coeficiente de correção da temperatura para komd:
1.02

OK Cancel

O programa oferece três opções de equações para o cálculo da reaeração.

Untitled

Ajuda

Equação	Velocidade(m/s)	Profundidade (m)
☒ O'Connor-Dobbins	0.15-0.49	0.30-9.14
☐ Churchill	0.55-1.52	0.61-3.35
☐ Owens e Gibbs	0.03-0.55	0.12-0.73

OK

5.2.7.4 Dados de Entrada

A simulação exige uma série de dados experimentais do rio principal, dos afluentes e das fontes de poluição pontuais e difusas.

- Qualidade da água e vazão – O programa necessita de dados experimentais referentes a dois pontos, um em cada extremidade do trecho do rio.

Entrada das concentrações correspondentes ao Ponto 1:

Oxigênio Dissolvido (mg/L):
4.2

Fósforo Total (mg/L):
0.098

Fósforo Total no Sedimento (mg/L):
0.4525

Clorofila a (micrograma/L):
0.82

Matéria Orgânica (mg/L):
4.5

Matéria Orgânica no Sedimento (mg/L):
71.25

Organismos bentônicos (unidade/L):
0.1

Peixes (unidade/L):
0.1

Turbidez (NTU):
20

OK Cancel

- Fontes pontuais de poluição – Afluentes, efluentes industriais e esgoto doméstico são consideradas fontes pontuais de poluição. Deve-se escolher o trecho em que existem estas fontes e entrar com os respectivos dados.

Dados de Entrada

Qualidade da água e vazão

Dados referentes ao ponto 1:

Dados referentes ao ponto 2:

Fontes pontuais de poluição

Fontes: Sub-Trecho:

Afluente:

Esgoto Urbano:

Efluente Industrial:

Zerar fontes:

Fontes difusas de poluição

Sub-Trecho:

Coefficiente de Escoamento Superficial:

Ajustes

Radiação solar:

Temperatura da água (°C):

Dados de vazão (m3/s):

Dados chuva (mm):

Dados para Validação

Valores dos dados experimentais:

Entrada de dados

Você atribuiu valor zero para fontes de poluição pontuais em todos os sub-trechos!

Entrada das concentrações correspondentes ao Sub-trecho es...

Oxigênio Dissolvido (mg/L):

Fósforo Total (mg/L):

Clorofila a (micrograma/L):

Matéria Orgânica (mg/L):

Vazão (L/h):

- Fontes difusas de poluição – É preciso conhecer a área de drenagem da sub-bacia e as características de uso das terras.

Fontes difusas de poluição

Coefficiente de Escoamento Superficial:

Sub-Trecho:

Entrada dos parâmetros para o cálculo da poluição difusa

Diferença de altura entre o ponto mais distante e o ponto de saída da bacia (m):

Área da sub-bacia (ha):

Fontes difusas de poluição

Coefficiente de Escoamento Superficial:

Sub-Trecho:

Após escolher o trecho desejado, dependendo do tamanho da área, duas janelas diferentes podem surgir:

1) Áreas menores que 50 hectares.

Método Racional

Coefficiente de Escoamento C

Área Urbana		Área Agrícola			
Descrição da Área	Coefficiente C	Declividade %	Solos Arenosos	Solos Francos	Solos Argilosos
☐ Cidades	0.70-0.95	0 - 5	☐	☐	☐
☐ Residencial	0.25-0.40	5 - 10	☐	☐	☐
		10 - 30	☐	☐	☐
Área Industrial		0 - 5	☐	☐	☐
☐ Leve	0.50-0.80	5 - 10	☐	☐	☐
☐ Pesada	0.60-0.90	10 - 30	☐	☐	☐
Tipo da superfície		0 - 5	☐	☐	☐
☐ Asfalto e concreto	0.70-0.95	5 - 10	☐	☐	☐
		10 - 30	☐	☐	☐

OK

2) Áreas maiores que 50 hectares.

coefC

Coefficiente de Escoamento Superficial

Área Urbana		Área Agrícola			
Descrição da Área		Condições de escoamento	Tipo de cobertura vegetal	Tipo de solo	Condições topográficas
☐ Cidades		Baixa	☐ área coberta de gramíneas	☐ areia	☒ área plana
☐ Residencial		Moderada	☐ cobertura vegetal intensa	☐ textura leve	☐ ligeiramente ondulada
Área Industrial		Media	☒ cobertura razoável a rala	☐ textura média	☐ ondulada a montanhosa
☐ Leve		Alta	☐ cobertura rala a esparsa	☒ textura pesada (argilosa)	☐ montanhosa a escarpada
☐ Pesada		Muito Alta	☐ cobertura esparsa e solo descoberto	☐ textura pesada a area rochosa	☐ escarpada

OK

Calcular Coeficiente

Coefficiente C

0

- Ajustes – A partir do ajuste dos dados experimentais de temperatura e de radiação solar as equações senoidais respectivas. Os parâmetros destes ajustes serão os dados de entrada.

Ajustes

Radiação solar

Temperatura da água (°C)

Dados de vazão (m3/s)

Dados chuva (mm)

Ajuste anual de Is a equação: $Is = R1 * \cos(t * 2p / 24) + R2 * \cos(\dots)$

Coefficiente de ajuste (R1):
-2.45

Coefficiente de ajuste (R2):
0.35

Albedo (ko):
0.04

Ajuste anual de T a equação: $T (^{\circ}C) = a + b * \cos (c * t) (^{\circ}C)$:

Coefficiente de ajuste (a):
21.2

Coefficiente de ajuste (b):
4.7

Coefficiente de ajuste (c):
0.000717

Escolha um arquivo .xls contendo dados de vazão diária (L/h):

Examinar: 30_NOV

Nome do arquivo:

Arquivos do tipo: *.xls

Escolha um arquivo .xls contendo dados diários de chuva (mm):

Examinar: 28_NOV

Nome do arquivo:

Arquivos do tipo: *.xls

- Dados para Validação – Para a entrada dos dados experimentais é necessário conhecer a data e hora da coleta. Se a hora não for conhecida, pode-se utilizar apenas a data. É possível salvar os dados introduzidos para serem utilizados numa outra simulação.

experimentais

Arquivo

Mes, dia e hora da coleta dos dados:

Mes: 1 0

Dia: 1 0

Hora: 1 0

Entre com os dados correspondentes a data:

experimentais

Arquivo

Salvar

Abrir

Mes, dia e hora da coleta dos dados:

Mes: 1 0

Dia: 1 0

Hora: 1 0

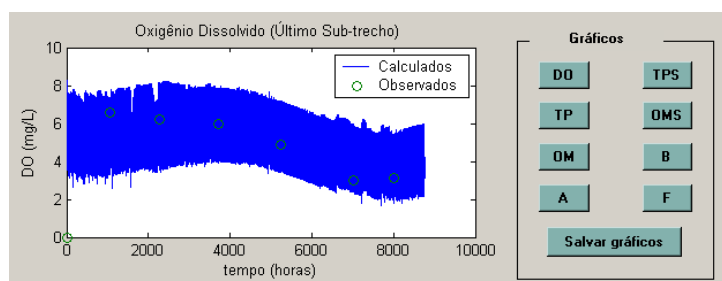
Entre com os dados correspondentes a data:

5.2.7.5 Opções do “Menu”

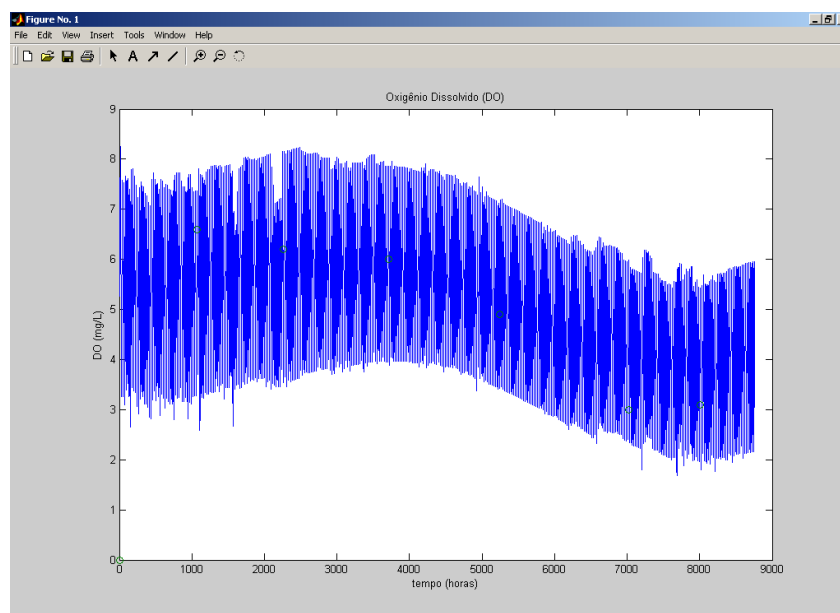
O “menu” do programa oferece as opções de rodar a simulação e, também, uma opção de ajuda com esclarecimentos sobre o funcionamento do programa. Para abrir e salvar todos os dados do usuário pode-se utilizar as opções do “workspace” do Matlab.

5.2.7.6 Gráficos

Este item, também, apresenta botões com os símbolos das variáveis simuladas. Ao clique de cada uma delas pode-se visualizar os resultados em forma de gráfico no painel à esquerda. Os resultados podem ser comparados com os dados experimentais introduzidos previamente em “Dados para validação”.



Para a visualização de outros gráficos numa janela separada, a qual permite salvar e manipular os gráficos, pode-se utilizar o botão “Salvar Gráficos” e uma série de gráficos surgirão ao clique do “mouse”.



6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Calibração

A calibração do modelo sistêmico envolve o ajuste de parâmetros, taxas e coeficientes a fim de que os resultados do modelo se aproximem ao máximo de valores reais. Os parâmetros de calibração do modelo estão mostrados a seguir. O processo de calibração foi realizado simultaneamente para todos os subsistemas.

Pode-se confirmar que a consideração do modelo como de mistura perfeita foi uma boa aproximação, comprovada pelo valor do número de Froud superior a $1/\pi$.

No processo de calibração foram considerados os dados experimentais do ano de 2006, mostrados nas Tabela 18 e Tabela 19 do item 6.2.1. A seguir estão apresentados os valores de ajuste dos parâmetros ou os cálculos referentes aos valores obtidos para todas as variáveis manipuladas (parâmetros, coeficientes, taxas, etc.) durante o processo de calibração do modelo.

De acordo com Ambrose (1993) durante o período de tempo inicial da simulação, podem ocorrer instabilidades, que é explicada devido ao fato de que o período de integração adotado deve ser menor que o período de variação das variáveis mais importantes do processo. Para um período de integração de um dia verificou-se alta instabilidade dos resultados. Para solucionar este problema basta diminuir o intervalo de integração. Por esta razão foi adotado o intervalo de integração de uma hora.

A unidade de fluxo escolhida para a calibração de todos os coeficientes foi $\text{mg L}^{-1} \text{h}^{-1}$, como se pode observar na Tabela 16.

Os valores dos coeficientes foram, inicialmente, obtidos através da calibração pelos valores de fluxos da literatura. Finalmente, realizou-se uma reavaliação ajustando-se os coeficientes do modelo até obter-se uma maior aproximação dos resultados do modelo com os dados reais. Estes valores estão apresentados na coluna 7 (Valor Calibrado) da Tabela 16.

Tabela 16 – Coeficientes de Transferência. Dados da Literatura e Valores Finais Calibrados.

Nº	Taxas	Valores (mg L ⁻¹ h ⁻¹)	Descrição	Símbolos	Valores da literatura (h ⁻¹)	Valor Calibrado (h ⁻¹)	Referência
A: Biomassa de algas							
1	$J1=k_{\max} * A * FI * FP$	$2,3.10^{-2}$	Produção da biomassa	$k_{\max}$	$1,1.10^{-1}$	$1,1.10^{-1}$	Feresin (1994)
2	$J2=A * k_{rA}$	$2,4.10^{-3}$	Respiração da biomassa	k_{rA}	$1,2.10^{-2}$	$1,2.10^{-2}$	Odum, (1983)
DO: Oxigênio dissolvido							
3	$J3=DO * OM * k_{resp}$	-	Degradação da OM	k_{resp}	$5,3.10^{-3}$	$5,3.10^{-3}$	Bitar (2002)
4	$J4=DO * OM_s * k_{rs}$	$8,3.10^{-3}$	Degradação OM _s	k_{rs}	$5,5.10^{-3}$ $1,7.10^{-5}$	$1,7.10^{-5}$	Bitar (2002) Zheng (2004)
5	$J5=DO * B * F * k_f$	$1,8.10^{-2}$	Produção de peixe	k_f	$7,1.10^{-6}$	$7,1.10^{-6}$	Wetzel (2001)
	$J6=DO * B * k_{bd}$	-	Degradação dos bentos	-	-	-	Herzfeld (2001)
6	$J7=k_{bp} * DO * OM_s * B$	-	Produção dos bentos	-	-	-	Zheng (2004)
	$J6+J7=$	$1,7.10^{-3}$	Produção de bentos - Degradação	$k_{bp}+k_{bd}$	$4,4.10^{-6}$	$4,4.10^{-6}$	Por diferença
7	$J8=k_{\max} * A * FI * FP$	$8,4.10^{-2}$	Produção de DO pela biomassa	k_{bo}	$4,4.10^{-1}$	$4,4.10^{-1}$	Deas (2000) Relação estequiométrica
8	$J9=$ Equação 75	-	Reaeração	k_{rea}	-	-	Chapra,
TP: Fósforo total na coluna d'água							
9	$J10=TP * k_{ps}$	-	Sedimentação do TP	k_{ps}	$5,9.10^{-5}$	$5,9.10^{-5}$	Deas (2000)
10	$J11=DO * OM * k_{om}$	$8,3.10^{-7}$	Entrada - mineralização da OM	k_{om}	$2,7.10^{-8}$	$2,6.10^{-7}$	Relação estequiométrica
11	$J12=k_{\max} * A * FI * FP$	$5,2.10^{-4}$	Consumo pela produção de biomassa	$k_{\max}$	$5,5.10^{-3}$	$5,5.10^{-3}$	Relação Estequiométrica Feresin, E.G. (1994)
TPs: Fósforo total no sedimento							
12	$J13=TP_s * k_{pres}$	-	Resuspensão do TPs	k_{pres}	-	$1,9.10^{-3}$	Wetzel (2001)
13	$J14=DO * OM_s * k_{oms}$	$8,3.10^{-7}$	Entrada da OM _s	k_{oms}	$1,7.10^{-9}$	$3,0.10^{-7}$	Relação estequiométrica

OM: Matéria orgânica

14	$J15 = A * k_{rA}$	$5,2.10^{-3}$	Produção de OM pela respiração da biomassa	k_{rA}	$1,7.10^{-4}$	$1,7.10^{-4}$	Odum, (1983)
15	$J16 = OM * k_{sOM}$	$1,5.10^{-3}$	Sedimentação da OM	k_{som}	$3,4.10^{-4}$	$3,4.10^{-4}$	Wetzel (2001)
16	$J17 = OM * DO * k_{omd}$	$2,6.10^{-3}$	Mineralização da OM	k_{omd}	$8,2.10^{-4}$ $4,6.10^{-5}$	$4,2.10^{-5}$	Bianchini Jr. (2002) Wetzel (2001)

OMs: Matéria orgânica no sedimento

17	$J18 = OM_s * DO * B * k_{bc}$	$7,3.10^{-4}$	Consumo de OMs pelo Bentos	k_{bc}	$1,9.10^{-6}$	$1,9.10^{-6}$	Wetzel (2001)
18	$J19 = B * k_{bi}$	$1,16.10^{-4}$	OMs da degradação do Bentos	k_{bi}	$2,4.10^{-7}$	$2,4.10^{-7}$	Wetzel (2001)
19	$J20 = OMs * DO * k_{roms}$	$1,7.10^{-4}$	Mineralização da OMs	k_{roms}	$9,9.10^{-4}$ $3,5.10^{-7}$	9.10^{-5}	Bianchini Jr. (2002) Wetzel (2001)
20	$J21 = OM * k_{sOM}$	$1,5.10^{-3}$	Sedimentação da OM	k_{som}	$3,4.10^{-4}$	$6,4.10^{-4}$	Wetzel (2001)

B: Organismos bentônicos

21	$J22 = B * k_{fish}$	$2,5.10^{-4}$	Consumo de organismos Bentônicos pelos peixes	k_{fish}	$4,6.10^{-7}$	$3,05.10^{-7}$	Estimado
22	$J23 = OMs * DO * B * k_{bp}$	$5,6.10^{-4}$	Produção dos organismos bentônicos	k_{bp}	$1,5.10^{-6}$	$8,5.10^{-5}$	Wetzel (2001)
23	$J24 = B * DO * k_{dom}$	$1,2.10^{-4}$	Degradação de B	k_{dom}	$4,0.10^{-7}$	$2,4.10^{-7}$	Wetzel (2001)

F: Peixes

24	$J25 = F * k_{fi}$	-	Mortalidade	k_{fi}	-	$1,0.10^{-8}$	Estimado
25	$J26 = F * k_{fishing}$	-	Pesca	$k_{fishing}$	-	$2,0.10^{-8}$	Estimado
26	$J27 = B * DO * F * k_{pf}$	-	Produção	k_{pf}	$1,04.10^{-3}$	$1,04.10^{-4}$	Chen (1976)

6.1.1 Memória de Cálculo dos coeficientes de transferência.

A: Biomassa de algas

1) Produção Primária – Dados de Feresin (1994) da planície de inundação da bacia do Mogi-Guaçu apontam para uma produção primária de $30 \text{ mgC m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Fazendo a conversão de mgC para mg de biomassa de alga (A), temos que a equação para a biomassa de alga é: $\text{C}_{106}\text{H}_{263}\text{O}_{110}\text{N}_{16}\text{P}_1 = 3550 \text{ g}$ de biomassa de algas, correspondendo a 1272 g de carbono (C_{106}). Transformando as unidades e considerando uma profundidade média de $1,6 \text{ m}$; o valor encontrado para produção primária foi de: $5,23 \cdot 10^{-2} \text{ mg A L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

2) Considerando-se que a respiração representa 10% da produção primária tem-se o valor de $2,27 \cdot 10^{-3} \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

DO: Oxigênio dissolvido

3) O valor do coeficiente ($0,126 \text{ dia}^{-1}$) referente ao consumo de oxigênio pela matéria orgânica na coluna d'água foi obtido por Bitar (2002) a partir de valores experimentais numa lagoa da planície de inundação do rio Mogi-Guaçu.

4) O valor do coeficiente ($0,132 \text{ dia}^{-1}$), referente ao consumo de oxigênio pela matéria orgânica no sedimento, foi obtido por Bitar (2002). Ainda, de acordo com Zheng (2004) e Herzfeld (2001), a demanda de oxigênio pelo sedimento é de $(1,2 - 2,5) \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, considerando $2 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, considerando uma espessura da camada de sedimento de 10^{-1} m e realizando as devidas transformações de unidades tem-se o valor de $8,3 \cdot 10^{-3} \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

5) Segundo dados de Wetzel (2001), a produção total de peixes (multi-espécies), para uma zona tropical, é de $1,8 \cdot 10^{-2} \text{ mg h}^{-1} \text{ L}^{-1}$.

6) Segundo dados de Zheng (2004) o consumo líquido de oxigênio pelo sedimento é em torno de $2,5 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, considerando uma espessura da camada de sedimento de 10^{-1} m , tem-se $1,0 \cdot 10^{-2} \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$. A diferença entre o consumo líquido de oxigênio menos o consumo de oxigênio pela matéria orgânica no sedimento ($1,0 \cdot 10^{-2} - 8,3 \cdot 10^{-3}$) nos dá um consumo total de oxigênio, pelos organismos bentônicos, de $1,7 \cdot 10^{-3} \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

7) Considerando-se que a proporção de oxigênio dissolvido (OD) produzido pela biomassa é de $1,6 \text{ mg (OD)}$ para cada grama de biomassa de alga, portanto, a produção de OD é de $8,37 \cdot 10^{-2} \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

8) A taxa de reaeração foi através das seguintes equações:

$$TR = k_{rea}(C_s - O_{2_col}); \quad (73)$$

onde C_s é a concentração de saturação do oxigênio na água. C_s é uma função da temperatura, dada pela seguinte Equação 74:

$$C_s = 14,652 - 0,41022T + 0,0079910T^2 + 0,000077774T^3; \quad (74)$$

onde T (°C) é a temperatura da água⁷.

$$k_{rea} = \frac{5,32v^{0,67}\theta^{(T-20)}}{D^{1,85}}; \quad (75)$$

onde v (m/s) é a velocidade média do fluxo de água, D (m) é a profundidade média⁸ e T (°C) é a temperatura da água e θ é o coeficiente de correção da temperatura.

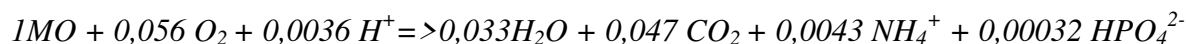
TP: Fósforo total na coluna d'água

9) A taxa de sedimentação do fósforo total foi calculada a partir da velocidade de sedimentação dividida pela profundidade média. De acordo com Deas (2000) a velocidade de sedimentação do fósforo está entre (0,002 – 0,2) m dia⁻¹, e que entre a sedimentação e a resuspensão se estabelece um equilíbrio, portanto, assumiu-se o valor encontrado na calibração, que foi de 0,002 m dia⁻¹.

10) De acordo com Reichert (2000) a fórmula química para o processo de mineralização da matéria orgânica pode ser determinada usando o princípio da conservação para os elementos C, H, O, N, P. Resultando na Equação 76:

$$Ca_C/12 Ha_H Oa_O/16 Na_N/14 Pa_P/31 + \left(\frac{\alpha_C}{12} + \frac{\alpha_H}{4} - \frac{\alpha_O}{32} - \frac{3\alpha_N}{56} + \frac{5\alpha_P}{124} \right) O_2 + \left(\frac{\alpha_N}{14} - \frac{2\alpha_P}{31} \right) H^+ \\ \Rightarrow \left(\frac{\alpha_H}{2} - \frac{3\alpha_N}{28} - \frac{5\alpha_P}{62} \right) H_2O + \frac{\alpha_C}{12} CO_2 + \frac{\alpha_N}{14} NH_4^+ + \frac{\alpha_P}{31} HPO_4^{2-} \quad (76)$$

Considerando as substâncias orgânicas dissolvidas disponíveis para rápida biodegradação por organismos heterotróficos, tem-se que: $\alpha_C=0,57$, $\alpha_H=0,08$, $\alpha_O=0,28$, $\alpha_N=0,06$, $\alpha_P=0,01$. A relação estequiométrica pode, então, ser escrita da seguinte forma:



Tem-se que para cada 1 gMO são produzidos $3,2 \cdot 10^{-4}$ g de fósforo total no processo de mineralização da matéria orgânica. Portanto, para uma taxa de mineralização igual a $2,6 \cdot 10^{-3}$ mg OM L⁻¹ h⁻¹ tem-se uma taxa de produção de fósforo igual a $8,3 \cdot 10^{-7}$ mg TP L⁻¹ h⁻¹.

⁷ Whitehead (1997).

⁸ Zheng et al., (2004) e Deas, (2000)

11) A proporção estequiométrica de fósforo utilizado na produção primária é de 0,01 mg de fósforo total para cada 1mg de biomassa de alga. Portanto, a taxa de uso do fósforo na produção primária é de $5,23 \cdot 10^{-4} \text{ mgTP L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

TPs: Fósforo total no sedimento

12) De acordo com Gayle e Odum (1975) pode-se assumir que entre a sedimentação e a resuspensão se estabelece um equilíbrio, portanto, assumiu-se o valor calculado no item 9.

13) O processo é o mesmo descrito no item 10. Para uma taxa de mineralização da matéria orgânica no sedimento igual a $2,6 \cdot 10^{-3} \text{ mg OM L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ tem-se uma taxa de produção de fósforo total igual a $8,3 \cdot 10^{-7} \text{ mg TP L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

OM: Matéria orgânica

14) Considerando-se que a respiração representa 10% da produção primária, o valor da taxa de respiração é de $5,23 \cdot 10^{-3} \text{ mgTP L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

15) Dados de Wetzel (2001) apontam para uma taxa de sedimentação da matéria orgânica de $21,7 \text{ g C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. A partir da relação estequiométrica do processo de mineralização da matéria orgânica tem-se que a conversão de carbono orgânico para matéria orgânica é dada pela seguinte equação: $\text{orgC} = \alpha \text{C. OM}$ onde ($\alpha \text{C} = 0,57 \text{ g C}$), portanto, a taxa de sedimentação de matéria orgânica é de $1,65 \cdot 10^{-3} \text{ mgOM L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

16) Dados de mineralização da matéria orgânica foram determinados por Santino (2002). O valor do coeficiente de mineralização aeróbica da matéria orgânica instável (ácido fúlvico (AF) + ácido húmico (AU)) encontrado foi de $8,2 \cdot 10^{-4} \text{ h}^{-1}$. Dados de Wetzel (2001), para lagos, mostram uma taxa de mineralização do carbono orgânico dissolvido (DOC) de $20,6 \text{ gC m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. A partir da relação estequiométrica do processo de mineralização da matéria orgânica tem-se que a conversão de carbono orgânico para matéria orgânica dissolvida é dada pela seguinte equação: $\text{orgC} = \alpha \text{C. OM}$. Portanto, a taxa de mineralização da matéria orgânica na coluna d'água é de $2,6 \cdot 10^{-3} \text{ mgOM L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

OMs: Matéria orgânica no sedimento

17) De acordo com Wetzel (2001) a taxa de consumo de carbono pelos organismos bentônicos é de $100 \text{ mgC m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, fazendo a conversão para matéria orgânica tem-se o valor de $7,3 \cdot 10^{-4} \text{ mgOM L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

18) De acordo com Wetzel (2001) a taxa de degradação dos organismos bentônicos é de $16 \text{ mgC m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, fazendo a conversão para matéria orgânica tem-se: $1,16 \cdot 10^{-4} \text{ mgOM L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

19) O coeficiente de mineralização aeróbica da matéria orgânica instável do sedimento foi determinado por Santino (2002), o qual encontrou o valor de $9,9 \cdot 10^{-4} \text{ h}^{-1}$. Dados de Wetzel (2001) apontam para uma taxa de mineralização do carbono orgânico particulado (POC) de $8,6 \text{ g C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. Seguindo os cálculos do item (16), a taxa de mineralização da matéria orgânica particulada na coluna d'água é de $1,7 \cdot 10^{-4} \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$. De acordo com Wetzel (2001), a velocidade de utilização de soluções orgânicas simples são de magnitude várias vezes maior nos sedimentos que na coluna d'água, o que é confirmado pelos valores dos coeficientes de transferência na coluna d'água e no sedimento.

20) Descrito no item (15).

B: Organismos bentônicos

A comunidade bentônica do rio Mogi-Guaçu é formada, principalmente, pelos organismos: Annelida Cl. Oligochaeta, Fam. Chironomidae. Os valores foram estimados a partir de dados de Brigante (2003).

21) Estimado.

22) Dados de Wetzel (2001) apontam para uma produção total de organismos bentônicos invertebrados de $49 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, ou seja, $5,6 \cdot 10^{-4} \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

23) Descrito no item (18).

F: Peixes

24) Estimado

25) Estimado

26) Chen (1976) propõe o valor de $0,01 \text{ dia}^{-1}$.

Nos cálculos anteriores, para a transformação de m^2 para m^3 foram considerados:

- Espessura da camada de sedimento de 10^{-1} m .
- Profundidade média da coluna d'água de $1,8 \text{ m}$.

Os parâmetros foram mantidos constante no espaço. Os valores finais calibrados dos coeficientes de correção da temperatura estão apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 – Coeficientes de Correção da Temperatura. Resultados da Calibração.

Nº	Coeficiente	Constante Empírica, θ
1	kmax	1,14
2	k _{rA}	1,1
3	kresp	1,01
4	krs	1,2
5	kf	0,92
6	kbd	1,2
	kbp	1,1
7	kmax	1,02
8	Equação 75	1,02
9	k _{ps}	1,02
10	kom	1,008
11	kmax	1,14
12	k _{pres}	1,1
13	k _{oms}	1,01
14	k _{rA}	
15	k _{sOM}	1,14
16	komd	1,1
17	k _{bc}	1,01
18	k _{bi}	1,2
19	k _{rOMS}	0,92
20	k _{sOM}	1,2
21	k _{fish}	1,1
22	k _{bp}	1,08
23	kdom	1,14
24	k _{fi}	1,1
25	k _{fishing}	1
26	k _{pf}	1,2

Um dos problemas encontrados no processo de calibração é inerente às séries históricas de dados experimentais, onde os dados são pontuais e bimestrais. Esta distribuição e frequência de dados são, relativamente, adequadas para validação do modelo em simulações de longo prazo, porém não são representativos da realidade, altamente

dinâmica, de intervalos de tempo curtos, o que dificulta consideravelmente o processo de calibração do modelo para cenários de curto prazo.

Para ser possível realizar cenários de curto prazo com maior exatidão seriam necessários dados experimentais menos esparsos, tanto no tempo quanto no espaço.

Apesar disto, pode-se observar que os dados gerados pelo modelo apresentam uma tendência coerente com o esperado e com a dinâmica dos dados experimentais. Este comportamento pode ser considerado de relevante importância em modelos de sistemas naturais e adequado para a elaboração de cenários futuros.

Outro motivo de incertezas do modelo, certamente, é a falta de dados de monitoramento. Mesmo os dados existentes, por serem pontuais, não são adequados já que não permitem identificar a influência na dinâmica dos parâmetros avaliados.

Também, podem ocorrer erros devido a eventuais inconsistências do modelo, o que poderá ser identificado somente a partir da aplicação deste modelo em uma área onde estas variáveis, citadas anteriormente, forem bem conhecidas.

6.2 Ajustes dos Dados de Entrada

Local: Localidades codificadas pela CETESB como MOGU02160 (À jusante da cidade de Mogi-Guaçu) e MOGU02200 (Ponte na rodovia que liga Leme a Conchal, em Pádua Sales).

6.2.1 Concentrações

Os dados de concentrações e da temperatura da água foram obtidos a partir do relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2003 - 2006 (CETESB, 2003, 2004, 2005 e 2006). Os dados estão apresentados nas Tabelas 18 e 19 a seguir. Dados referentes aos anos de 2003 a 2005 estão apresentados no Apêndice A.

Tabela 18 – Parâmetros da qualidade da água (2006) – MOGU 02160

Parâmetros	Padrão	06/2/06	24/4/06	15/6/06	10/8/06	4/10/06	6/12/06
Temp. Água °C		25	22	19	17,5	20	25
Fósforo mg/L	Máx.0,025	0,133	0,023	0,067	0,07	0,2	0,095
DBO mg/L	Máx. 5	3	2	<2	<3	<2	<2
OD mg/L	Mín.5	5	3,8	3,6	4,9	3,7	4,4

Tabela 19 – Parâmetros da qualidade da água (2006) – MOGU 02200

Parâmetros	Padrão	11/2/06	12/4/06	16/6/06	11/08/06	25/10/06	6/12/06
Temp. Água °C		26	23,7	18	21	23,9	26,3
Fósforo mg/L	Máx. 0,025	0,18	0,045	0,119	0,2	0,2	0,079
DBO mg/L	Máx. 5	8	<2	<2	3	<2	<2
OD mg/L	Mín. 5	6,6	6,2	6	4,9	3	3,1

6.2.2 Temperatura da água

Os valores dos parâmetros (a, b e c) do ajuste da temperatura da água estão apresentados na Tabela 20 a seguir.

Tabela 20 – Parâmetros do ajuste da equação para a variação sazonal da temperatura da água.

Parâmetros	Valores			
	(2003)	(2004)	(2005)	(2006)
<i>a</i>	23	22,5	23	22
<i>b</i>	3,9	4,5	4,52	4,5
<i>c</i>	0,00072	0,00072	0,00072	0,00072

A Figura 22 mostra o ajuste (coeficiente de correlação $R^2 = 0,96$) entre os dados de temperatura da água preditos pela Equação 69 e obtidos experimentalmente pela CETESB (observados), ao longo do ano de 2006. Os gráficos referentes aos anos de 2003 a 2005 estão no Apêndice A.

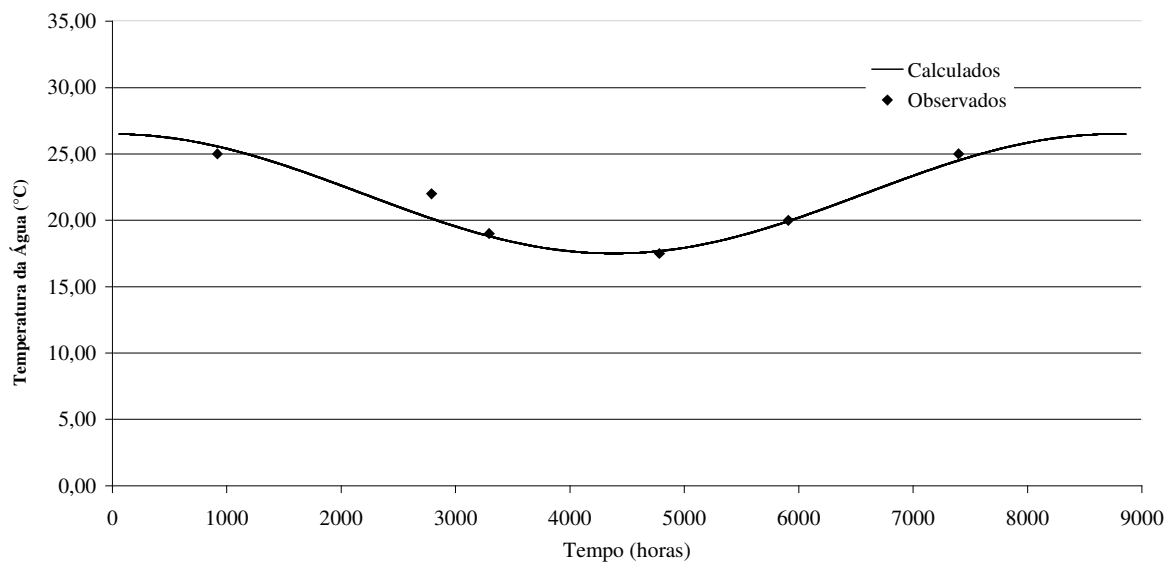


Figura 22 – Ajuste da temperatura da água (2006).

6.2.3 Radiação Solar

O modelo da radiação solar está apresentado no item 5.2.2.2.2. A Figura 23 mostra o ajuste entre os dados preditos pelo modelo e os fornecidos pelo *software RADIASOL*.

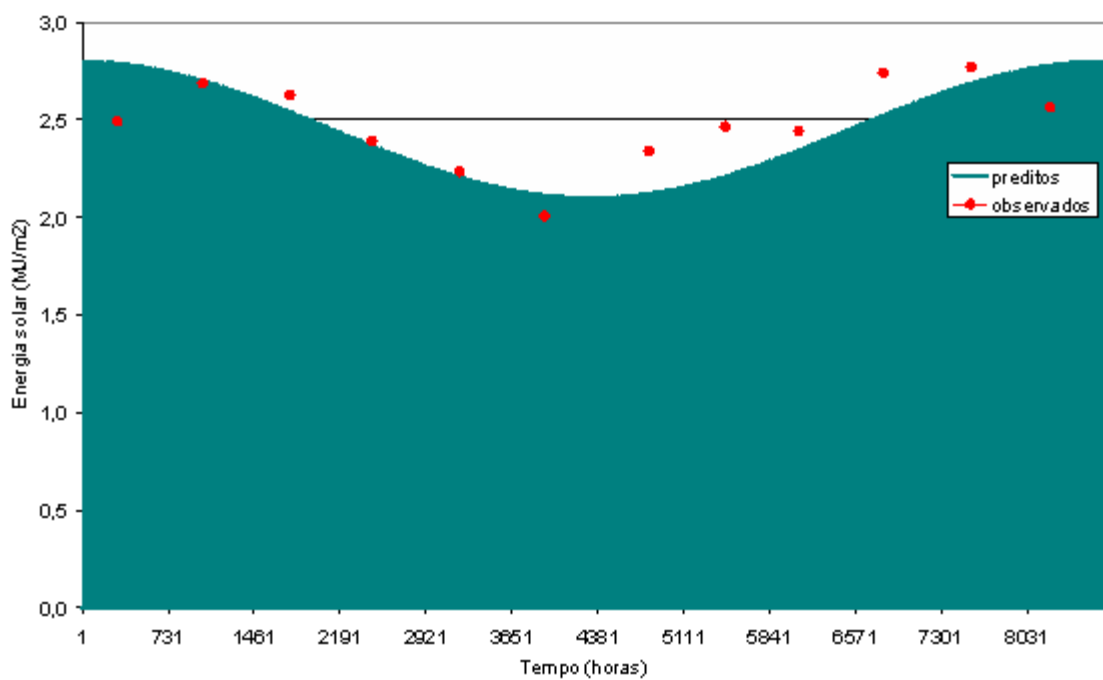


Figura 23 – Ajuste da radiação solar (valores médios).

Os valores dos parâmetros R_1 e R_2 , ajustados a Equação 48, referentes à radiação solar diária pelo período de um ano, estão apresentados na Tabela 21:

Tabela 21 – Parâmetros ajustados para o modelo da radiação solar.

Parâmetros	Valores
R_1	2,45
R_2	0,35

Uma comparação entre o resultado do ajuste e dados do software *Radiasol*, para o intervalo de 24 horas, pode ser visto na Figura 24 a seguir.

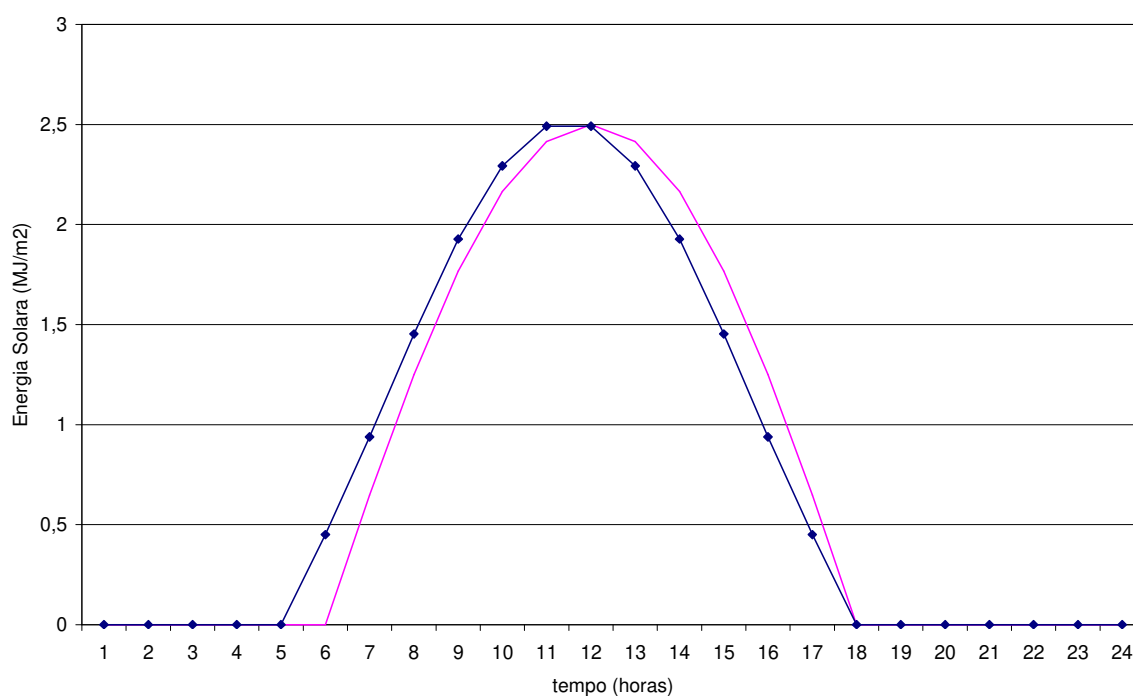


Figura 24 – Resultado do ajuste para a radiação solar diária.

6.2.4 Vazão

A Figura 25 mostra os valores de vazão e chuva, prefixo DAEE (3D-004) e (D3-834AN, D4-029 e D4-105) respectivamente, ao longo do ano de 2006. As figuras referentes aos anos 2003-2005 estão no Apêndice A.

Para os anos de 2003 e 2004 e início de 2005, devido à falta de dados, foram utilizados dados de vazão de 1987⁹. Os dados de vazão dos anos de 2005 (outubro, novembro e dezembro) e 2006, foram disponibilizados pelo DAEE.

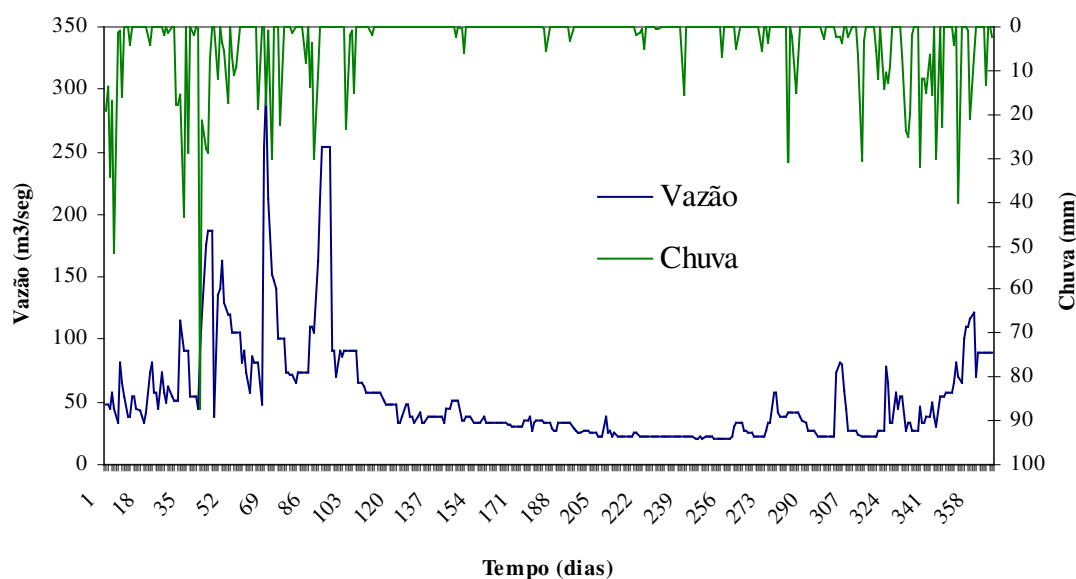


Figura 25 – Dados de vazão e chuva ao longo do ano de 2006.

6.2.5 Características Físicas

Valores dos parâmetros da Curva-Chave (prefixo DAEE 3D-004):

$H_o = 0,75$; $k = 52,81$; $n = 1,25$.

Largura média do rio Mogi-Guaçu: 68m.

A distância aproximada entre os pontos de Mogi-Guaçu e Conchal foi de 30 km, mostrado na Figura 25. As distâncias entre o ponto um e os afluentes, rio Mogi-Mirim e Oriçanga, são de 3,22 e 18,07 km, respectivamente.

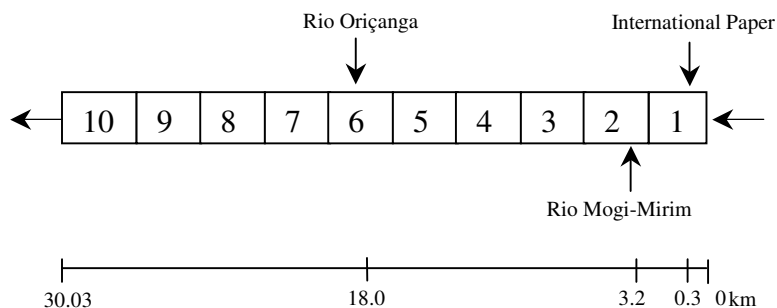


Figura 26 – Diagrama das distâncias entre os principais pontos do trecho do rio Mogi-Guaçu.

⁹ Ano mais recente de dados de vazão disponibilizados pelo DAEE.

A área de drenagem correspondente a este trecho é de aproximadamente 228,6 km², ou, 22.860,0 hectares.

6.2.6 Afluentes e fontes de poluição

Os dados referentes às fontes de poluição, obtidos a partir do Relatório Zero, (Cavaenha, 1999, Larentis, 2004 e Lima, 1998), estão apresentados nas Tabela 22 a 25.

Tabela 22 – Dados de vazão para efluentes industriais

Trecho	Descrição	Vazão (m ³ /h)
1	International Paper (Champion Papel e Celulose)	4680

Devido à indisponibilidade de dados experimentais de concentração para o efluente industrial foram considerados valores de concentração média. Podem ser considerados, também, valores correspondentes aos limites estabelecidos pelo CONAMA de acordo com a classe do rio. Alguns valores estão mostrados na Tabela 23 (Lima, 1998).

Tabela 23 – Concentração média de poluentes (mg/L) por tipo de indústria.

Tipo	DBO ₅	Nitrogênio Total	Fósforo Total	Coliformes Fecais*
Papel	250,0	10,0	1,2	0,001

Tabela 24 – Dados de vazão dos Afluentes.

Trecho	Descrição	Vazão* (L/h)
3	Rio Oriçanga	1,02.10 ⁷
6	Rio Mogi-Mirim	2,01.10 ⁷

*Valores médios anuais

As Tabela 25 e 26 mostram os valores médios das concentrações dos parâmetros da qualidade da água para os dois afluentes do trecho do rio Mogi-Guaçu sob estudo.

Tabela 25 – Média anual de dados da qualidade da água do Rio Oriçanga. (Código Cetesb - ORIZ02900).

Parâmetros	Unidade	Valor Médio- (1996-2006) ¹⁰ 2003	Valor Médio 2004	Valor Médio 2005	Valor Médio 2006
Fósforo Total	mg/L	0,163	0,16	0,18	0,195
N.Amoniacal	mg/L	0,35	0,35	0,36	0,97
Nitrato	mg/L	0,47	0,28	0,64	0,51
OD	mg/L	5,4	5,47	5,05	4,04

¹⁰ Devido a indisponibilidade de dados primários, para o ano de 2003, foram utilizados valores médios para o período de 1996 a 2006.

Tabela 26 – Média anual de dados da qualidade da água do Rio Mogi-Mirim. (Código Cetesb - MOMI03800).

Parâmetros	Unidade	Valor Médio- (1996-2006) 2003	Valor Médio 2004	Valor Médio 2005	Valor Médio 2006
Fósforo Total	mg/L	1,442	2,48	1,19	2,4
N. Amoniacal	mg/L	5,93	6,14	5,73	7,94
Nitrato	mg/L	0,16	0,08	0,22	0,064
OD	mg/L	1,1	1,55	1,13	1,025

Quanto às fontes de poluição difusas, foram considerados os valores de concentração média estimada do Oxigênio Dissolvido (DO) e Fósforo Total (TP) avaliados por Larentis (2004) e mostrados na Tabela 5.

6.3 Validação

No processo de validação do modelo os resultados obtidos na simulação, das variáveis: oxigênio dissolvido (DO) e fósforo total (TP), foram comparados com dados experimentais obtidos pela CETESB. Tanto o oxigênio dissolvido como o fósforo total, estão envolvidos em muitas das interações que acontecem no sistema, como se pode observar pela Figura 8, portanto, estas variáveis foram consideradas como representativas de todo o sistema. Os resultados, mostrados na Figura 27, são referentes aos anos de 2003 a 2006

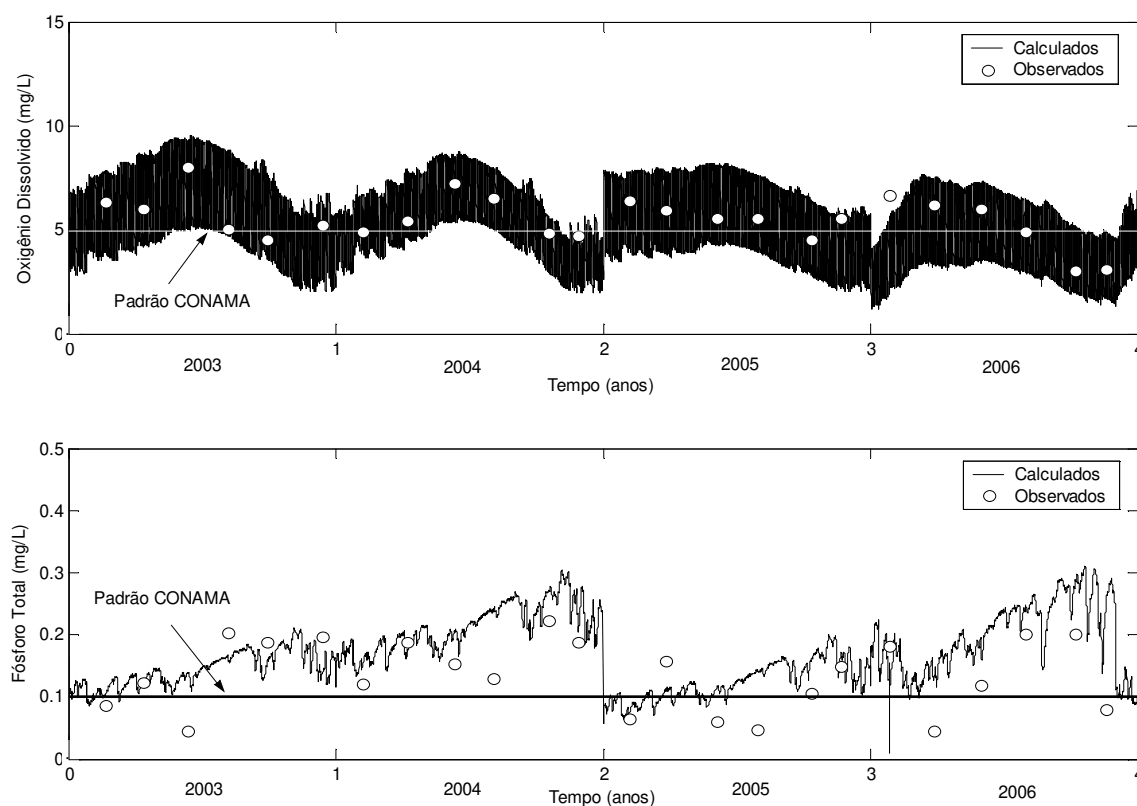


Figura 27 – Oxigênio Dissolvido e Fósforo Total (2003- 2006).

Quanto mais próximos da realidade forem os dados de entrada do modelo maior exatidão terá os resultados gerados pelo modelo. Como alguns dos dados de entrada do modelo foram aproximados ou assumidos como a média (conforme item 5.2.3), logo, a concordância entre os resultados mostrados na Figura 27 foi analisada mais na direção de uma concordância entre a tendência do comportamento dinâmico dos dados, do que em relação à exatidão entre os pontos, a qual pode ter variações não explicadas devido a

mudanças pontuais não quantificadas ou desconhecidas e, portanto, desconsideradas nos dados de entrada do modelo.

Apesar destas dificuldades, particular de grande parte dos modelos sistêmicos, pode-se observar na Figura 27 que os dados calculados se aproximam satisfatoriamente dos dados experimentais fornecidos pela CETESB seguindo a mesma tendência sazonal e ao longo dos anos.

Como se trata de um modelo sistêmico, onde as partes estão conectadas e a alteração de uma variável é refletida pelas demais, considera-se, portanto, as demais variáveis como válidas.

6.3.1 Resultados Complementares

O comportamento dinâmico, para o último compartimento, das variáveis: biomassa de algas (A), fósforo total (TP), fósforo total no sedimento (TPS), matéria orgânica (OM), matéria orgânica no sedimento (OMS), organismos bentônicos (B) e peixes (F), para o ano de 2006, estão mostrados na Figura 28. O aumento na quantidade de organismos bentônicos é acompanhado pela diminuição da diversidade dos mesmos. Quedas de curto prazo na concentração de DO provocam diminuição na população de peixes. Valores próximos de zero da concentração de oxigênio por um período de tempo prolongado provocariam a mortandade de peixes.

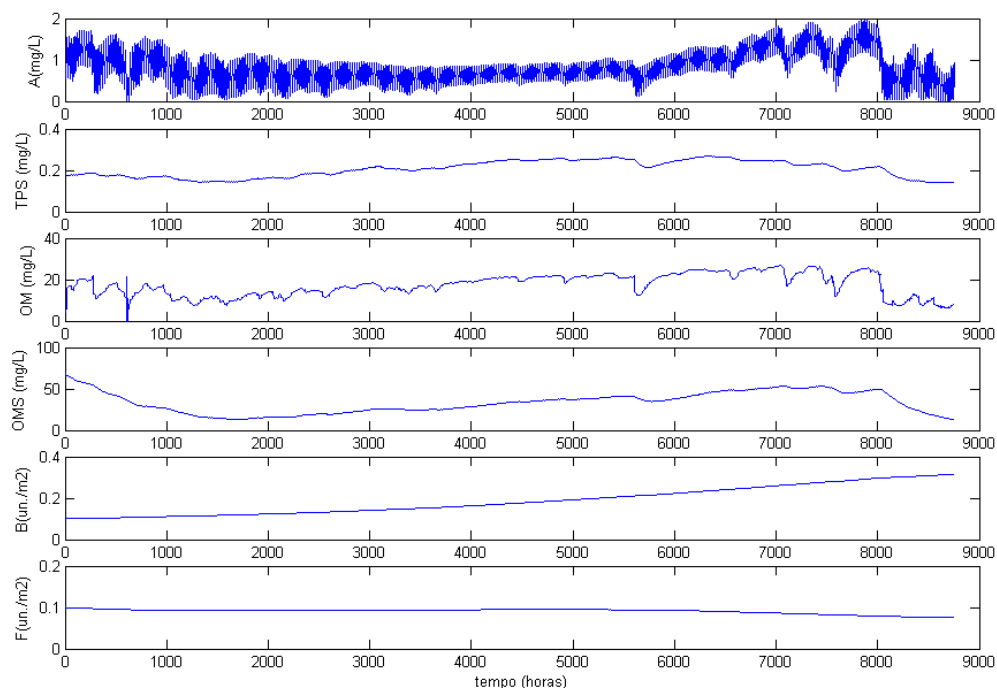


Figura 28 – Variação temporal das variáveis A, TPS, OM, OMS, B e F.

Alguns dos processos que mais colaboram para o consumo e produção de oxigênio dissolvido são: a produção primária, a reaeração e o consumo pela degradação da matéria orgânica.

A Figura 30, tridimensional, facilita a visualização longitudinal e temporal da produção de DO pela biomassa de algas na produção primária (PP). Apesar de a PP produzir uma quantidade maior de oxigênio durante o verão, o processo de reaeração apresenta comportamento inverso e de maior magnitude, portanto, muitas vezes prevalecendo sobre a PP, como se pode observar na Figura 29.

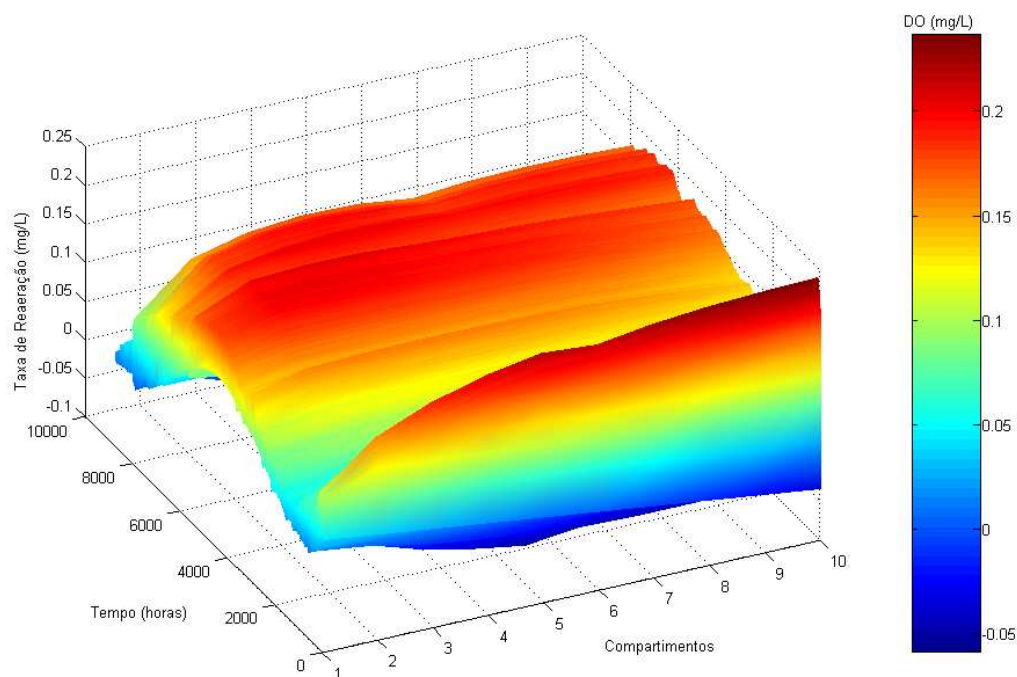


Figura 29 – Oxigênio dissolvido - Processo de Reaeração.

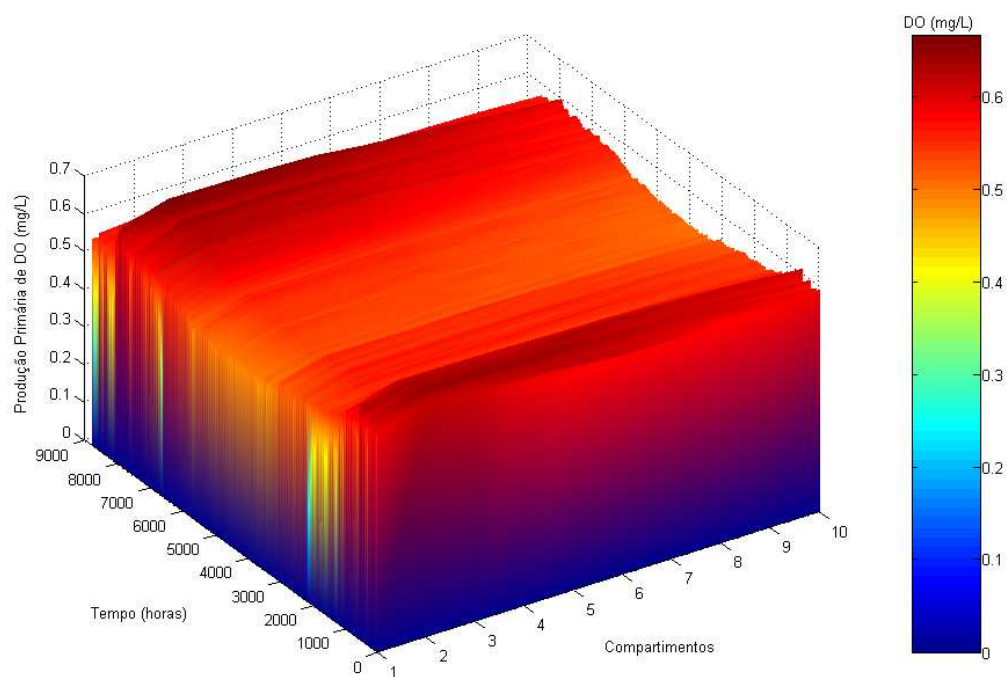


Figura 30 – Variação temporal e longitudinal do oxigênio dissolvido produzido na Produção Primária.

A variação longitudinal das variáveis mais importantes, por compartimento para o ano de 2006, está mostrada na Figura 31.

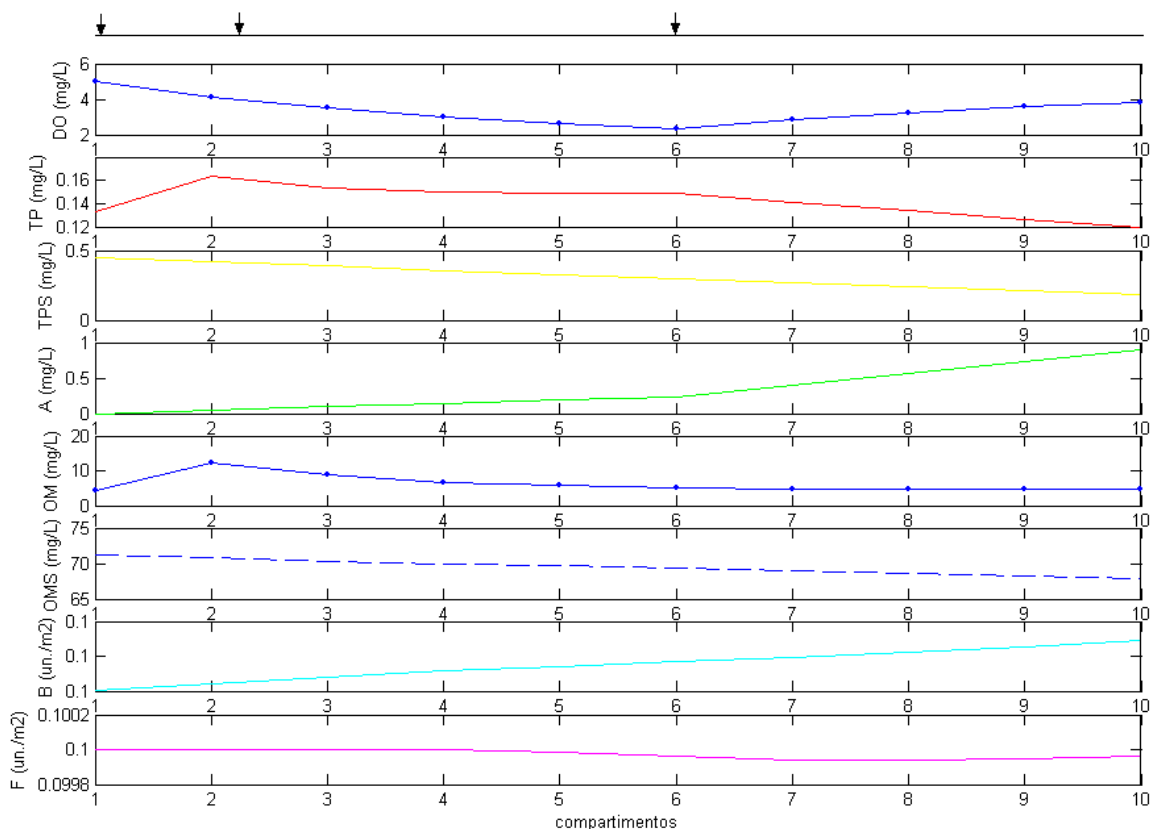


Figura 31 – Resultado da simulação de todos os estoques para a variação longitudinal (2006).

A variação longitudinal mostrada na Figura 31 foi obtida a partir das 00:00h. O aumento na concentração de matéria orgânica, principalmente, no compartimento dois (Figura 32), provoca um decréscimo na concentração de DO (Figura 33) no compartimento seguinte e nos demais se recupera. A partir do compartimento seis cessam as fontes pontuais de poluição pontuais e coincide com o início da produção de oxigênio pela produção primária, resultando num aumento da biomassa de algas, na recuperação de DO, num maior consumo de nutrientes e no aumento da mineralização da matéria. A variação longitudinal deve ser observada de forma particular com relação ao horário de início da simulação, pois o início da produção primária e, portanto, da produção de oxigênio influencia consideravelmente todos os parâmetros. Outro resultado da variação longitudinal com início as 18h00min está apresentado no Apêndice A.

Os organismos bentônicos e os peixes não sofreram modificações significativas no curto prazo, ao longo do rio. Variações ao longo do tempo, de longo prazo, são mais adequadas para avaliar estas variáveis já que, desde que não aconteça algum desequilíbrio

ambiental de grandes proporções, estas variáveis respondem mais lentamente às transformações do rio.

O estoque de matéria orgânica do sedimento influencia fortemente no processo de consumo de oxigênio, tanto na coluna d'água quanto no sedimento. Pode-se observar que aumentos na concentração de matéria orgânica (Figura 32) provocam decréscimos na concentração de oxigênio dissolvido (Figura 33).

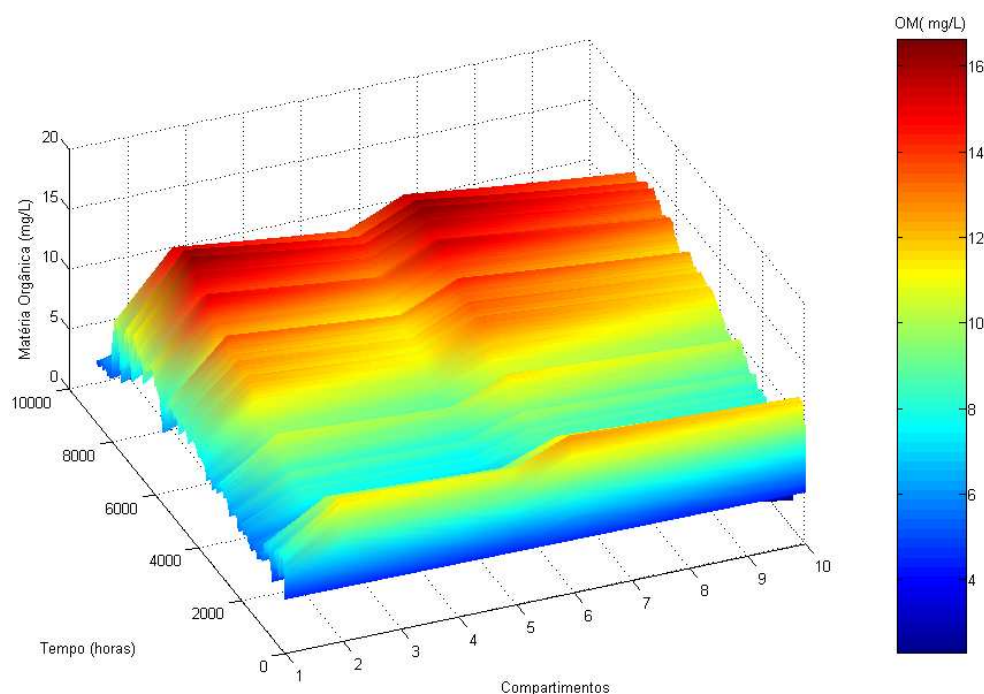


Figura 32 – Variação temporal e longitudinal da Matéria Orgânica (2006).

Através da Figura 33, também, é possível observar o comportamento dinâmico do oxigênio dissolvido ao longo do ano e ao longo do rio. Durante o inverno, a concentração de oxigênio dissolvido (DO) tende a se recuperar entre os compartimentos 1 e 2 e decresce nos compartimentos correspondentes as entradas dos afluentes, rios Mogi-Mirim e Orizanga nos compartimentos 2 e 6, respectivamente. Nos compartimentos seguintes apresenta forte recuperação, tanto longitudinalmente quanto ao longo do tempo.

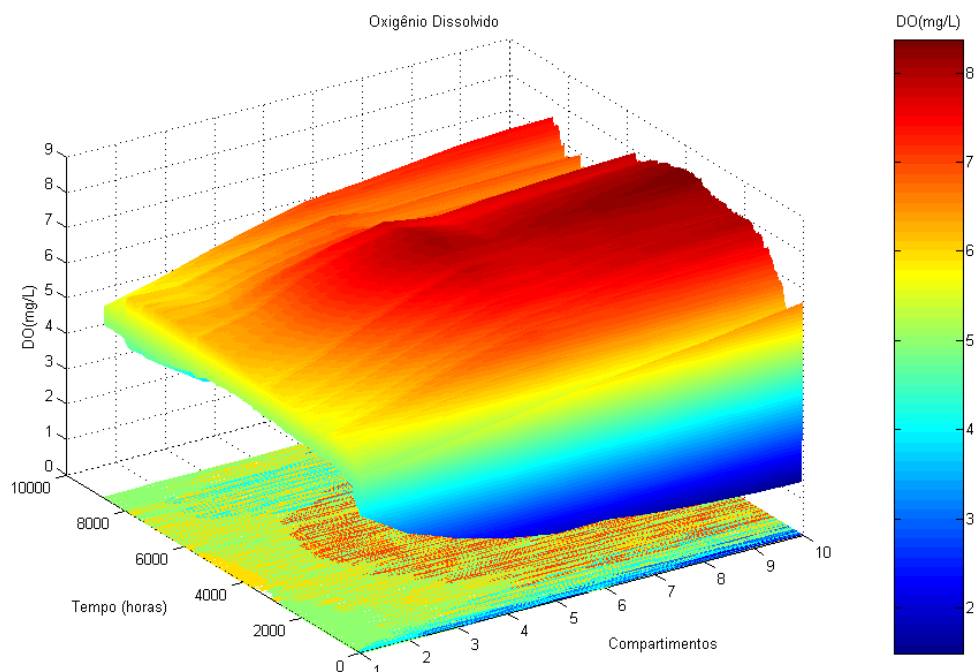


Figura 33 – Variação temporal e longitudinal do Oxigênio Dissolvido (2006).

Durante o período de verão pode-se observar forte queda na concentração de oxigênio, principalmente, durante o período da noite e recuperação durante o dia, atingindo patamares aceitáveis. Este comportamento da concentração de oxigênio dissolvido demonstra a fragilidade em que o sistema se encontra. Este sutil limiar entre o equilíbrio e o desequilíbrio de um sistema passa despercebido quando a compreensão dos processos está apoiada apenas em medidas experimentais esparsas e em horários de pico de produção de oxigênio dissolvido pela biomassa de algas (das 11:00 às 13:00h), como é o caso dos dados coletados pela CETESB. Isto demonstra a potencialidade e o diferencial na utilização de modelos para a compreensão das dinâmicas complexas da qualidade da água de um rio.

Demais resultados estão apresentados no Apêndice A.

6.4 Cenários

As Tabela 27 e 28 mostram uma síntese dos dados de entrada no modelo, correspondentes aos diferentes cenários mostrados nos próximos tópicos.

Tabela 27 – Síntese dos Cenários.

Variáveis	Crescimento Populacional: aumento do esgoto doméstico	Mudanças Climáticas: temperatura (°C)	Crescimento Industrial: aumento do lançamento de efluentes (L/h)	Alteração no uso das Terras: coeficiente de escoamento superficial (Adimensional)
Valor padrão	2,7e ⁶ (L/h)	21,2	4,68e ⁶	0,45
Otimista	0,7 (%)	0	0	0,2
Pessimista	+ 2,1 (%)	+ 4	+ 8e ⁶	0,75

Tabela 28 – Cruzamento de variáveis para construção dos cenários.

Variáveis	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário IV	Cenário V
Otimista/Pessimista	I	II	III	IV	V
Uso das Terras	x		x	x	x
Mudanças Climáticas	x		x	x	
Crescimento Populacional		x	x	x	x
Parque Industrial		x	x	x	
Tratamento de Esgoto Doméstico				x	x

Nos resultados destes cenários serão mostradas variações longitudinais de todos os parâmetros, e variações ao longo do tempo para o oxigênio dissolvido. As variações ao longo do tempo serão de curto prazo (7 dias) e de médio prazo (um ano).

Os resultados dos cenários serão comparados com os resultados da simulação do ano de 2006.

6.4.1 Cenário I

O cenário I é pessimista e trata da modificação no uso das terras associada às mudanças climáticas.

No cenário de mudanças climáticas, com o aumento da temperatura em 4°C e assumindo um valor de coeficiente de escoamento superficial de 0,75 as condições da concentração de oxigênio dissolvido que já são críticas se agravam, enquanto as concentrações do fósforo dissolvido aumentam provocando uma elevação na produção de

biomassa de algas a partir do compartimento seis (6). Os peixes sofrem impacto negativo, porém, este impacto não é quantitativamente significativo no curto prazo. Para uma simulação ao médio de um ano (Apêndice A, Figura 66) a população de peixes sofre um decréscimo expressivo, principalmente, nos últimos compartimentos.

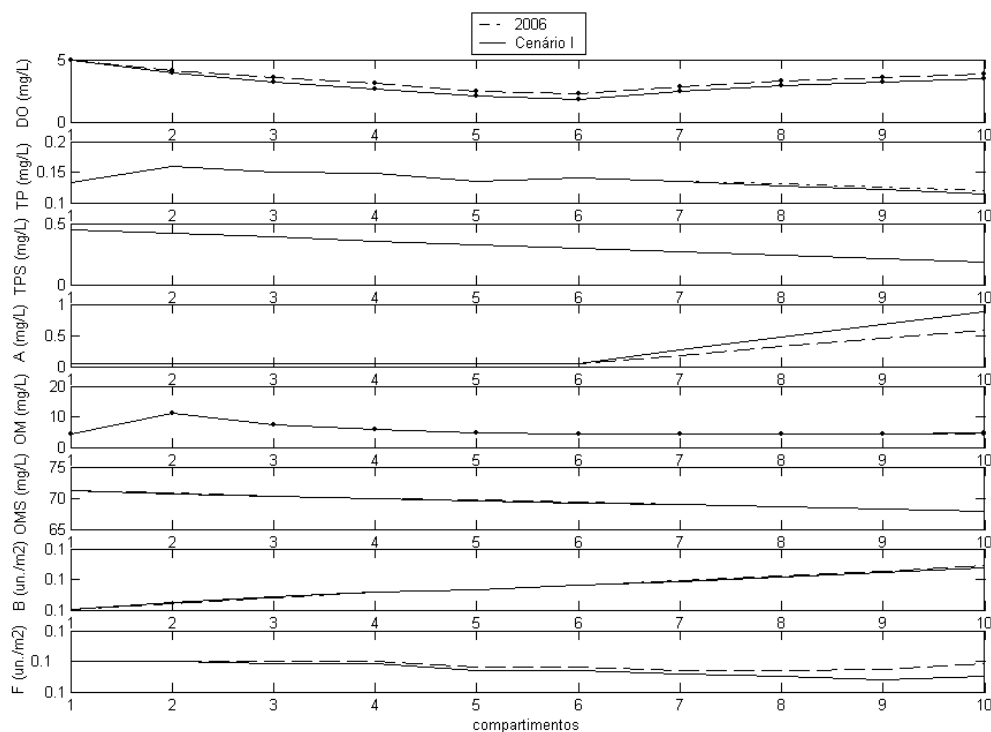


Figura 34 – Cenário I: Resultado da simulação de todos os estoques para a variação longitudinal

Como mostra a Figura 34, este cenário apresenta uma degradação das variáveis, mas, com exceção da biomassa de algas, não apresenta grandes variações pontuais, ou seja, segue a mesma tendência quando comparado com o ano de 2006.

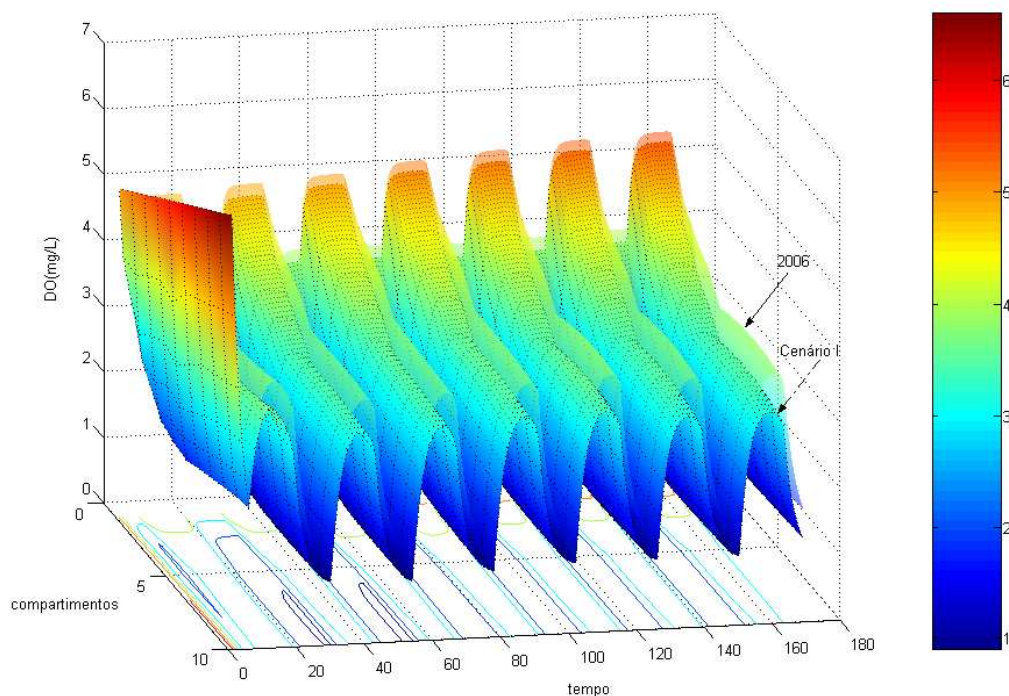


Figura 35 – Cenário I: Variação ao longo de uma semana para DO

A simulação do oxigênio dissolvido ao longo de uma semana (Figura 35) além de mostrar que o cenário I apresenta valores inferiores ao ano de 2006, mostra que as variações diárias são significativas.

A Figura 36, mostra a variação horária da concentração de oxigênio dissolvido, ao longo de um ano, do Cenário I. Os valores médios foram obtidos e graficados através da ferramenta de estatística (*Data Statistics*) disponibilizada pelo Matlab 6.1.

DO apresenta valores médios anuais, tanto do ano de 2006 quanto os resultados do Cenário I, inferiores a concentração mínima permitida pelo CONAMA. Os valores médios para o Cenário I são inferiores aos de 2006, mostrando que as mudanças climáticas associadas a alterações no uso das terras provoca uma degradação da qualidade da água e, portanto, em todo o ecossistema.

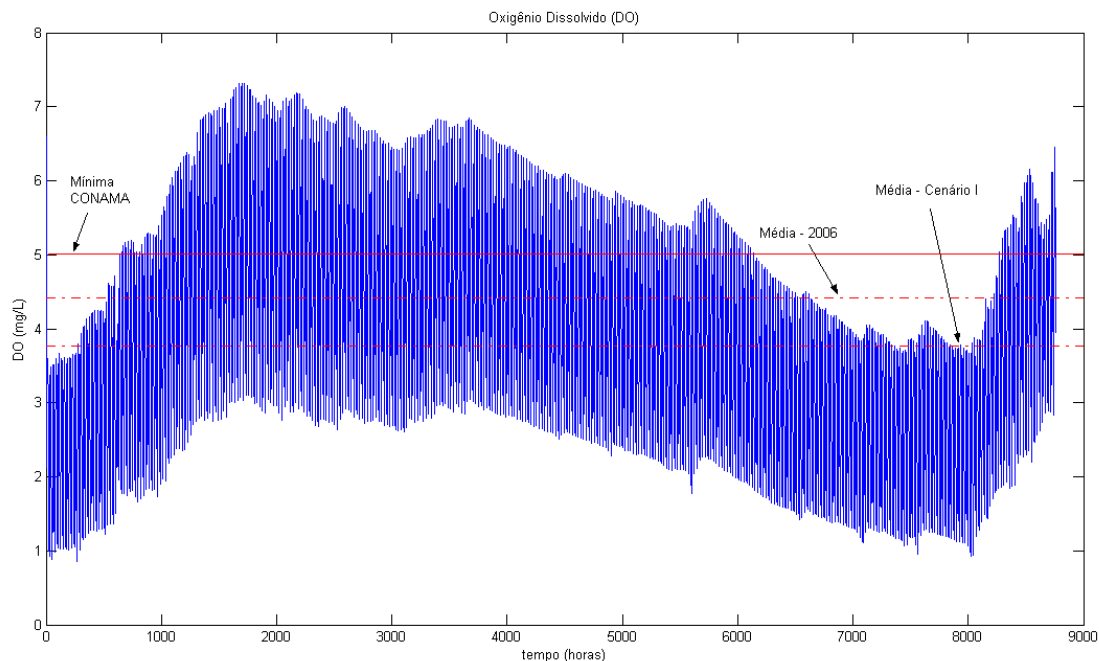


Figura 36 – Cenário I: Comparação entre Cenário I e simulação de 2006. Oxigênio dissolvido para o último compartimento do trecho (nº 10).

Demais figuras resultantes do cenário I estão apresentadas no Apêndice A.

6.4.2 Cenário II

O cenário II é pessimista e trata de uma composição das modificações de crescimento populacional e do parque industrial.

Considerando-se um aumento no lançamento de esgoto doméstico de 2,1%, de acordo com o cenário II, o valor da vazão de esgoto doméstico lançado pelo município de Mogi-Guaçu será de $2,75e^6$ L/h.

O cenário II provoca mudanças pontuais, no entanto, estas mudanças não chegam a ser significativas, já que o crescimento populacional estimado é relativamente pequeno e o lançamento de efluente industrial, quando comparado com o esgoto urbano, altera relativamente pouco a qualidade da água.

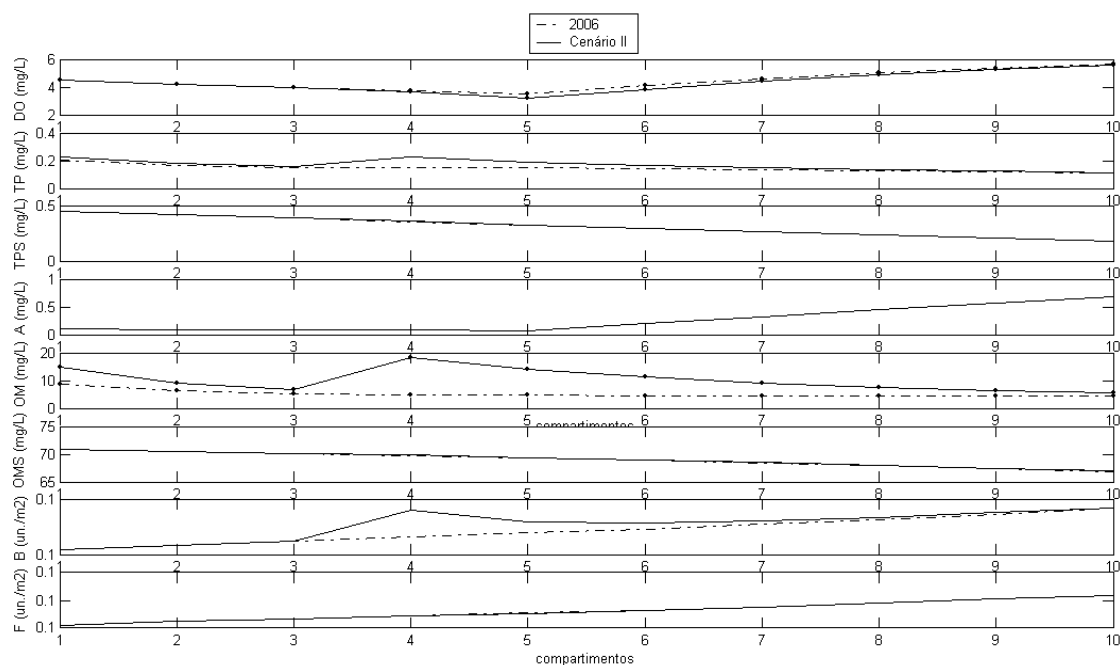


Figura 37 – Cenário II: Resultado da simulação de todos os estoques para a variação longitudinal

O cenário de instalação de uma nova indústria (álcool) no compartimento quatro (4) resulta num aumento no consumo de oxigênio devido a mineralização da matéria orgânica, como se pode observar pela Figura 38, no entanto, este consumo é pequeno para ser observada uma diferença significativa na Figura 37. Nota-se que os dados para 2006, para neste caso, foram simulados considerando-se o trecho que inclui a cidade de Mogi-Guaçu (Apêndice A, Figura 67).

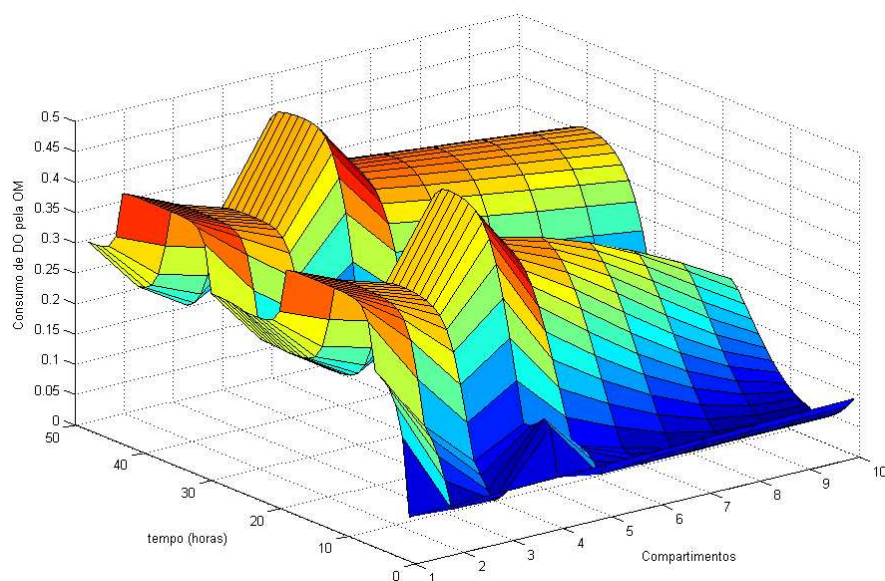


Figura 38 – Consumo de Oxigênio Dissolvido pela Mineralização da Matéria Orgânica.

Diferentemente da variação longitudinal, a Figura 39 mostra que ao longo do tempo (uma semana) a concentração de oxigênio dissolvido sofre uma degradação em relação ao ano de 2006, principalmente após o compartimento quatro (localização do lançamento de efluente industrial).

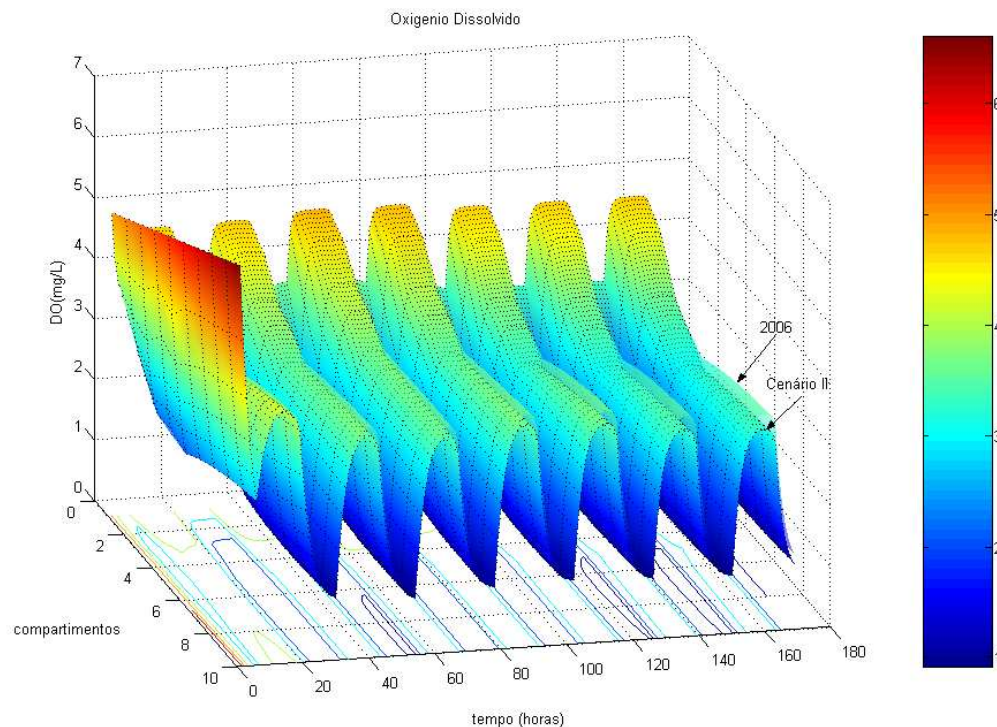


Figura 39 – Cenário II: Variação ao longo de uma semana para DO

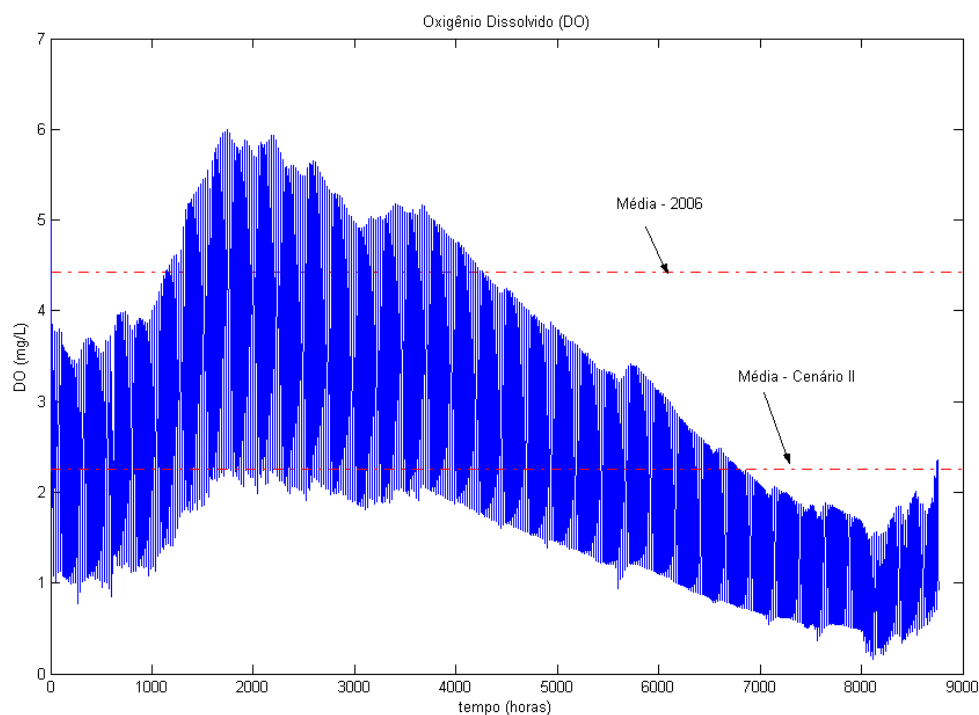


Figura 40 – Cenário II: Variação Anual para DO

A Figura 40 mostra a média anual da concentração de oxigênio dissolvido para o cenário II e para o ano de 2006. Pode-se visualizar uma grande diferença entre os valores médios, podendo-se concluir que, no médio prazo, um aumento no parque industrial associado ao aumento do lançamento de esgoto doméstico podem sim afetar fortemente a qualidade da água provocando uma situação de insustentabilidade com relação à concentração de oxigênio dissolvido, influenciando, desta forma, todas as outras variáveis a ele relacionadas (Apêndice A).

6.4.3 Cenário III

O cenário III é pessimista e aborda modificações no uso das terras, crescimento populacional, parque industrial e mudanças climáticas, ou seja, é uma composição de todas as modificações conjuntas.

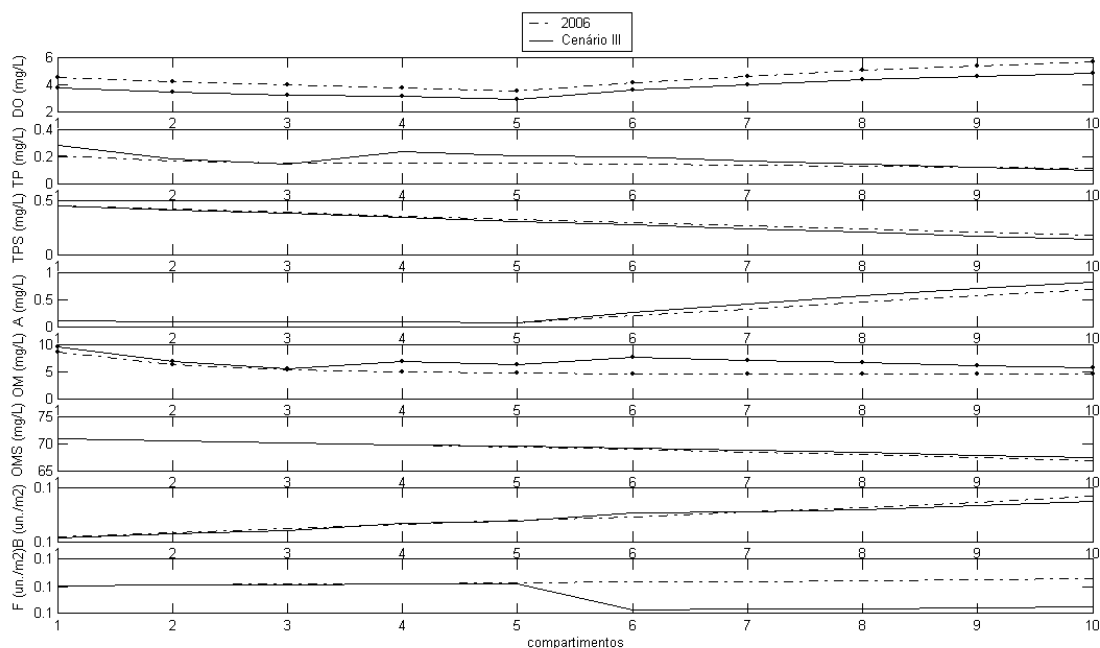


Figura 41 – Cenário III: Resultado da simulação de todos os estoques para a variação longitudinal

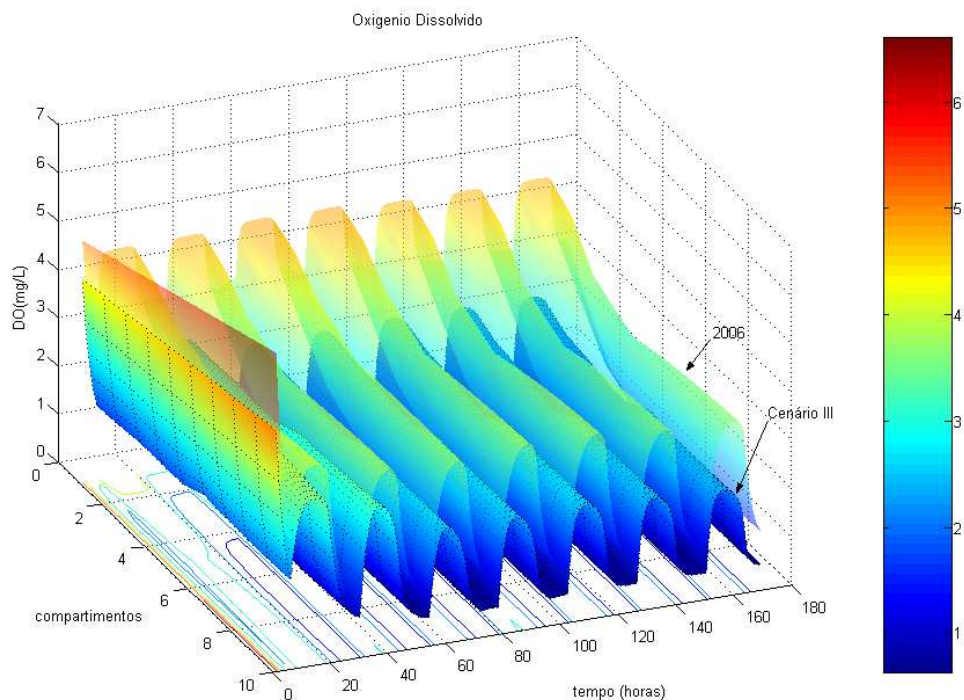


Figura 42 – Cenário III: Variação ao longo de uma semana para DO

Através das Figuras 43 e 44 é possível constatar uma queda na concentração de oxigênio, em relação ao ano de 2006, desde o início da simulação. Este comportamento foi distinto dos cenários anteriores e indica que a ação simultânea de todas as variáveis, que compõem o cenário III, provoca resultados negativos no curto prazo.

Além dos resultados negativos no curto prazo, se pode verificar pela Figura 43, que o Cenário III apresenta média anual da concentração de DO inferior a 2 mg/L.

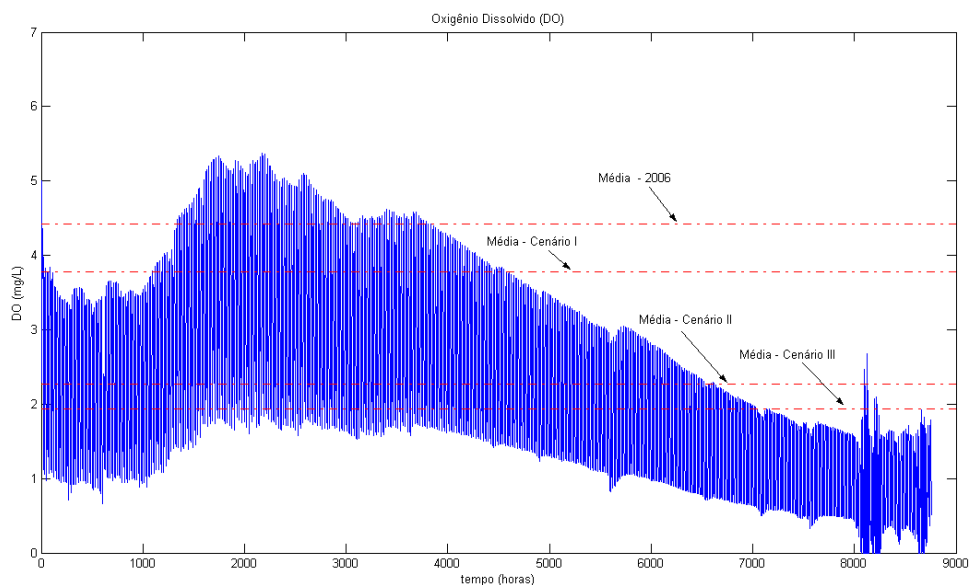


Figura 43 – Cenário III: Variação Anual para DO

6.4.3 Cenário IV

O cenário IV é um que assume, além de todas as variáveis negativas associadas ao cenário III, que 100% do esgoto gerado pelo município de Mogi-Guaçu recebe tratamento terciário.

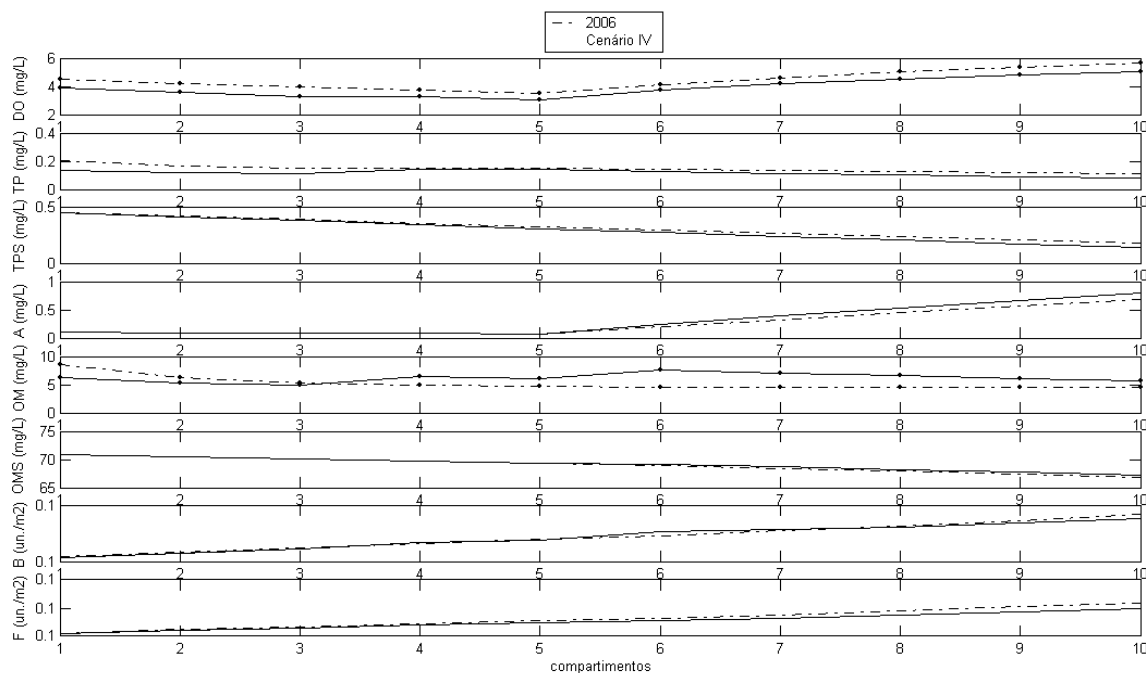


Figura 44 – Cenário IV: Resultado da simulação de todos os estoques para a variação longitudinal

A concentração de oxigênio dissolvido permanece inferior aos níveis de 2006 para o caso da variação longitudinal (Figura 44), porém, pode-se observar pela Figura 45, que ao longo de uma semana que a concentração de DO sofre uma recuperação considerável, principalmente nos últimos compartimentos.

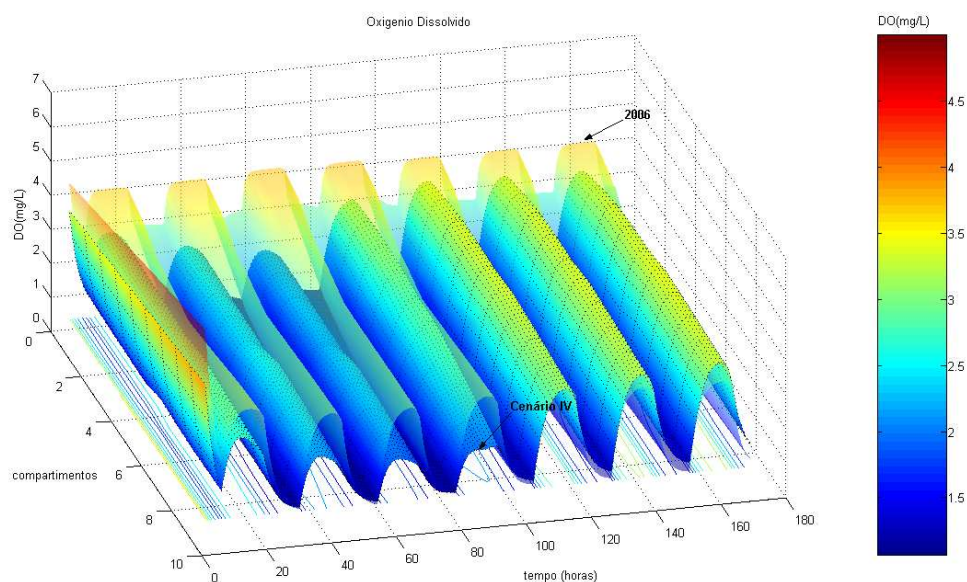


Figura 45 – Cenário IV: Variação ao longo de uma semana para DO

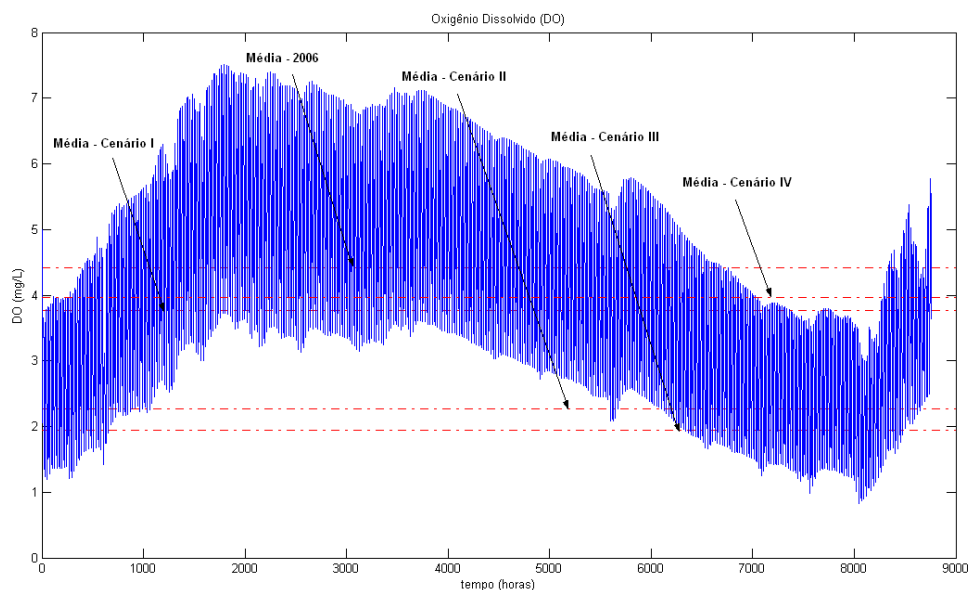


Figura 46 – Cenário IV: Variação Anual para DO

Pode-se perceber que, apesar das variáveis que afetam negativamente a qualidade da água, o aumento do tratamento de esgoto proporciona uma melhoria significativa dos parâmetros. Para o caso do DO, a concentração se aproxima dos níveis de 2006, como mostra a Figura 46.

6.4.4 Cenário V

O cenário V tem uma abordagem otimista das alterações no uso das terras, do crescimento populacional e do aumento do tratamento de esgoto doméstico. Quando todas as variações foram assumidas como positivas, os resultados longitudinais, apresentados na Figura 47, mostram valores melhores do que os do ano de 2006.

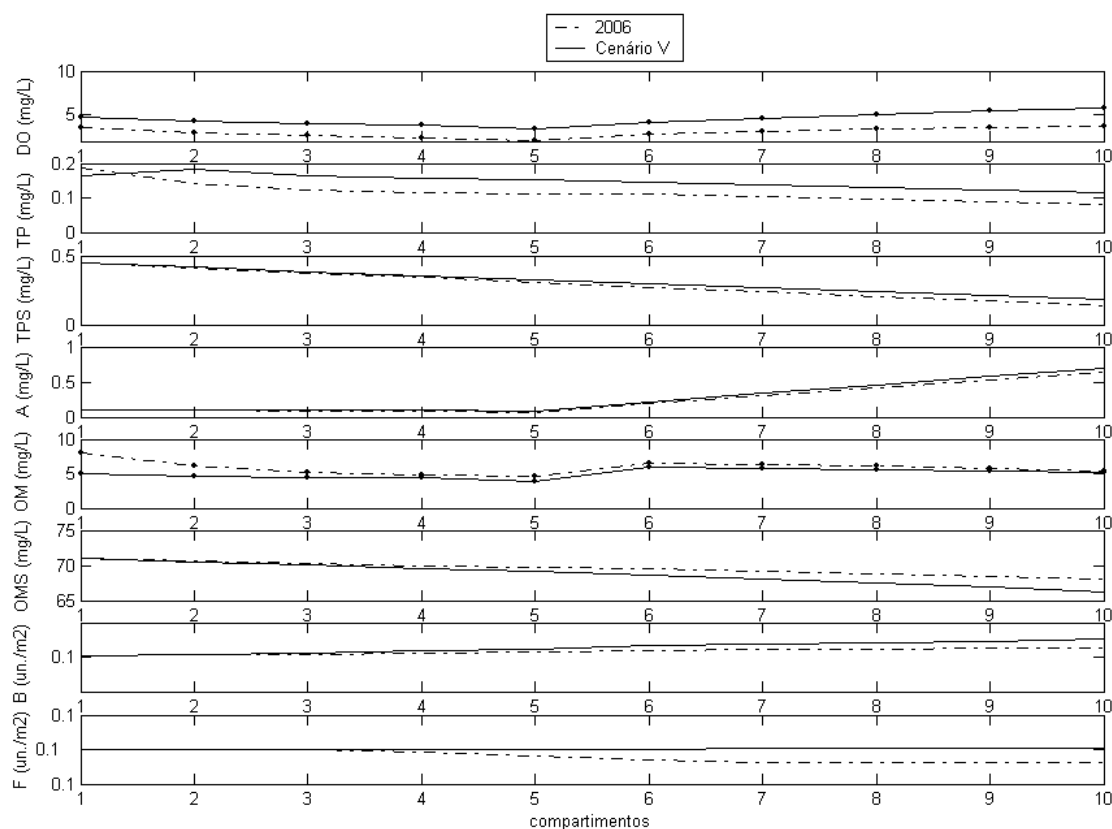


Figura 47 – Cenário V: Resultado da simulação de todos os estoques para a variação longitudinal

A variação ao longo de uma semana (Figura 48) confirma a tendência de aumento da concentração do oxigênio dissolvido com o tempo e ao longo do rio.

Para o cenário de médio prazo, pode-se avaliar através da Figura 49 um valor médio superior a 6 mg/L, o que, de todos os cenários é o maior valor médio obtido.

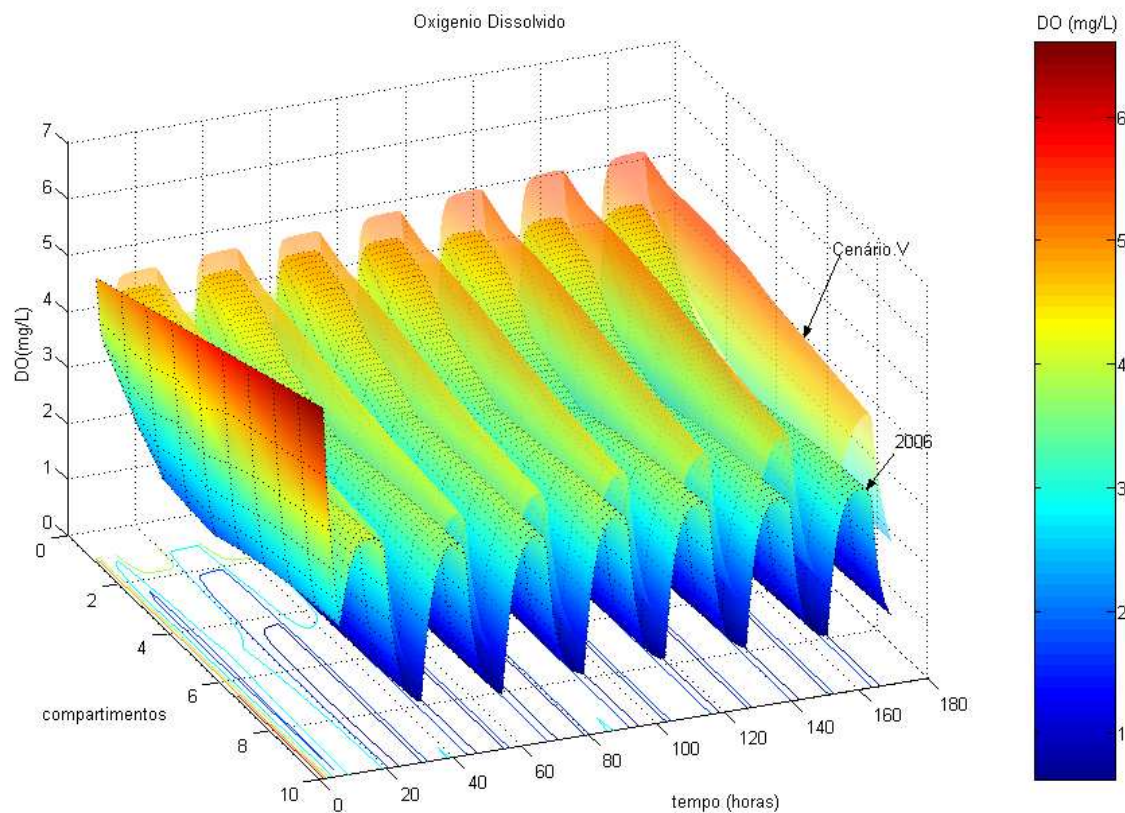


Figura 48 – Cenário V: Variação ao longo de uma semana para DO

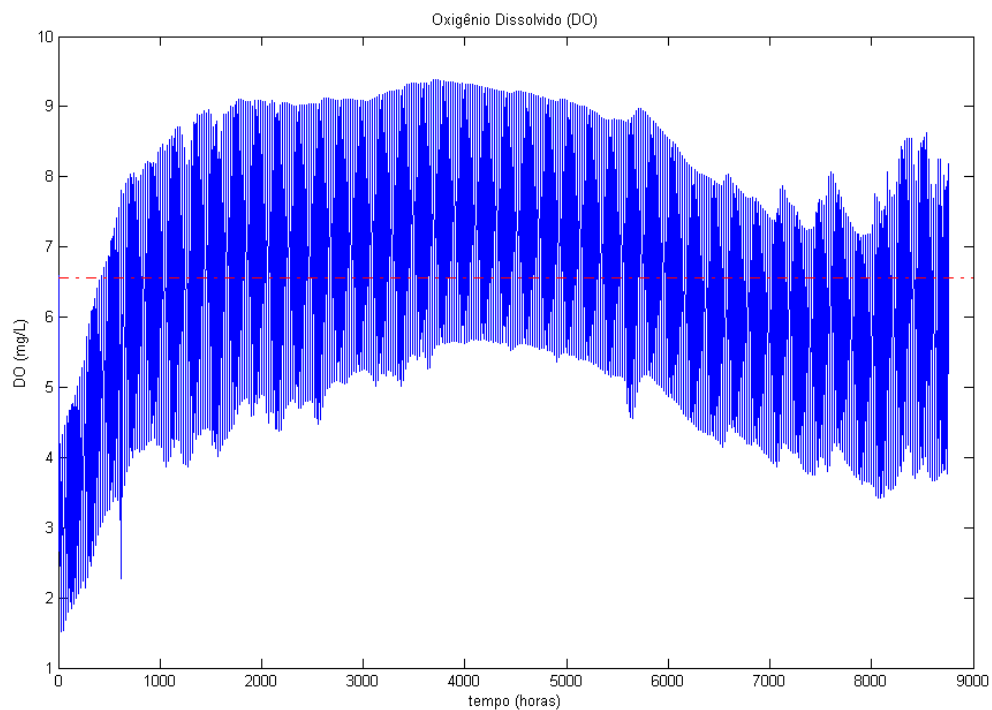


Figura 49 – Cenário V: Variação Anual para DO

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pode-se constatar, principalmente, através dos níveis de oxigênio dissolvido e do fósforo total, que o processo de desenvolvimento local afeta fortemente a qualidade da água do trecho do rio escolhido e têm como prováveis conseqüências alguns desequilíbrios ecológicos. Este trecho do rio Mogi-Guaçu se encontra num estágio de poluição em que supera os padrões estipulados para um rio de classe 2, o que pode ser constatado pelos dados de monitoramento. Neste caso, medidas de conservação já não seriam suficientes, necessitando da implantação de um processo de recuperação da qualidade destas águas.

A aplicação de um modelo oferece um nível de detalhamento maior, permitindo que as fragilidades do sistema possam ser visualizadas e, também, tornando possível à avaliação do comportamento de outras variáveis importantes para a manutenção do equilíbrio do sistema, e que não fazem parte dos dados monitorados. Desse modo, verifica-se que os dados de monitoramento são úteis na medida em que, conhecendo esta condição da realidade, podendo-se direcionar o olhar para a elaboração dos cenários alternativos.

Os cenários de I a III mostram que a escolha pela manutenção das atuais políticas de desenvolvimento econômico, pela despreocupação tanto com as questões ambientais quanto com as sociais, resultam em graves impactos sobre a qualidade do rio Mogi-Guaçu no trecho estudado neste trabalho. As descargas associadas a estes cenários superam a capacidade de autodepuração do sistema, levando a degradação do mesmo.

Por outro lado, o cenário IV, de melhoria das condições da qualidade das águas degradadas, mostra que políticas públicas preocupadas com a degradação dos recursos

hídricos, como é o caso daquelas voltadas ao tratamento do esgoto urbano, têm grande efeito na manutenção do ecossistema aquático diante de possibilidades futuras mais difíceis de serem revertidas ou evitadas, como as alterações climáticas, o aumento do número de indústrias e outras modificações no uso do território pelas ações humanas. O cenário IV mostra uma alternativa de equilíbrio do sistema rio com o desenvolvimento das atividades econômicas da região.

O cenário V nos indica que, a partir de medidas alternativas e viáveis resultadas de mudanças dos paradigmas da sociedade, existe a possibilidade de resiliência do sistema, ou seja, não apenas da manutenção das variáveis avaliadas neste trabalho, mas também, de recuperação das mesmas.

Os resultados mostrados através dos cenários fornecem subsídios às políticas públicas voltadas à manutenção da qualidade e à garantia dos múltiplos usos dos recursos hídricos.

A precisão dos resultados da simulação é dependente da quantidade e qualidade dos dados de entrada. As limitações nos dados utilizados incluem a falta de informações sobre o real número de usuários dos recursos hídricos; déficit de informações das substâncias lançadas pelos usuários, bem como de suas concentrações; pouco conhecimento das vazões específicas de algumas regiões; incertezas dos dados de vazão e a falta de controle e informações sobre as culturas irrigadas. Portanto, a modelagem e a simulação sistêmica de um rio, abordado como um sistema complexo em que múltiplas forças e interesses (políticas, ambientais, sociais, dentre outras) podem estar agindo sobre o mesmo, exige uma abordagem multidisciplinar da questão.

8. CONCLUSÕES

Faz-se necessário que as instituições governamentais elaborem um planejamento que considere a forma de monitoramento dos dados experimentais, adequando-a a aplicação de modelos de simulação da qualidade do rio. A ação dessas instituições, desse modo organizadas, poderia colaborar de forma mais eficiente para a detecção de problemas futuros relacionados à qualidade da água em determinadas regiões do país. As regiões mais críticas seriam aquelas nas quais há grande interferência humana sobre os recursos hídricos. No Brasil, muitos modelos (Qual2k, Basins) são testados apenas quando vinculados a monitoramento de dados exclusivos para a simulação, o que é válido, porém, distante do ideal.

Como também não existem dados atualizados das fontes de poluição de origem urbana, do uso do solo e da atividade industrial e, no entanto, sabe-se que a qualidade da água e do corpo hídrico como um todo responde rapidamente a estas fontes de poluição, logo, as condições iniciais e de entradas do modelo não puderam ser adaptadas para representar estas variações e, conseqüentemente, o modelo não tem como responder a elas.

Para que o processo de planejamento dos múltiplos usos da água seja efetivo, o aumento de pontos de monitoramento deve vir acompanhado da elaboração de diagramas unifilares incorporando, além dos afluentes, dados atuais das fontes de poluição de origem urbana e industrial. Este conhecimento é essencial, já que a qualidade da água é intensamente dependente destas fontes de poluição.

Enquanto as políticas de gerenciamento de uma bacia hidrográfica estiverem voltadas, principalmente, ao monitoramento da qualidade da água de um rio poluído e não das fontes de poluição do mesmo, a qualidade da água deste rio continuará comprometida. Em alguns casos, como é o exemplo da bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu, acontece o aumento dos pontos de monitoramento concomitante à queda da qualidade da água do rio abaixo dos níveis mínimos permitidos pela classificação CONAMA.

Para o estudo e simulação de rios de climas tropicais, além das variações sazonais é essencial que o modelo seja capaz de simular as variações diárias das variáveis como, por exemplo, o oxigênio dissolvido. Estas variações apresentam magnitude e impacto, muitas vezes, maior do que as sazonais.

O modelo sistêmico desenvolvido neste trabalho se expressa como um grande recurso potencial para a elaboração de cenários, e para a visualização de impactos futuros sobre a qualidade de elementos do ecossistema.

Adotar um modelo urge então como uma necessidade para as ações de conservação e preservação, além da possibilidade de contribuir para a reversão de alguns dos quadros de degradação que alguns rios brasileiros se encontram.

O uso de um modelo sistêmico que considera as particularidades e as variáveis mais importantes de um rio em área sub-tropical mostrou ser uma alternativa viável aos modelos e simuladores existentes.

O uso de modelos internacionais demanda grandes investimentos governamentais para a formação de quadros capacitados na utilização e adaptação dos mesmos à realidade local. Além disso, a construção de modelos de sistemas naturais é um exercício de compreensão e interpretação do sistema e das forças que direcionam o futuro do sistema contribuindo para a formação de profissionais aptos a compreender a realidade e os problemas locais.

Um rio, como parte da natureza, como elemento da história torna-se um recurso, de múltiplos usos, finalidades e possibilidades. O rio como um recurso natural já socializado pode encontrar na ciência, e no conhecimento científico, formas de apropriação e uso de seu leito, de suas águas, de suas margens, vertentes e várzeas, de modo menos degradante, mais consciente e mais harmônico com sua natureza sistêmica.

Sabemos que ao longo dos rios surgiram, em um passado remoto, grandes civilizações e culturas. Isso talvez traduza e ajude a entender a própria natureza humana, na busca por um equilíbrio em torno dos elementos mais importantes, fundamentais e sagrados que servem à vida, à própria natureza, à história e à humanidade. Quem sabe essa tese possa contribuir um pouco para a construção e o fortalecimento deste processo!

9. SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

- Aplicar o modelo em outro rio nacional ou internacional.
- Melhorar a interface gráfica e o simulador. Oferecer o número de divisões por trecho escolhido pelo usuário.
- Construir uma “janela” que permita o cálculo automático dos coeficientes de transferência a partir de dados introduzidos pelo usuário.
- Oferecer um banco de dados com informações sobre diferentes rios e diferentes variáveis que permitam o cálculo dos coeficientes de transferência.
- Introduzir novas opções de modelos para o cálculo do escoamento superficial.
- Construção de cenários adicionais para considerar diversas possibilidades de alteração dos modos de produção e consumo no meio rural e urbano e a formulação de novos dispositivos legais que permitam implementar as recomendações mais ecológicas do IPCC e do Millennium Ecosystems Assessment (MEA).

10. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- ALCAMO, J.; RIBEIRO, T. **Scenarios as tools for international environmental assessments.** European Environment Agency - Centre for Environmental Systems Research. University of Kassel, Germany. Environmental issue report, p. 31, n. 24, 2001.
- BARNWELL, T. O.; BROWN, L.C. The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E – UNCAS: Documentation and User Manual, Environmental Protection Agency . 1987. Disponível em: http://smig.usgs.gov/cgi-bin/SMIC/model_home_pages/model_home?selection=qual2e. Acesso em 06 out. 2008.
- BECHT, G. **Systems theory: the key to holism and reductionism.** Bioscience, v. 24, n. 10, p. 579-596, 1974.
- BROWN, M. **A picture is worth a thousand words: energy systems language and simulation.** Ecological Modelling. v. 179, p. 83-100, 2004.
- AMBROSE, R. B.; WOOL, T. A.; MARTIN, J. L. **The Water Quality Analysis Simulation Program, WASPS.** Part A: Model Documentation, ASCI, Georgia, 1993.
- BERTALANFFY, L. V. **General System Theory.** Tradução de Francisco M. Guimarães. Petrópolis: Vozes, 1973. 351 p.

- BITAR, A. L.; BIANCHINI Jr., I. **Mineralization assays of some organic resources of aquatic systems.** Brazilian Journal of Biology, v.62, n.4A, pp.557-564, 2002.
- BRACCHINIA, L.; CÓZARA, A.; DATTILO, A. M.; PICCHIA, M. P.; ARENAC C.; MAZZUOLIA, S. and LOISELLEA, S. A. **Modelling the components of the vertical attenuation of UV in a wetland lake ecosystem.** Ecological modelling, v. 186, n. 1, p. 43-54, 2005.
- BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia Fluvial – Um estudo no Rio Mogi-Guaçu,** Editora Rima, 2003, p. 255.
- BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. **The Enhanced Stream Water Quality Models Qual2E and Qual2E-Uncas – Documentation and Users Manual,** USEPA/600/3-87/007, 1987.
- BROWN, M. T. **Environmental Accounting: Emergy Perspectives on Sustainability.** Dialogo LI. Valoração económica en el uso de los recursos naturales y el medio ambiente. Programa Cooperativo para el Desarrollo Tecnológico del Cono Sur (Procisur). Montevideo, Uruguay: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), p. 47-70, 1998.
- CAPRA, F. **A teia da Vida – Uma nova compreensão científica dos sistemas vivos.** Cultrix, 1996, p. 256.
- CAVAENHA, V.; BARBOSA, J.M.; MION L.C. **Diagnóstico da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu: Relatório Zero. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu.** Agosto, 1999, p. 252.
- CECCARELLI, P.S. **Descrição de dados de mortandade de peixes no Rio Mogi-Guaçu.** CEPTA - Centro Especializado do IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por marlei@fea.unicamp.br. Acesso em 29 de maio de 2007.
- ABRAMPA - **Associação Brasileira do Ministério Público do Meio Ambiente.** Mensagem recebida por marlei@fea.unicamp.br.
- CERCO, C.F. **Measured and Modelled Effects of Temperature, Dissolved Oxygen and Nutrient Concentration on Sediment-Water Nutrient Exchange.** Hydrobiologia, v. 174, p. 185-194, 1989.

- CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2003.** Série Relatórios, Secretaria do Estado do Meio Ambiente. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 2004, p. 273.
- CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2004.** Série Relatórios, Secretaria do Estado do Meio Ambiente. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 2005, p. 307.
- CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2005.** Série Relatórios, Secretaria do Estado do Meio Ambiente. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 2006, p. 488.
- CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2006.** Série Relatórios, Secretaria do Estado do Meio Ambiente. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 2007, p. 327.
- CHAPRA, S. C.; PELETTIER, G. J.; TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality.** Documentation and User Manual. Tufts University. 2006, p. 101.
- CHEN, C.W.; WELLS Jr., J.T. **Boise River Ecological Modeling.** Modeling Biochemical Processes in Aquatic Ecosystems. University of Michigan. Ann Arbor Science Publishers.
- COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (CMMAD). **Nosso futuro comum.** Rio de Janeiro, Fundação Getulio Vargas, 1988, 430 p.
- CRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais,** UNESP, Editora Edgard Blücker LTDA, 2000, p. 236.
- CUSHING, C. E.; ALLAN, J. D. **Streams: Their Ecology and life.** Academic Press. 2001.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1988, 602 p.
- DOOGE, J.C.I., **The rational method for estimating flood peaks.** Engineering, 1957, 184, p. 311–313, p. 374–377.

- EPA, **BASINS - Better Assessment Science Integrating point and Nonpoint Sources**. 2001. United States Environmental Protection Agency . Disponível em: <http://www.epa.gov/waterscience/basins/index.html>. Acesso em 06 out. 2008.
- FERESIN, E. G. **Produção de carbono orgânico via fitoplâncton e bacterioplâncton em duas lagoas da planície de inundação do rio Mogi-Guaçu (Estação Ecológica de Jataí, SP)**. Tese de Doutorado. São Carlos. UFSCAR, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. 1994, 108 p.
- GAYLE, T. L.; ODUM H.T. **Systems models for understanding eutrophication in lake Okeechobee**. M.S. Thesis. Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida. Florida, 1975.
- GOMES, A.G.; VARRIALE, M.C. **Modelagem de Ecossistemas: Uma Introdução**. 2. ed. Santa Maria. Editora UFSM, 2004. 503 p.
- GOOGLE EARTH, **Imagem de Satélite disponível na ferramenta on-line “Google Earth”**. Acesso em 10 fev. 2007.
- HARGRAVE, B. T.. **Similarity of Oxygen Uptake by Benthic Communities**. Limnology and Oceanography, v. 14, n. 5, 1969.
- HERMES, L, C.; SILVA, A. S. **Avaliação da qualidade das águas. Manual prático**. Brasília. Embrapa Informação Tecnológica, 2004, 55 p.
- HERZFELD, M.; HAMILTON, D. P.; DOUGLAS, G. B. **Comparison of a mechanistic sediment model and a water column model for hindcasting oxygen decay in benthic chambers**. Ecological Modelling, v.136, p. 255-267, 2001.
- IBGE. **LSPA - Levantamento sistemático da produção agrícola**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Levantamento_Sistematico_da_Producao_Agricola_%5Bmensal%5D/Fasciculo/. Acesso em 06 out. 2008.
- IPCC. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**. Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 2007. Disponível em: http://ipcc-wg1.ucar.edu/wg1/Report/AR4WG1_Print_Ch11.pdf. Acesso em 28 jul. 2007.

- ISEE, **STELLA. System Thinking for Education and Research.** Disponível em: <http://www.iseesystems.com/index.aspx>. Acesso em 06 out. 2008.
- IVANOV, P.; MASLIEV, I.; KULARATHNA, M.; KUZMIN, A.; SOMLYODY, L. **DESERT: Decision Support System for Evaluating River Basin Strategies.** International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). Working Paper WP-95-23. 1995. Disponível em: <http://www.iiasa.ac.at/Research/WAT/docs/desert.html>. Acesso em 06 out. 2008.
- KIELY, G. **Environmental Engineering.** 1ª Ed. Boston. Mc Graw-Hill. Intern. Edition, 1998.
- KUICHLING, E., **The Relation Between the Rainfall and the Discharge of Sewers in Populous Districts.** Transactions of the American Society of Civil Engineers, 20:1. 60. 1889.
- LARENTIS, D. G. Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Grandes Bacias: Sistema Taquari–Antas–RS. Dissertação de Mestrado. UFRGS. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. 2004.
- LEMES, M.J. L. **Avaliação de Metais e Elementos-Traço em Águas e Sedimentos das Bacias Hidrográficas dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo,** São Paulo. Dissertação de Mestrado, USP - Instituto de Pesquisas Energética e Nucleares. p. 248, 2001.
- LEWIS, D.R.; WILLIAMS, R.J.; WHITEHEAD, P.G. **Quality simulation along rivers (QUASAR): an application to the Yorkshire Ouse.** The Science of the Total Environment. v. 194/195, p. 339-418, 1997.
- LIMA, L.C.T.M. **Simulação da Qualidade da Água em uma Bacia Hidrográfica: Aplicação a Bacia do rio Curu (CE).** Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.
- MCMATH, R. E., Determination of the Size of Sewers. Transactions of the American Society of Civil Engineers 16:179-190, 1887.
- MARTINELLI, L.A.; SILVA, A.M.; CAMARGO, P.B.; MORETTI, L.R.; TOMAZELLI, A.C.; SILVA, D.M.L.; FISCHER, E.G.; SONODA, K.C.; SALOMÃO, M.S.M.B. **Levantamento das cargas orgânicas nos rios do estado de São Paulo.** Biota Neotropica. v. 2, n. 2, 18 p. 2002.

- MELLA, F. A. A. **Dos sumérios a babel**. São Paulo, ed. Hemus, s/d. 336 p.
- MICHAEL, L. D. **Application of numerical water quality models in ecological assessment**. Doctor of Philosophy in Engineering, University of California – Davis, 2000.
- MOTA, J. A. **O valor da natureza: economia e política dos recursos naturais**. Rio de Janeiro: garamond, 198 p. 2001.
- NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R., **Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation**. 2005. Disponível em: <ftp://ftp.brc.tamus.edu/pub/swat2005/SWAT%202005%20theory%20final.pdf>. Acesso em 06 out. 2008.
- NORBERT, F. **O Conceito de Desenvolvimento Sustentável em Sistemas Abertos**. Poematropic, v. 1, n. 1, jan/jun, 1998.
- NOVOTNY, V.; OLEM, H. **Water Quality: prevention, identification and management of diffuse pollution**. Von Nostrand Hainhold: New York, 1993, 1054 p.
- ODUM, H.T. **Environment, Power and Society**. New York: Wiley - Interscience, 1971. 336 p.
- ODUM, H. T.; ODUM, E. C. **Modeling for all Scales: An Introduction to System Simulation**. Academic Press. Gainesville, Florida. USA. ISBN: 0-12-52417-4. 2000. 458 p.
- ODUM, H. T. **Systems Ecology: an introduction**. New York: Wiley Interscience, 1983. 664 p.
- ODUM, H. T.; ODUM, E. C. **Energy Basis for Man and Nature**. New York: 1981.
- ODUM, H. T.; ODUM, E. C.; BROWN, M. T. **Environment and Society in Florida**. Lewis Publ., Boca Raton, FL, 1998. 449 p.
- ORTEGA, E. **Ecological Engineering and Sustainable Development. Emergy Analysis of agriculture projects**. Presentation at School of Agronomy of Aristotle University of Thessaloniki, Greece, as a visiting professor: European Community Program on Sustainable Agriculture University Teaching, 1998.

- ORTEGA, E. **Sustainable Development and Integrated Systems for Food and Energy Production.** In: First Workshop on New Paradigmas of Science, Federal University of São Carlos, São Paulo, Brazil, October 26-27 , 1997.
- ORTEGA, E. **Emergy Analysis of Agro-Industrial Production at the State of São Paulo.** In: First Brazilian Seminar on Science and Development for Sustainable Development University of São Paulo, July 2-4. 1997.
- ORTEGA, E.; POLIDORIO, H. **Factors to consider in Emergy Analysis of Agroecological projects.** In: Reunion for XXV Annivesary of Center for Wetlands, University of Florida, Gainesville, Florida EUA, November 6-8, 1998.
- RADIASOL. **Software para o Cálculo da intensidade da radiação solar.** Laboratório de Energia Solar. Universidade do Rio Grande do Sul. Disponível em: <ftp://ftp.solar.ufrgs.br/progs/radiasol.zip>. Acesso em 04 out. De 2008.
- RAMOS, P. **Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil - Desafios Teóricos e Político-Institucionais. Desenvolvimento, Excedente, Desperdício e Desigualdade: A Insustentabilidade de Nosso Modo de Vida.** Editora Rima - São Carlos, v. 2, 2003. 293 p.
- REICHERT, P.; BORCHARDT, D.; HENZE, M.; RAUCH, W.; SHANAHAN, P.; SOMLYÓDY, L. e VANROLLEGHEM, P. **River Water Quality Model No. 1 (RWQM1): II. Biochemical Process Equations.** Presented at the 1st World Congress of the International Water Association (IWA), Paris, France, 3-7 July, 2000.
- RIVERA, E. A. C.; ORTEGA, E. **Modelo Sistêmico para Compreender o Processo de Eutrofização em um Reservatório de Água.** 2003. 115p. Dissertação (Mestre em Engenharia de Alimentos) Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2003.
- SAFONOV, P.; COMAR, V.; ORTEGA, E. **Emergy-Based Dynamic Modeling of Brazil: Conceptual Considerations and Scenarios for Sustainable Development. Introduction to Ecological Engineering with Brazilian Case Studies.** Campinas: 1998. p. 20.
- SCHNOOR, J. L. **Environmental Modeling: fate and transport of pollutants in water, air, and soil.** New York: J. Wiley, 1996.

- SEADE. **Atlas Seade da Economia Paulista. Geração Regional e Setorial de Riqueza.** 2001. Disponível em: <http://www.seade.gov.br/produtos/atlasecon/pdf/G7P02.pdf>. Acesso em 06 out. 2008.
- SEADE. **Estudos de projeção demográfica SEADE/SABEST (populações), 2003 e CORHI (Critérios para distribuição das populações proporcionalmente à área da UGRHI 9).** Disponível em www.comitepcj.sp.gov.br/download/PERH/04-07_UGRHI-09.pdf. Acesso em 06 out. de 2008.
- SIGRH. **Diagrama Unifilar da Bacia Hidrográfica do rio Mogi-Guaçu.** Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Disponível em: www.sigrh.sp.gov.br. Acesso em 06 out. de 2008.
- SIGRH. **Banco de dados Pluviométricos, Fluviométricos e Pluviográficos da Base Georreferencial.** Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Disponível em: www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/bdhm.exe/procuraflu. Acesso em 06 out. de 2008.
- SETTI, A. A.; LIMA, J.E.F.W.; CHAVES, A.G.M.; PEREIRA, I. C. **Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos.** 2º edição Brasília. Agência Nacional de Energia Elétrica Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas. 207 p.
- SHANAHAN, P.; HENZE, K.M; RAUCH, L.W.; REICHERT; SOMLYÓDY, P.L.; VANROLLEGHEM, P. **River Water Quality Modelling: Ii. Problems of the Art.** Presented at the IAWQ Biennial International Conference, Vancouver, British Columbia, Canada, June, 1998.
- RALPH, G. C. Oxygen Consumption in Fresh Water Fishes. *Ecology*, v. 17, n. 2, p. 216-226, 1936.
- SANTINO, M. B. da C.; BIANCHINI JR., I. **Humic substance mineralization in a tropical oxbow lake (São Paulo, Brazil).** *Hydrobiologia*, v. 468, p. 33-43, 2002.
- SCHESTOWITZ, R. S. **MATLAB GUI Tips Collated advice on construction of user interfaces.** Imaging Science and Biomedical Engineering. University of Manchester. United Kingdom. 2004. 7 p.

- SILVA, M. R. C. Estudo de sedimentos da Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu, com **ênfase na determinação de metais**. Dissertação de Mestrado, USP – São Carlos. Instituto de Química, p. 113, 2002.
- SIMAKOV, S. **Introduction to MATLAB Graphical User Interfaces**. Maritime Operations Division. Defence Science and Technology Organisatio. Edinburgh, Australia. 2005. 53 p.
- SINCOCK, A. M.; WHEATER, H. S.; WHITEHEAD, P.G. **Calibration and sensitivity of a river water quality model under unsteady flow conditions**. Journal of Hydrology, v. 277, p. 214-229, 2003.
- WADE, A.J.; WHITEHEAD, P.G.; JARVIE, H. P.; NEAL, C.; PRIOR, H.; JOHNES, P.J. **Nutrient monitoring, simulation and management within a major lowland UK river system: the Kennet**. Mathematical and Computer in Simulation. v. 64, p. 307-317, 2004.
- WETZEL, R. G. **Limnology. Lake and River Ecosystems**. Third Edition. Elsevier Academic Press. 2001.
- WHITEHEAD, P.G.; WILLIAMS, R.J.; LEWIS, D.R. **Quality Simulation Along River System (QUASAR): Model Theory and Development**. The Science of the Total Environment, 194/195, p. 447-456, 1997.
- ULGIATI, S.; BROWN, M.T.; GIAMPIETRO, M.; MAYUMI, K.; HENDERSON, R. **Final Document of Advances in Energy Studies: Energy Flows in Ecology and Economy**. In: International Workshop held at Porto Venere, 1998, Italy, Ed. Musis, Roma, Italy. p. 629-636.
- USER MANUAL, MATLAB®. **The Language of Technical Computing. Creating Graphical User Interfaces**. Version7. COPYRIGHT 2000 - 2004 by The MathWorks, Inc. 216 p.
- VAUX, H. J. Jr. **Confronting the Nation's Water Problems: The Role of Research**. Committee on Assessment of Water Resources Research, National Research Council. The National Academies Press. Washington, D.C. p. 324, 2004.
- VAZ JUNIOR, C. A.. **Desenvolvimento de Interface Gráfica em Ambiente MATLAB®**. Rio de Janeiro, 2005, 78 p.

YOUNG, R.; ONSTAD, C. A.; BOSCH, D.D. e ANDERSON, W.P., **AGNPS: A NonPoint Source Pollution Model for Evaluating Agricultural Watersheds.** Journal of Soil and Water Conservation. v. 4, n. 2. 1989.

11. ANEXO I – SÍMBOLOS UTILIZADOS NA DIAGRAMAÇÃO DE SISTEMAS

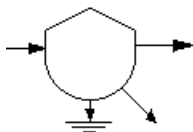
1. **Caminho Energético** - fluxo de energia ou materiais.



2. **Fonte de Energia** - energia que acompanha cada recurso usado pelo ecossistema, como o sol, o vento, as marés, as ondas nas praias, a chuva, as sementes trazidas pelo vento e pelas aves.



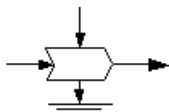
3. **Depósito** - é um lugar onde a energia se armazena. Ex: recursos como biomassa florestal, solo, matéria orgânica, água subterrânea, areia, nutrientes, etc.



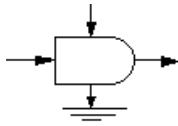
4. **Sumidouro de Calor** - energia dispersa e que não pode ser reutilizada, como a energia solar não aproveitada durante a fotossíntese, e o calor que sai pelo metabolismo animal.



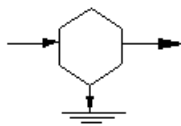
5. **Interação** - processo que combina diferentes tipos de fluxo de energia e de materiais.



6. **Produtor** - unidade que faz produtos a partir de energia e materiais primários, como árvores, colheitas ou fazendas.



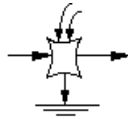
7. **Consumidor** - unidade que utiliza os produtos fabricados pelos produtores, como insetos, gado, microorganismos, seres humanos e cidades.



7. **Transação** - intercâmbio comercial de dinheiro para energia, materiais ou serviços prestados.



8. **Interruptores** - processo que inicia e termina, que não é constante, como um incêndio ou a polinização das flores



9. **Caixa** - símbolo para definir os limites de um sistema, subsistema, etc.



12. APÊNDICE A – TABELAS E FIGURAS

Dados de Qualidade da Água. 2003 - 2005.

Tabela 29 – MOGU 02160 – Parâmetros da qualidade da água (2003).

Parâmetros	Padrão	20/01	12/02	12/03	07/04	12/05	16/06	14/07	11/08	01/09	06/10	24/11	10/12
Temp. Água °C		24	28	24	24	20	20	18	19	20	26	25	24
Fósforo mg/L	Máx. 0,025	0,247	0,072	0,096	0,091	0,065	0,057	0,098	0,068	0,03	0,08	0,127	0,133
DBO mg/L	Máx.5	<2	2	<2	<2	<2	2	<2	<2	<2	3	2	<2
OD mg/L	Mín.5	4,6	6,3	5,2	7,5	7,3	8,3	6,8	8,2	7,5	7,7	4,4	6,1

Tabela 30 – MOGU 02200 – Parâmetros da qualidade da água (2003).

Parâmetros	Padrão	05/2/03	09/4/03	09/6/03	06/08/03	01/10/03	08/12/03
Temp. Água °C		27	24	19	20	27	26
Fósforo mg/L	Máx. 0,025	0,086	0,123	0,045	0,203	0,187	0,195
DBO mg/L	Máx.5	<2	<2	<2	3	3	4
OD mg/L	Mín. 5	6,3	6	8	5	4,5	5,2

Tabela 31 – MOGU 02160 – Parâmetros da qualidade da água (2004).

Parâmetros	Padrão	16/2/04	19/4/04	23/6/04	18/8/04	4/10/04	8/12/04
Temp. Água °C		24	24	18,8	18,1	23,6	26
Fósforo mg/L	Máx.0,025	0,113	0,057	0,094	0,104	0,042	0,188
DBO mg/L	Máx.5	<2	<2	<2	<2	3	<2
OD mg/L	Mín.5	6,7	5,8	7,4	6,7	4,1	6,5

Tabela 32 – MOGU 02200 – Parâmetros da qualidade da água (2004).

Parâmetros	Padrão	11/2/04	12/4/04	16/6/04	11/08/04	25/10/04	6/12/04
					4	4	
Temp. Água °C		24,5	24,3	18	17	23	26
Fósforo mg/L	Máx. 0,025	0,121	0,188	0,153	0,128	0,222	0,188
DBO mg/L	Máx. 5	<2	4		<2	<2	<2
OD mg/L	Mín. 5	4,9	5,4	7,2	6,5	4,8	4,7

Tabela 33 – MOGU 02160 – Parâmetros da qualidade da água (2005).

Parâmetros	Padrão	14/2/05	18/4/05	18/6/05	29/8/05	10/10/05	7/12/05
Temp. Água °C		25	25	18	22	25	24
Fósforo mg/L	Máx. 0,025	0,049	0,08	0,047	0,096		0,065
DBO mg/L	Máx. 5	<2	<2	<2	2		<2
OD mg/L	Mín. 5	6,6	5,6	6,3	4,7		6,6

Tabela 34 – MOGU 02200 – Parâmetros da qualidade da água (2005).

Parâmetros	Padrão	16/2/05	06/4/05	15/6/05	10/08/05	24/10/05	5/12/05
Temp. Água °C		24	26,5	19	19	26	25
Fósforo mg/L	Máx. 0,025	0,064	0,158	0,06	0,047	0,105	0,149
DBO mg/L	Máx. 5	<2	<2	<3	<2	3	<2
OD mg/L	Mín. 5	6,4	5,9	5,5	5,5	4,5	5,5

Ajustes da temperatura da água.

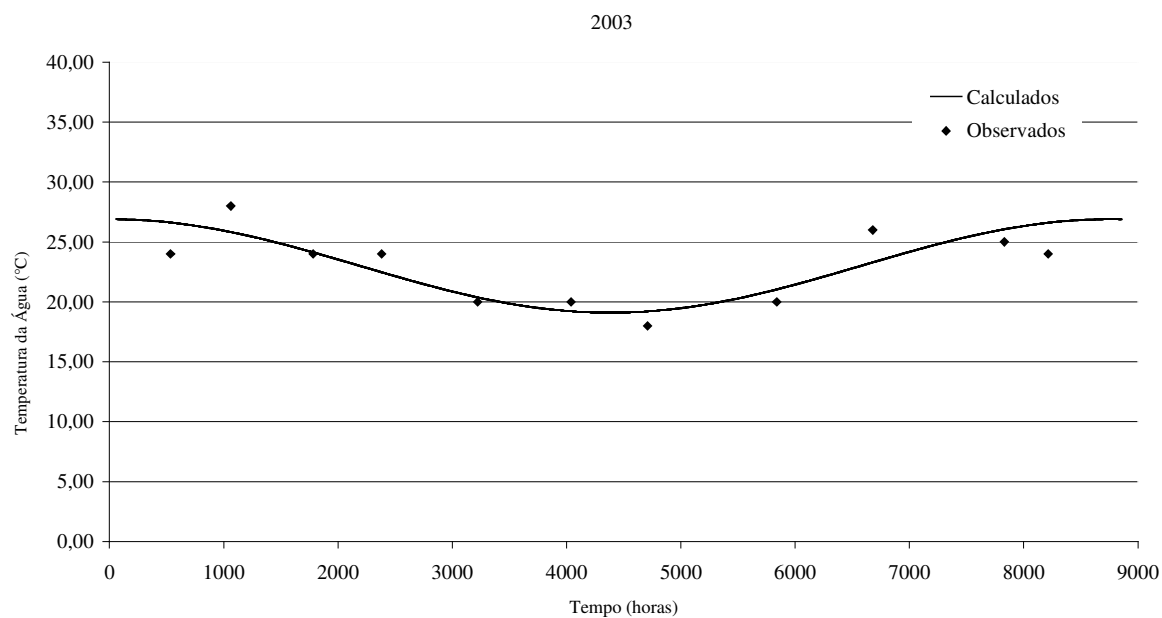


Figura 50 – Ajuste da temperatura da água (2003).

Coefficiente de correlação $R^2 = 0,82$

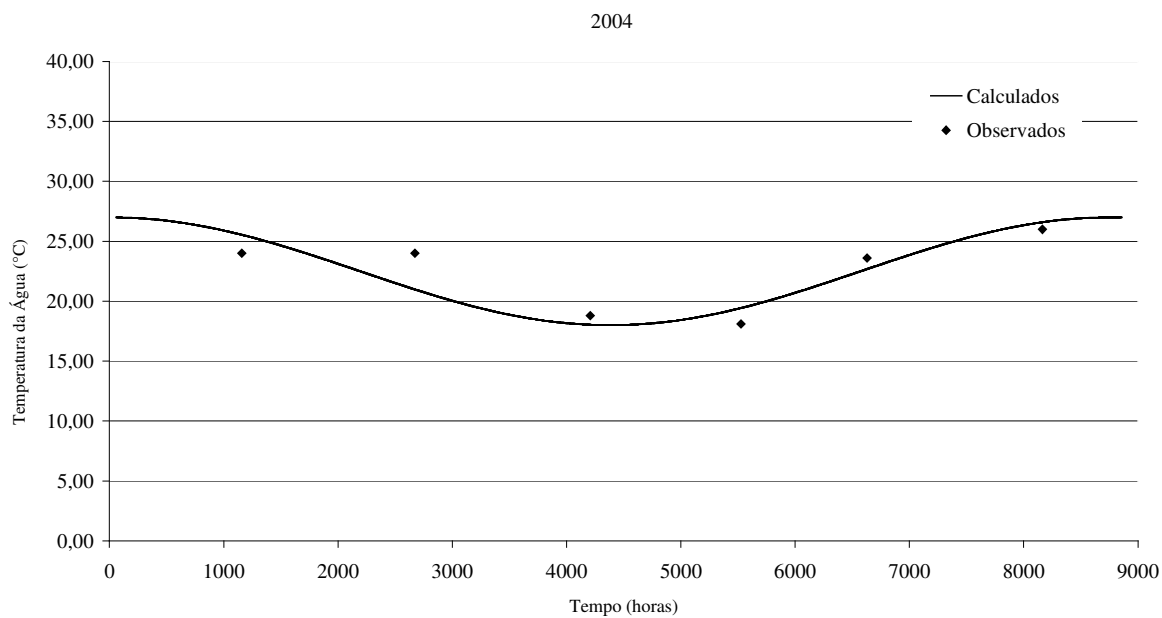


Figura 51 – Ajuste da temperatura da água (2004).

Coefficiente de correlação $R^2 = 0,86$

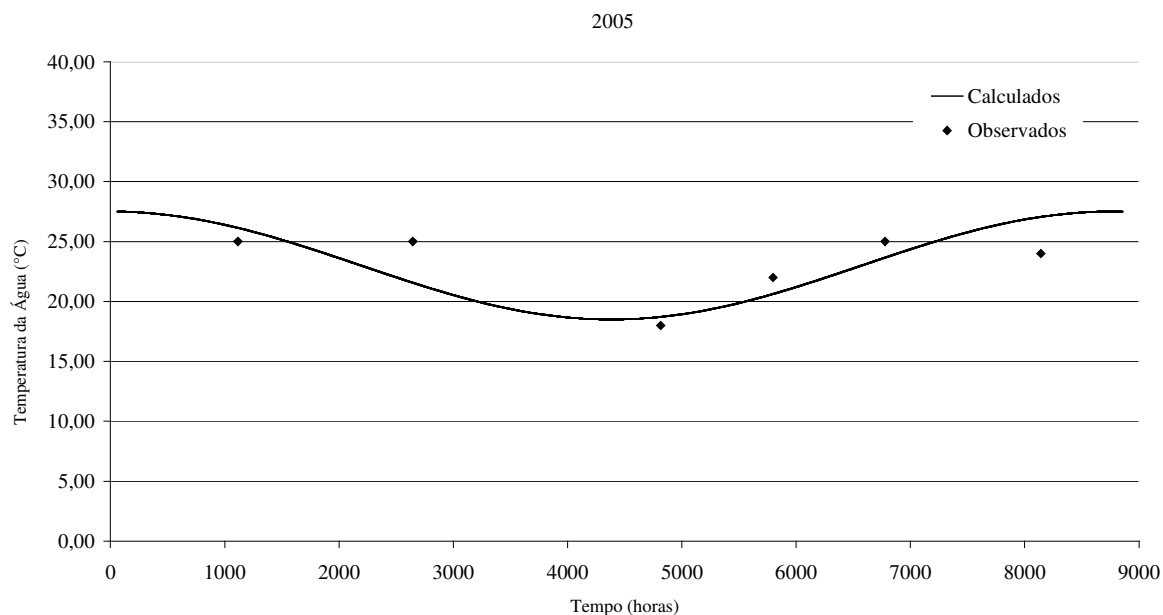


Figura 52 – Ajuste da temperatura da água (2005).

Coefficiente de correlação $R^2 = 0,72$.

Dados de chuva e vazão.

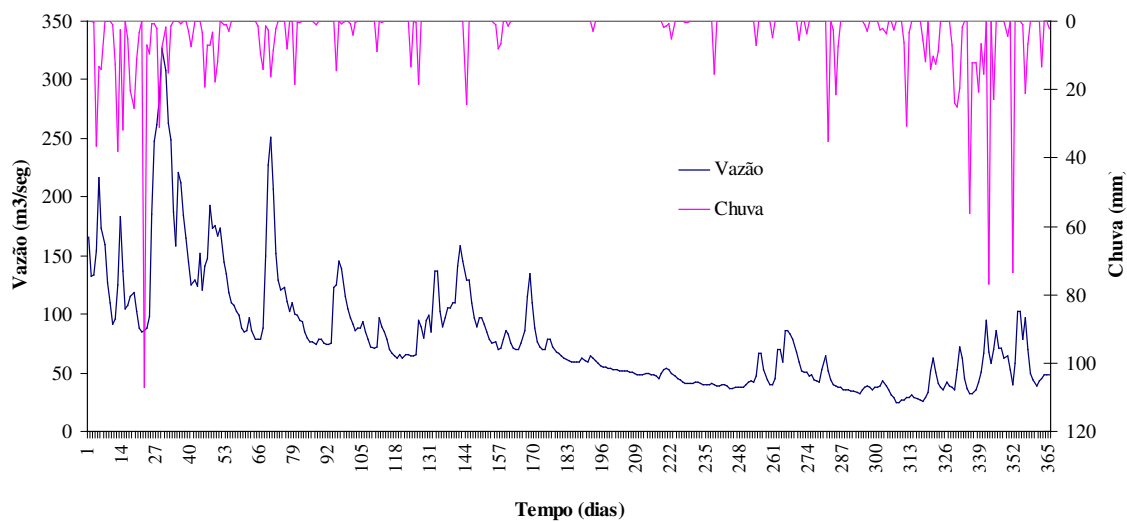


Figura 53 – Dados de vazão e chuva ao longo do ano de 2003.

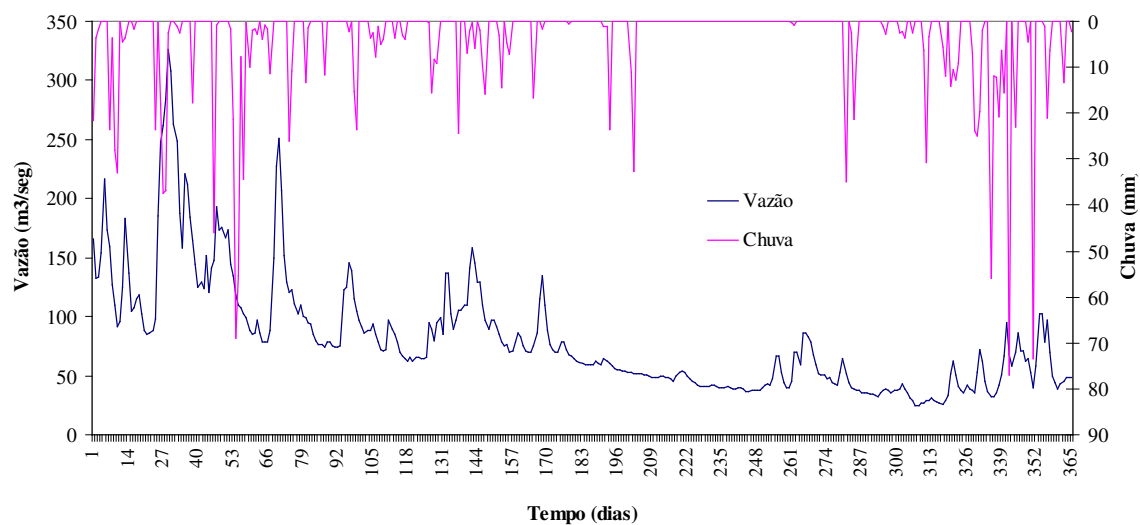


Figura 54 – Dados de vazão e chuva ao longo do ano de 2004.

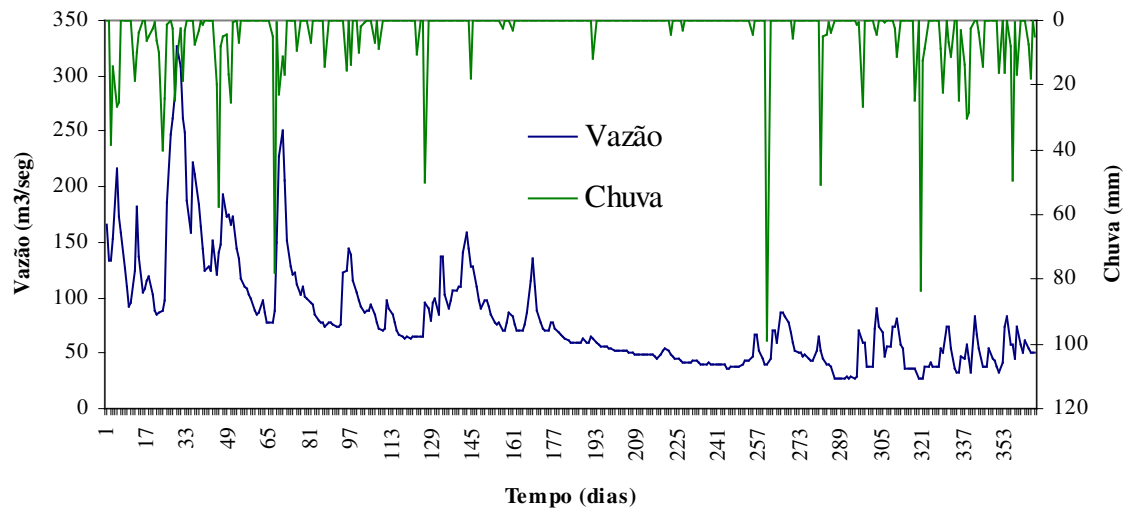
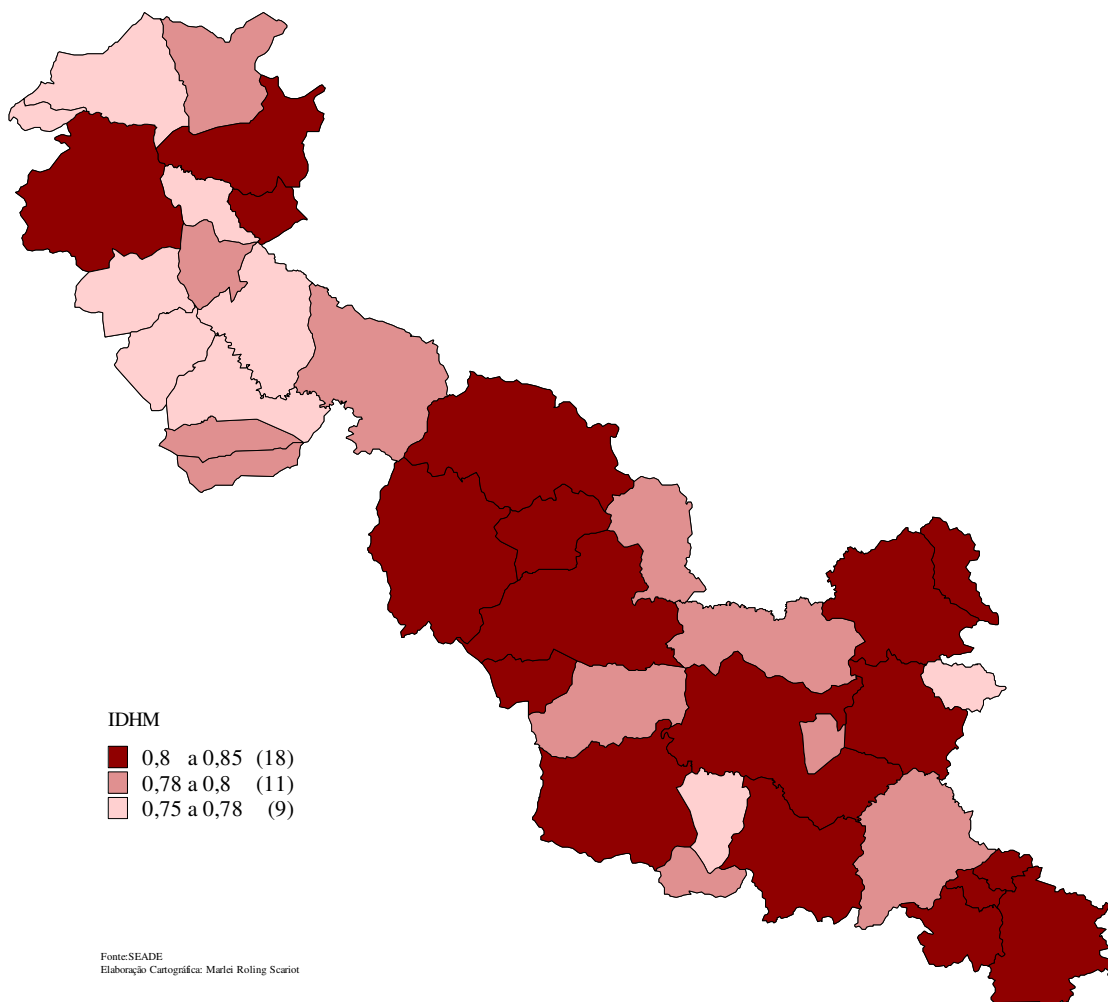


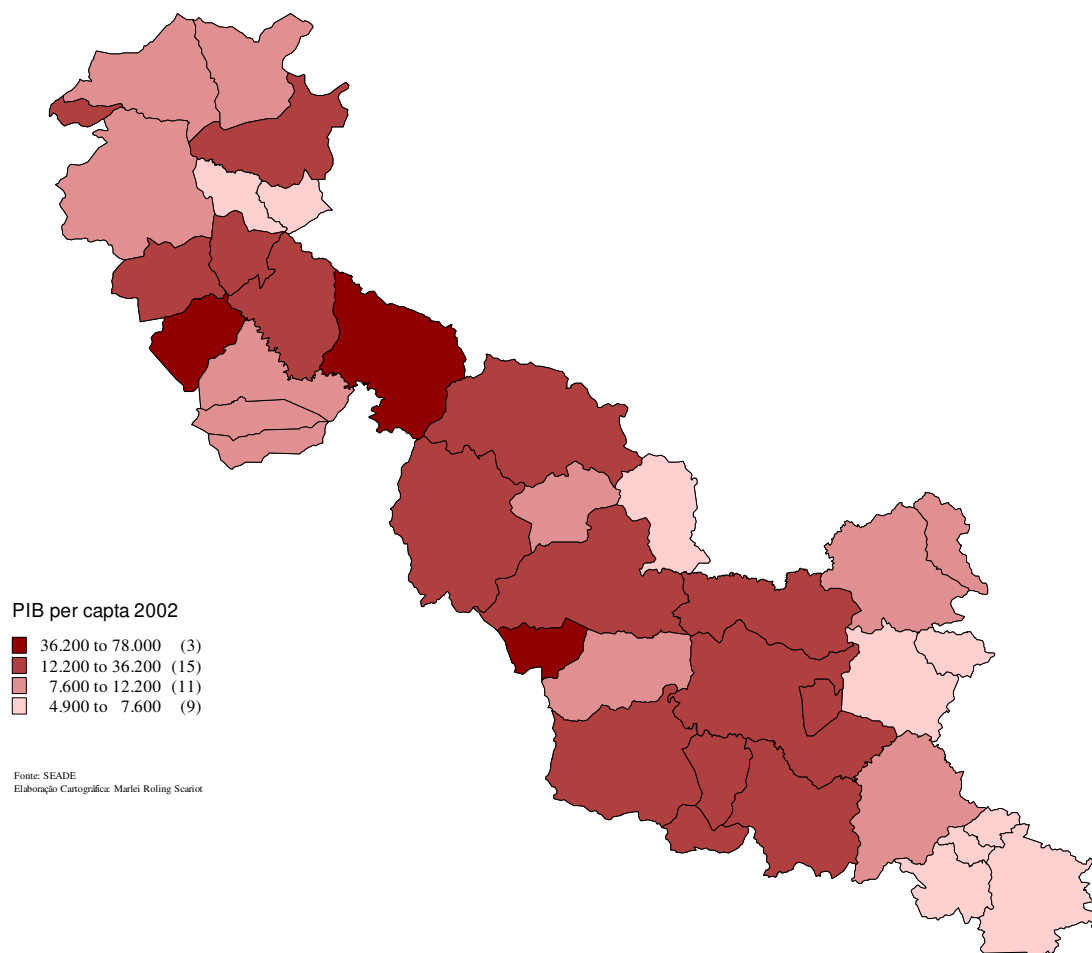
Figura 55 – Dados de vazão e chuva ao longo do ano de 2005.

**Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu.
Índice de Desenvolvimento Humano Municipal - IDHM. 2000.**



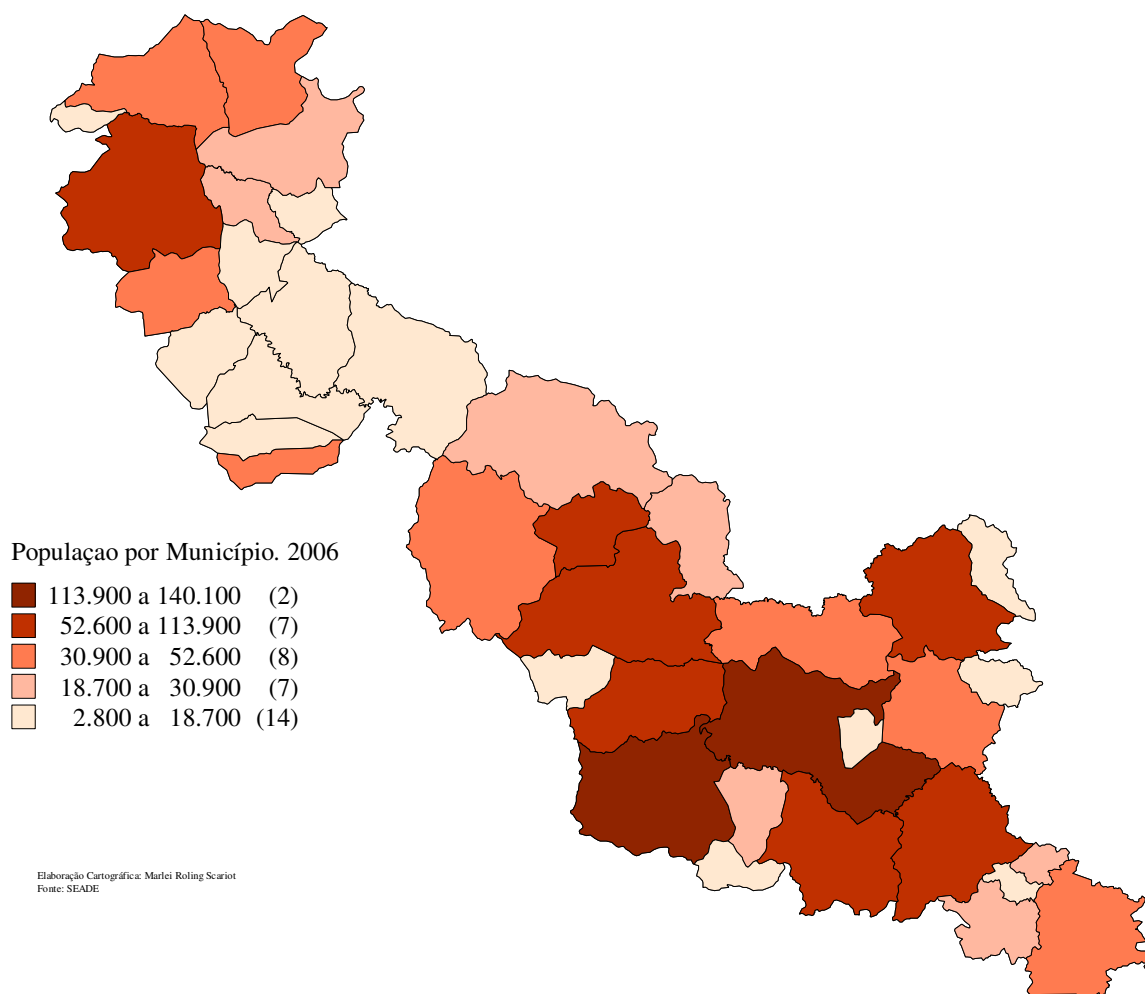
Mapa 16 – Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (2000).

Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu. PIB per Capta. 2002



Mapa 17 – PIB per Capta da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu (2002).

Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu. População por Município. 2006.



Mapa 18 – População da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu (2006).

Demais resultados da Simulação - 2006.

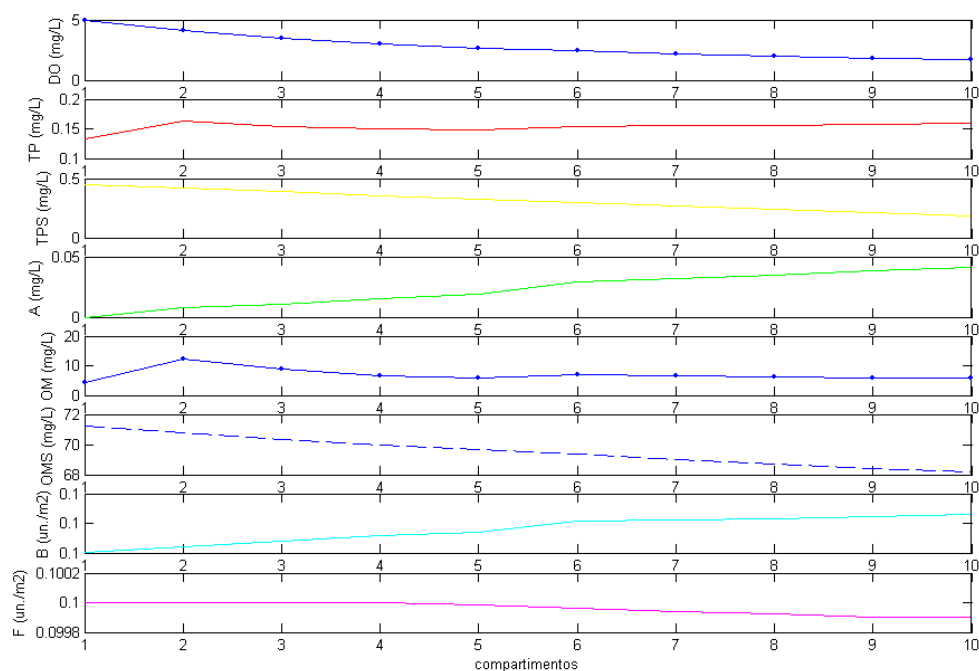


Figura 56 – Perfil longitudinal das variáveis. Hora de Início da simulação: 18:00h.

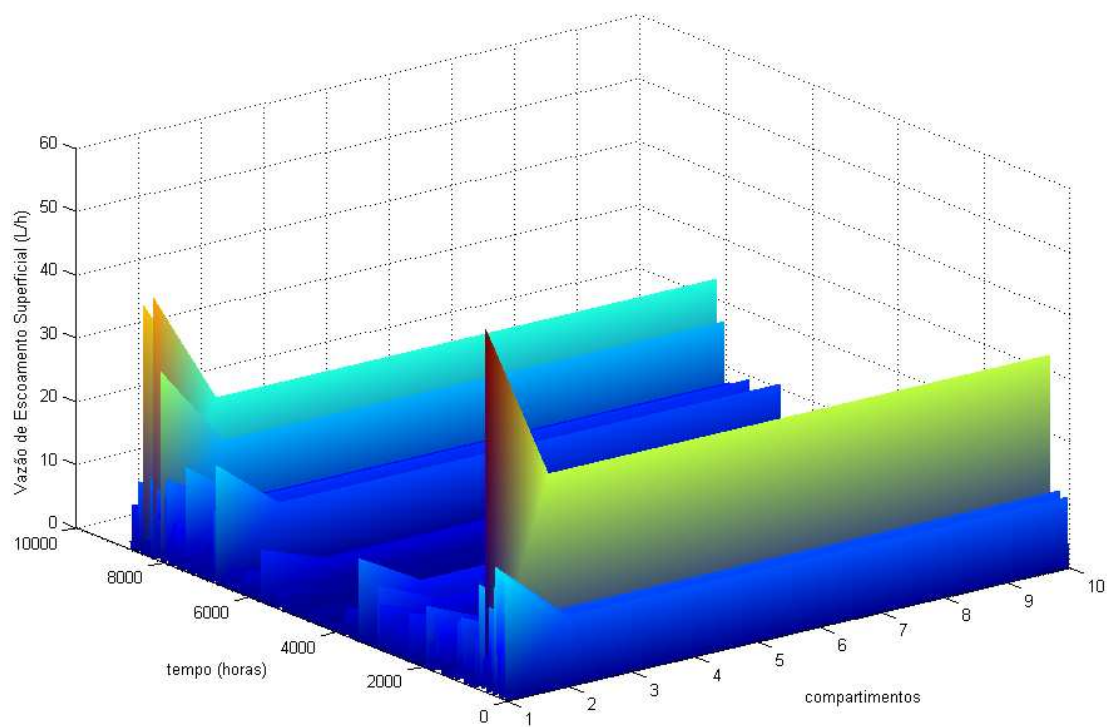


Figura 57 – Vazão de escoamento superficial (2006).

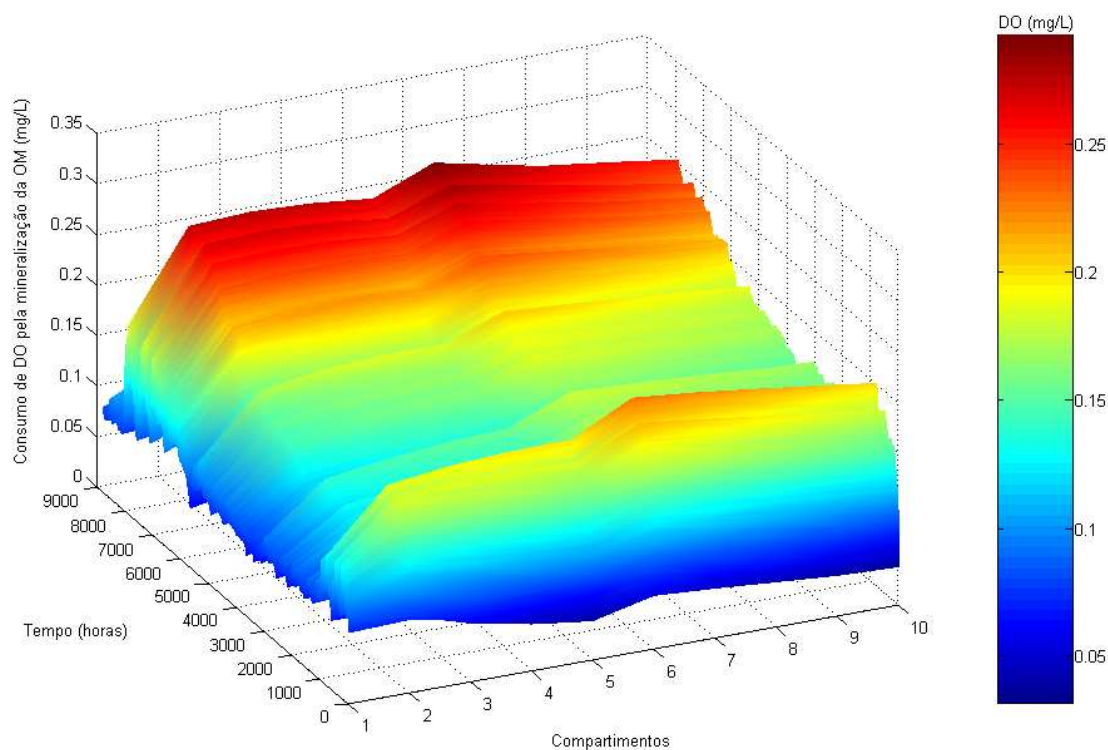


Figura 58 – Consumo de DO pela mineralização da OM - 2006.

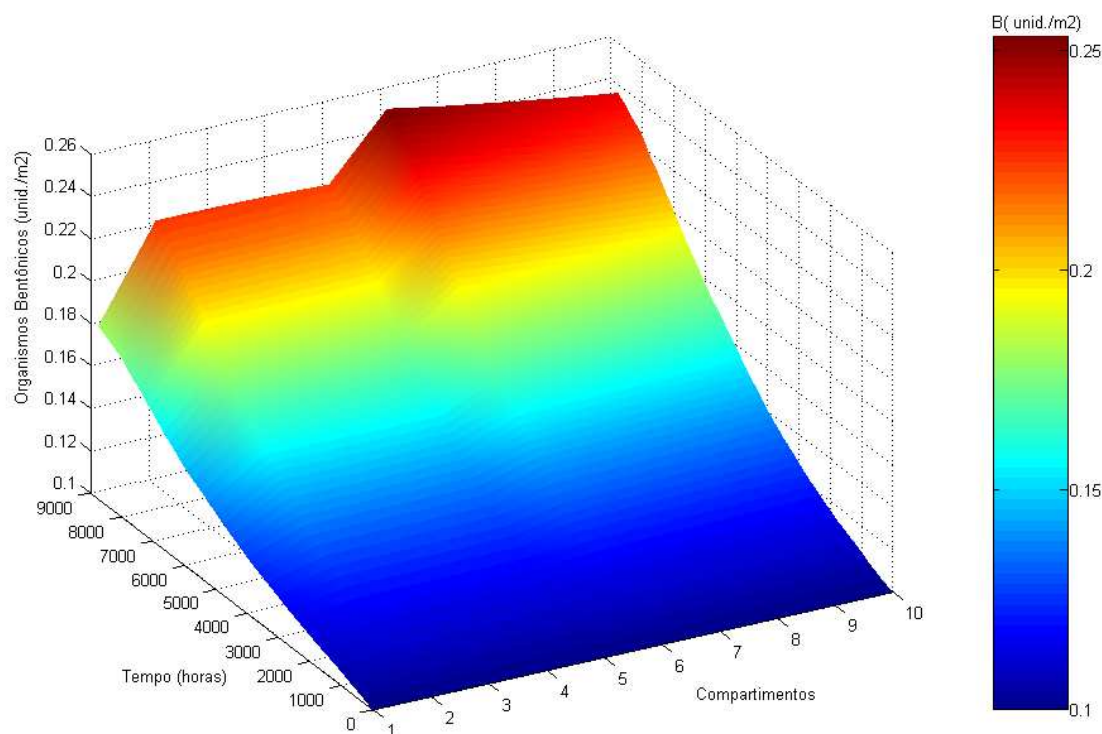


Figura 59 – Variação temporal e longitudinal dos Organismos Bentônicos (2006).

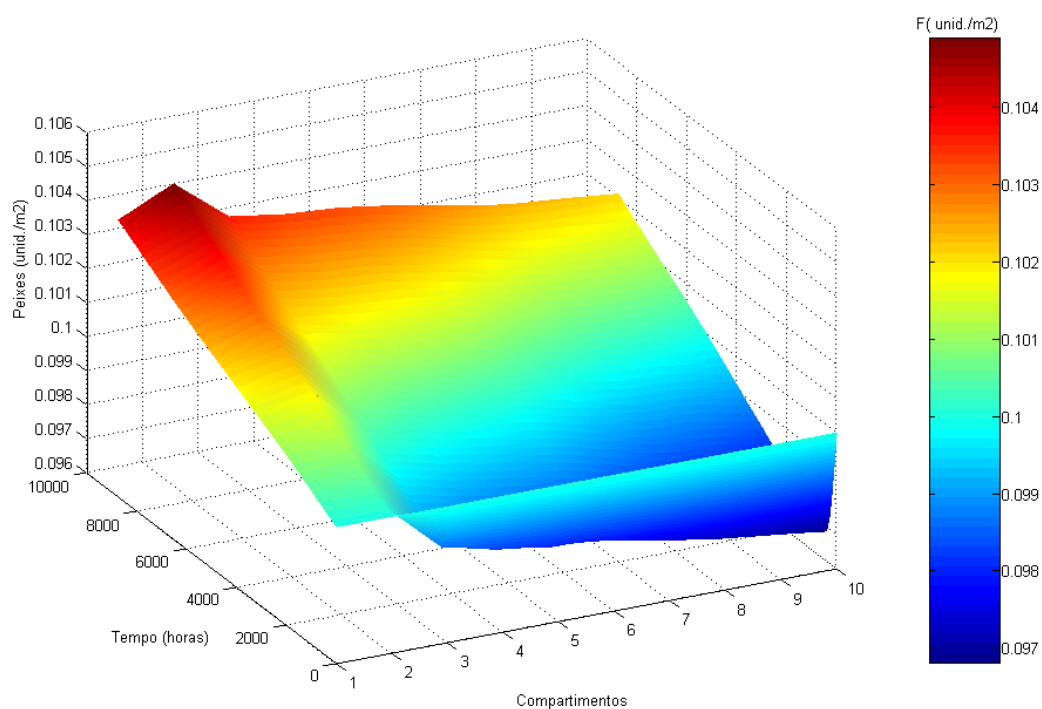


Figura 60 – Variação temporal e longitudinal dos Peixes (2006).

Demais resultados – CENÁRIO I

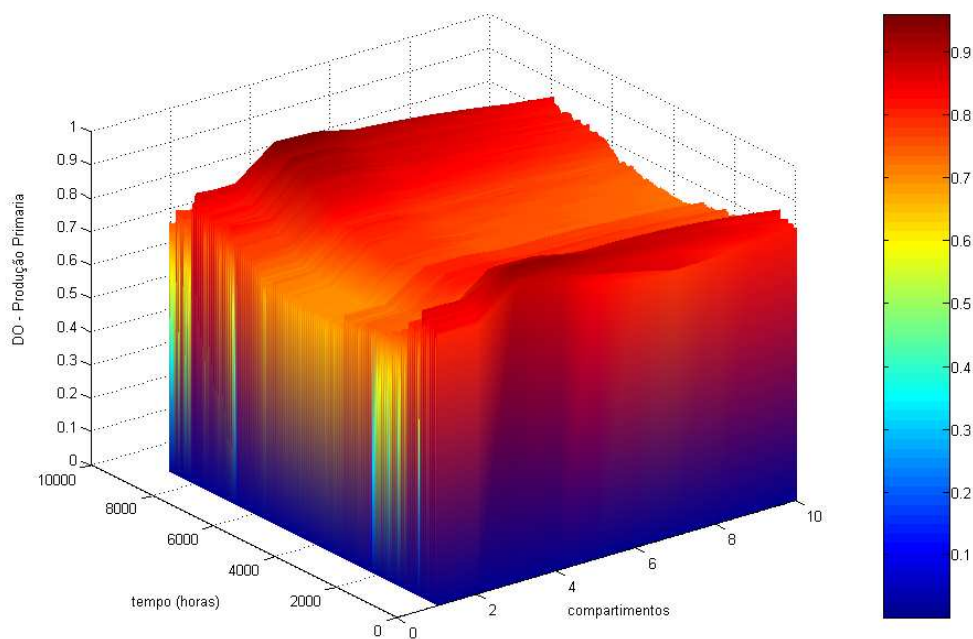


Figura 61 – Produção Primária de Oxigênio dissolvido para o cenário I.

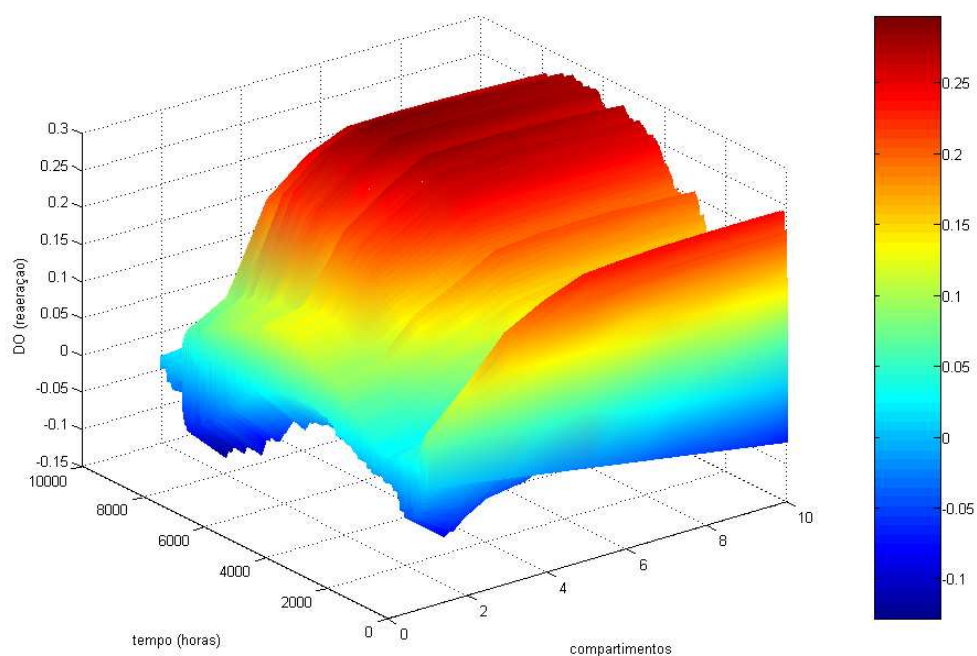


Figura 62 – Taxa de reaeração do oxigênio dissolvido (mg/L).

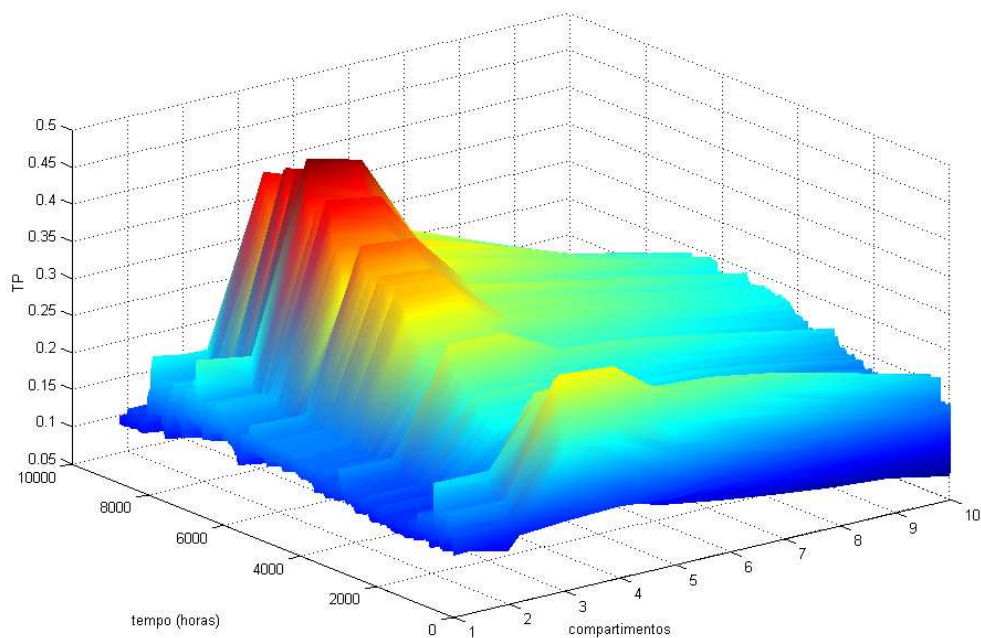


Figura 63 – Fósforo Total – Cenário I.

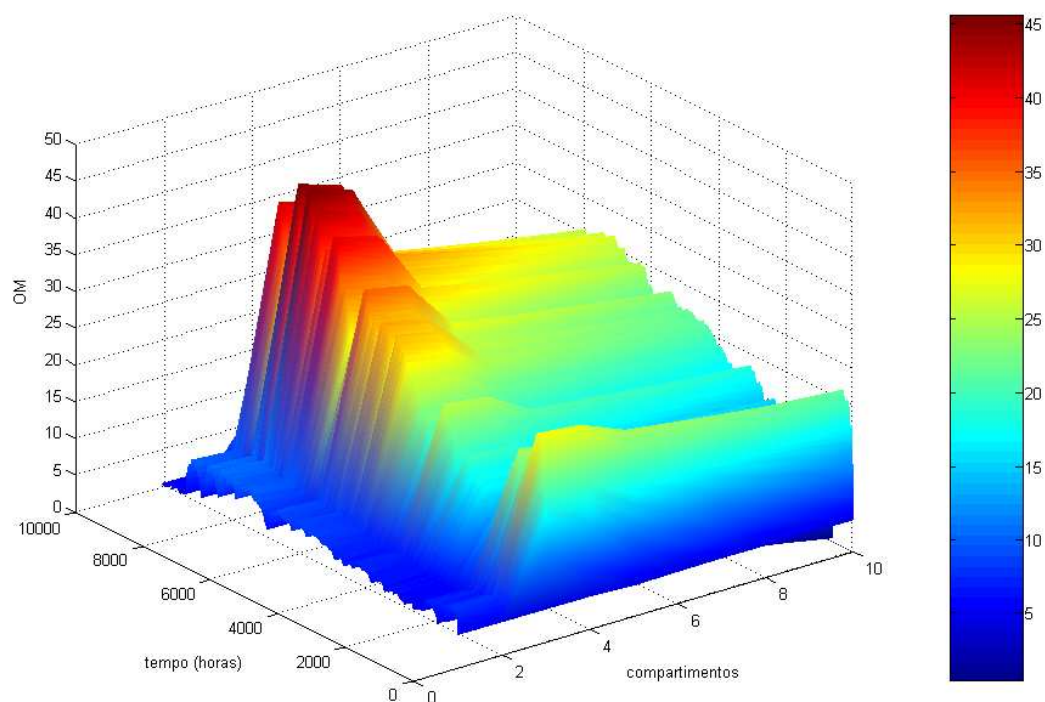


Figura 64 – Matéria Orgânica – Cenário I

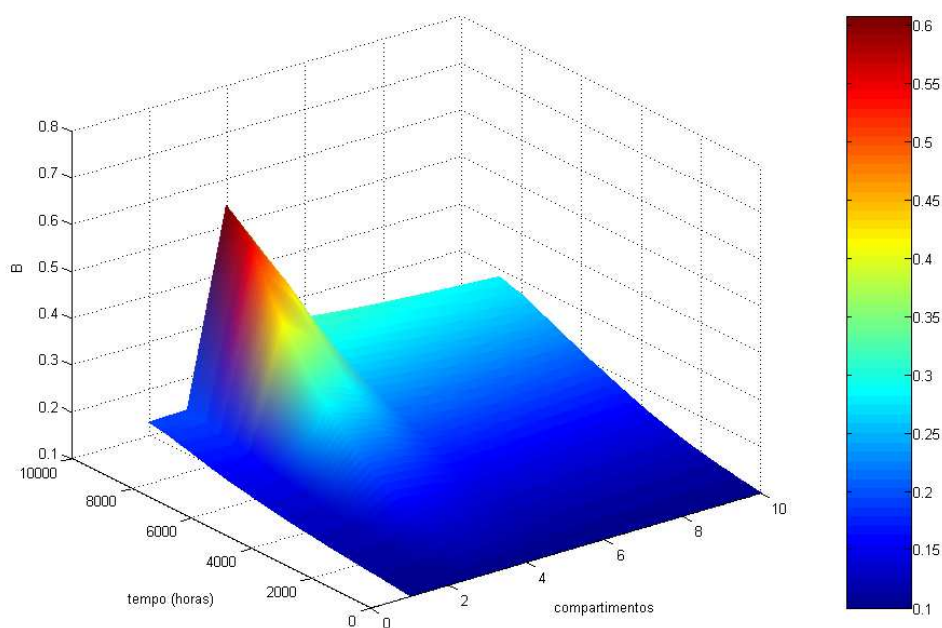


Figura 65 – Organismos Bentônicos – Cenário I

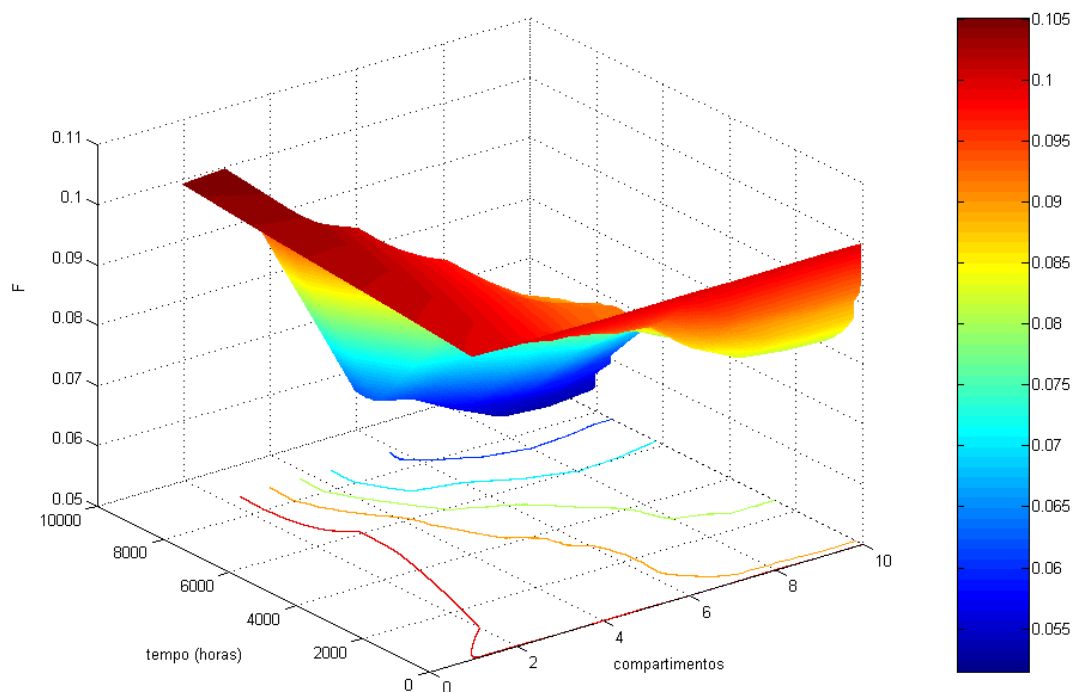


Figura 66 – Peixes - Cenário I

Demais resultados – Cenário II

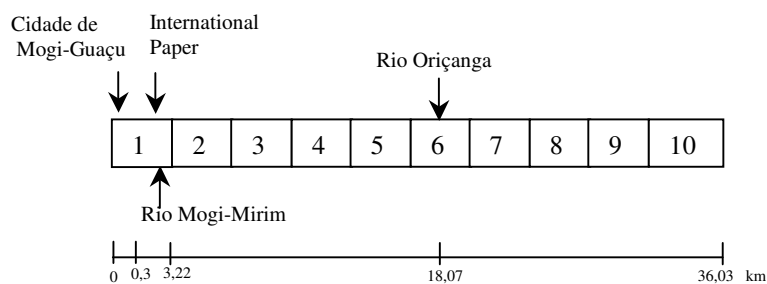


Figura 67 – Esquema do trecho incluindo a cidade de Mogi-Guaçu.

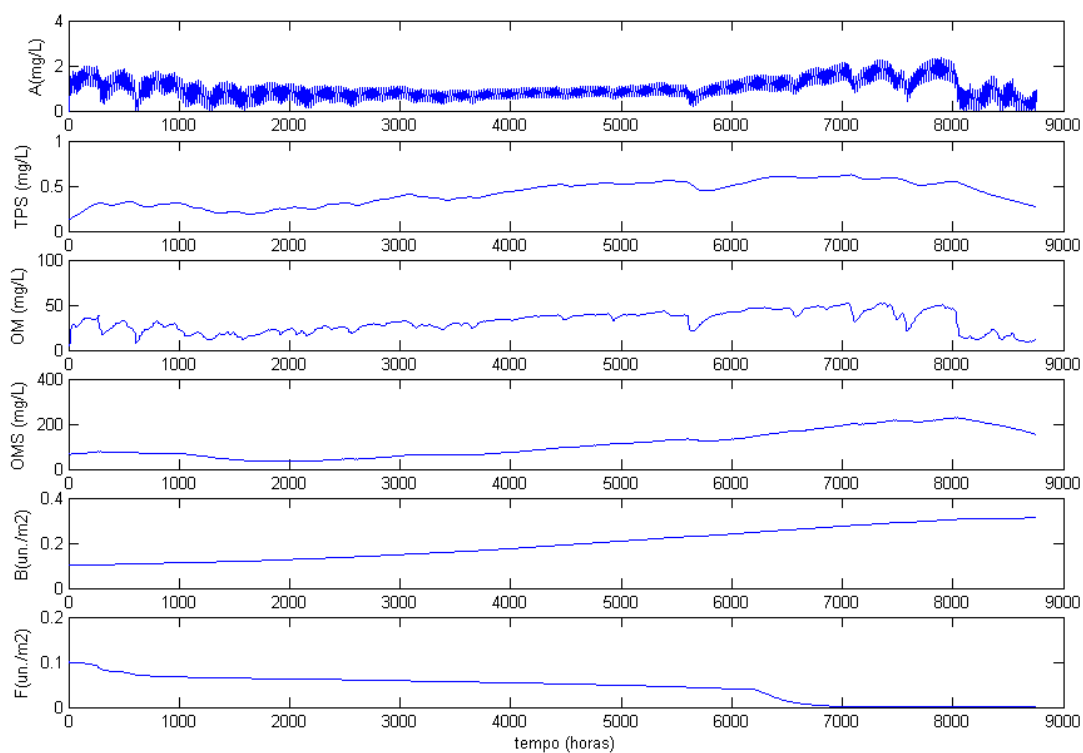


Figura 68 – Variação ao Longo de um Ano para as Variáveis (F, B OMS, OM, TPS e A).

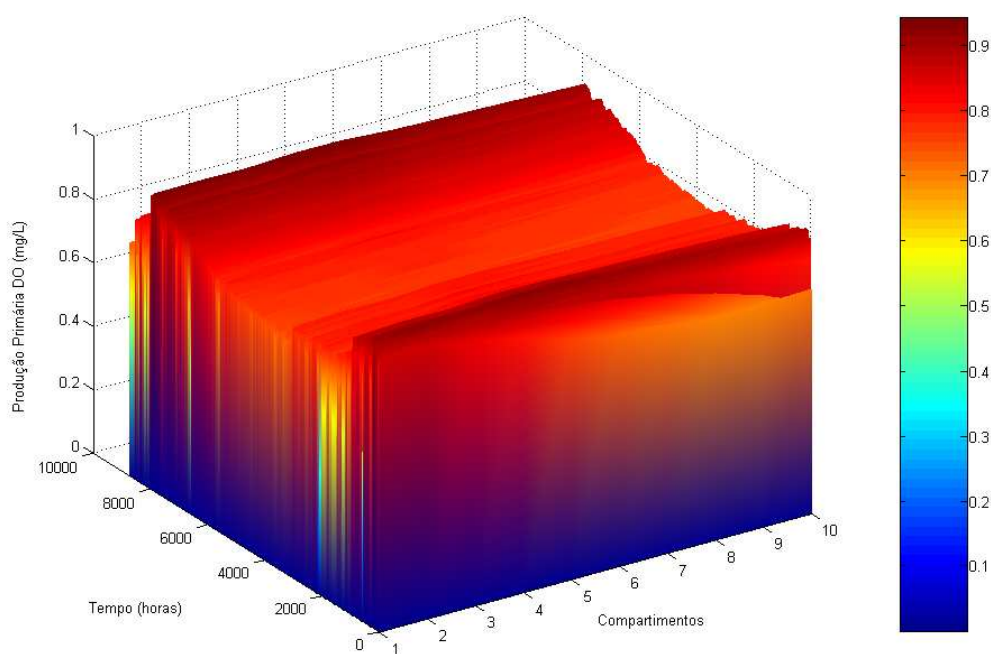


Figura 69 – Produção Primária de Oxigênio Dissolvido – Cenário II

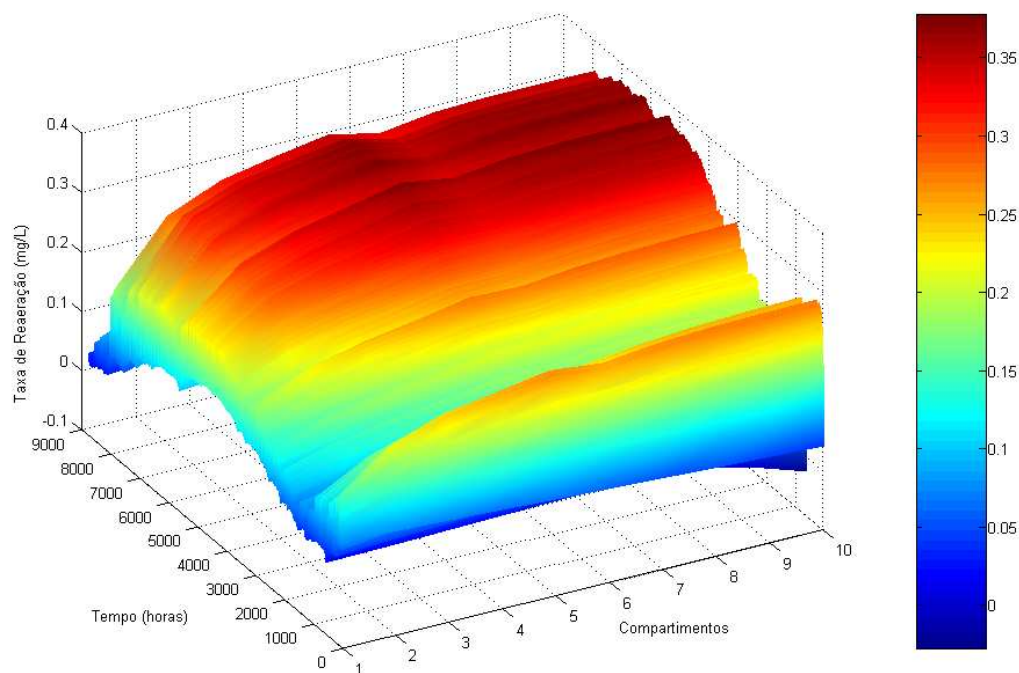


Figura 70 – Taxa de reaeração – Cenário II

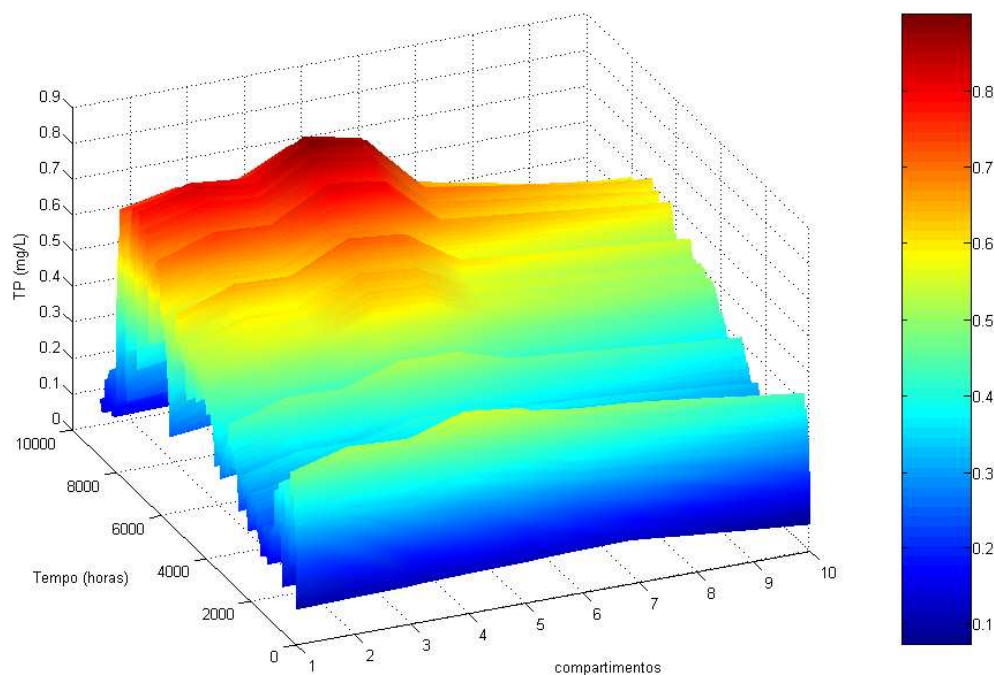


Figura 71 – Fósforo Total – Cenário II

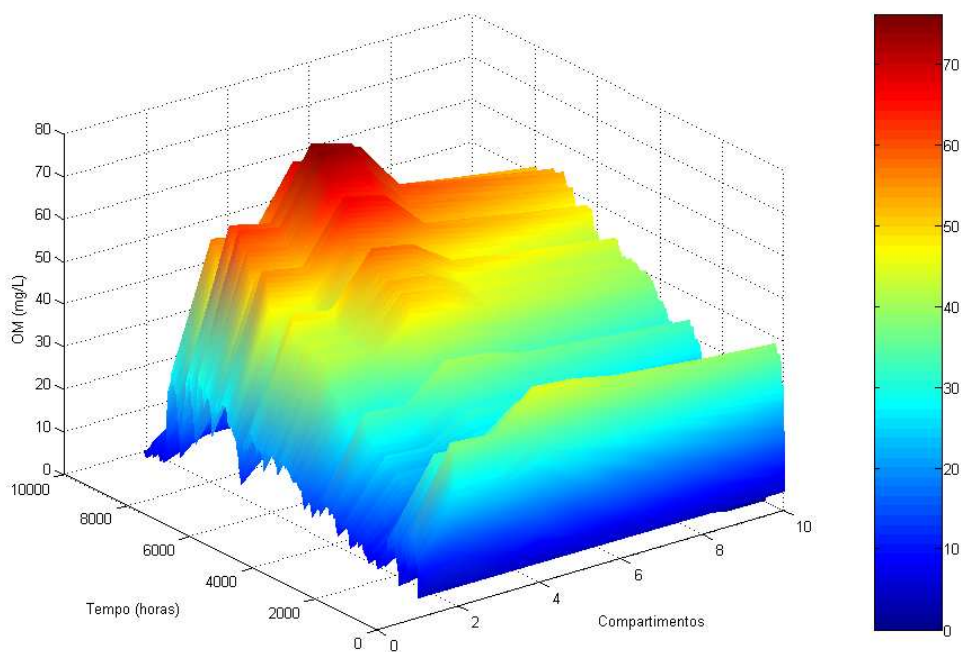


Figura 72 – Matéria Orgânica – Cenário II

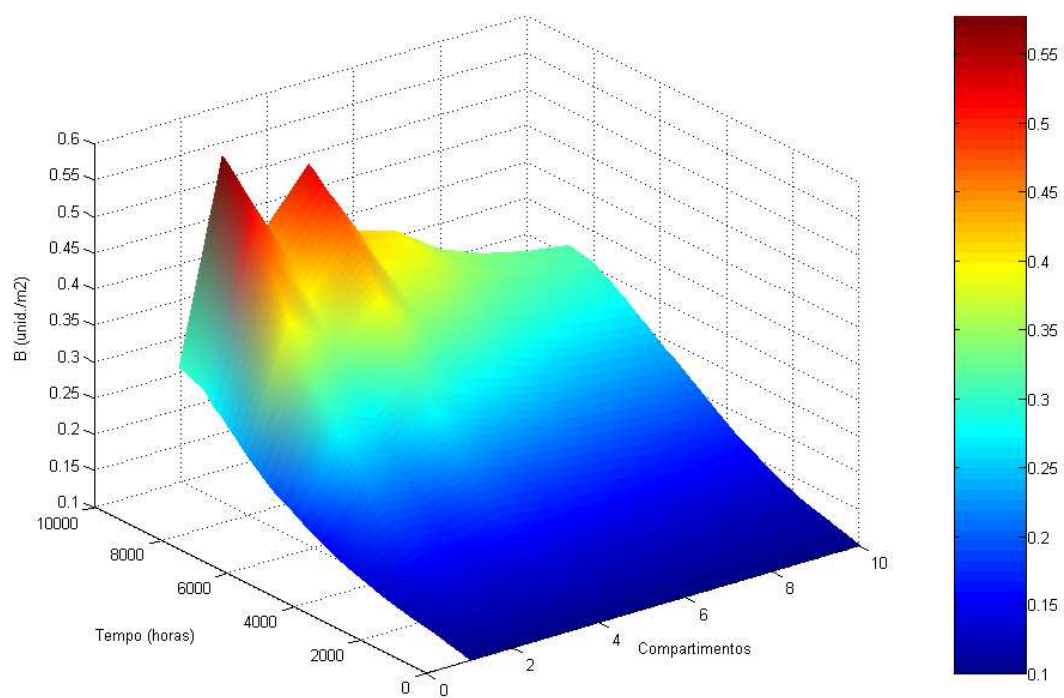


Figura 73 – Organismos Bentônicos – Cenário II

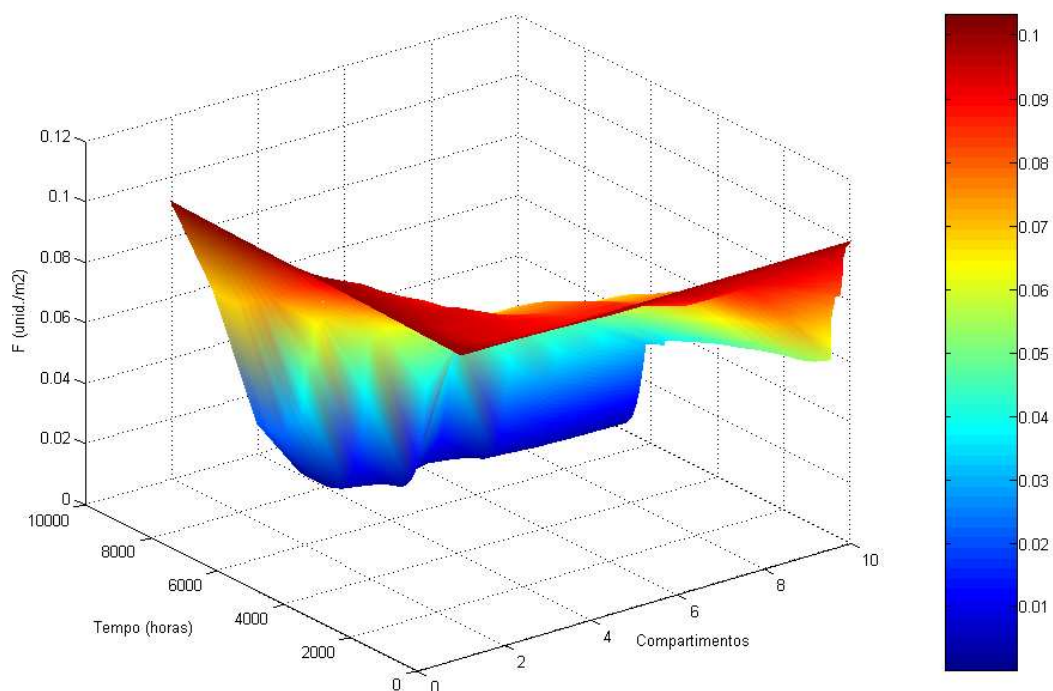


Figura 74 – Peixes – Cenário II

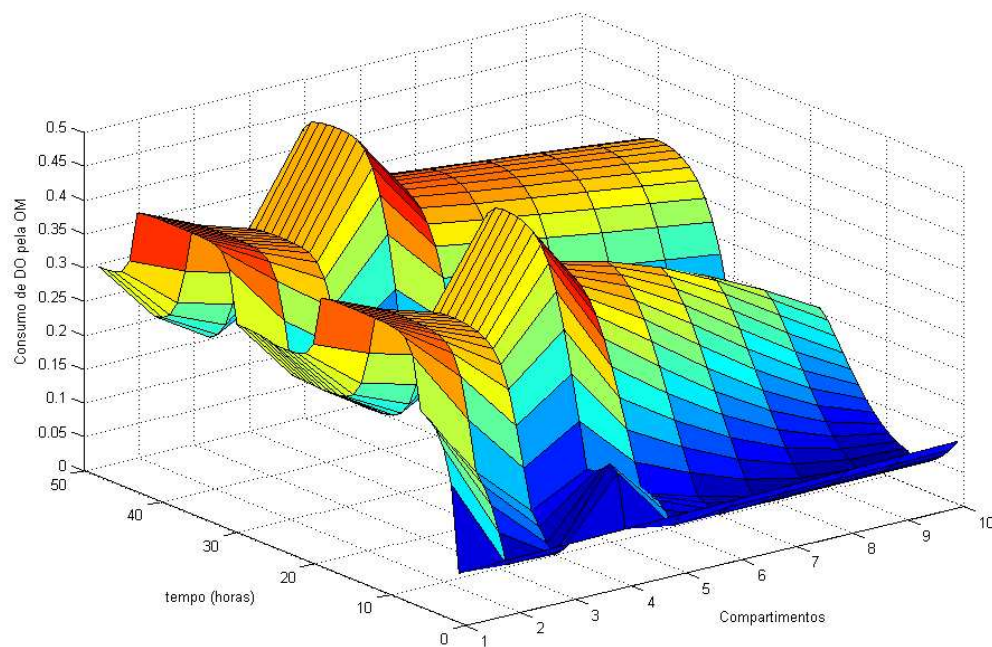


Figura 75 – Cenário II. Consumo de oxigênio dissolvido pela matéria orgânica: Tempo de simulação de 48 horas.

Demais resultados – CENÁRIO III

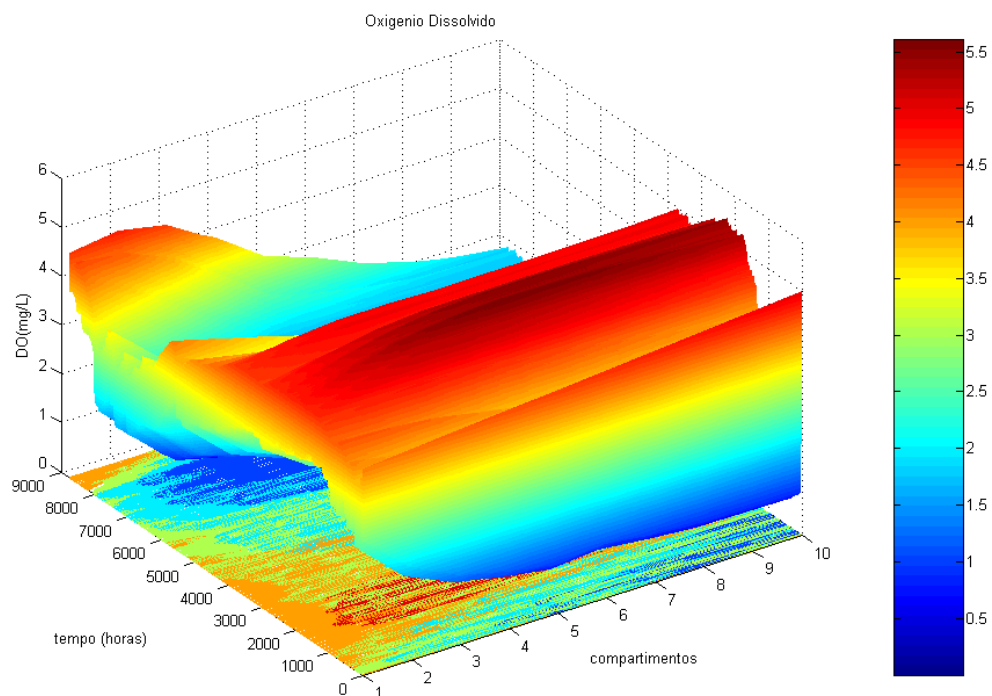


Figura 76 – Concentração de Oxigênio dissolvido - Cenário III

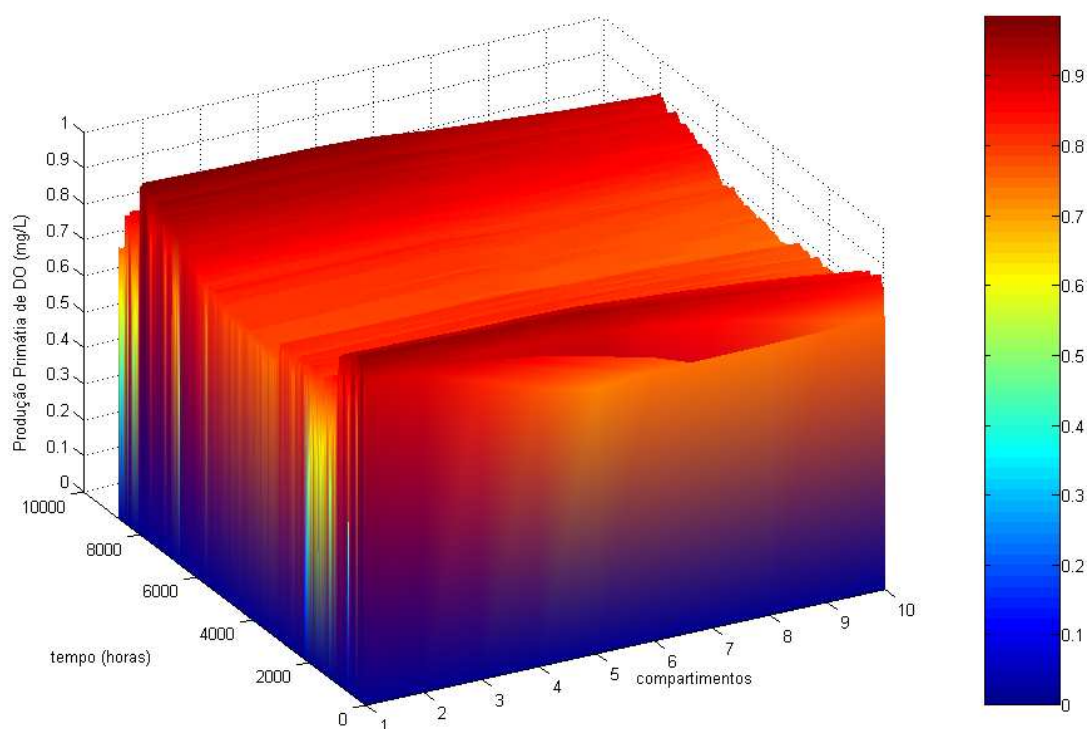


Figura 77 – Produção Primária de oxigênio dissolvido – Cenário III

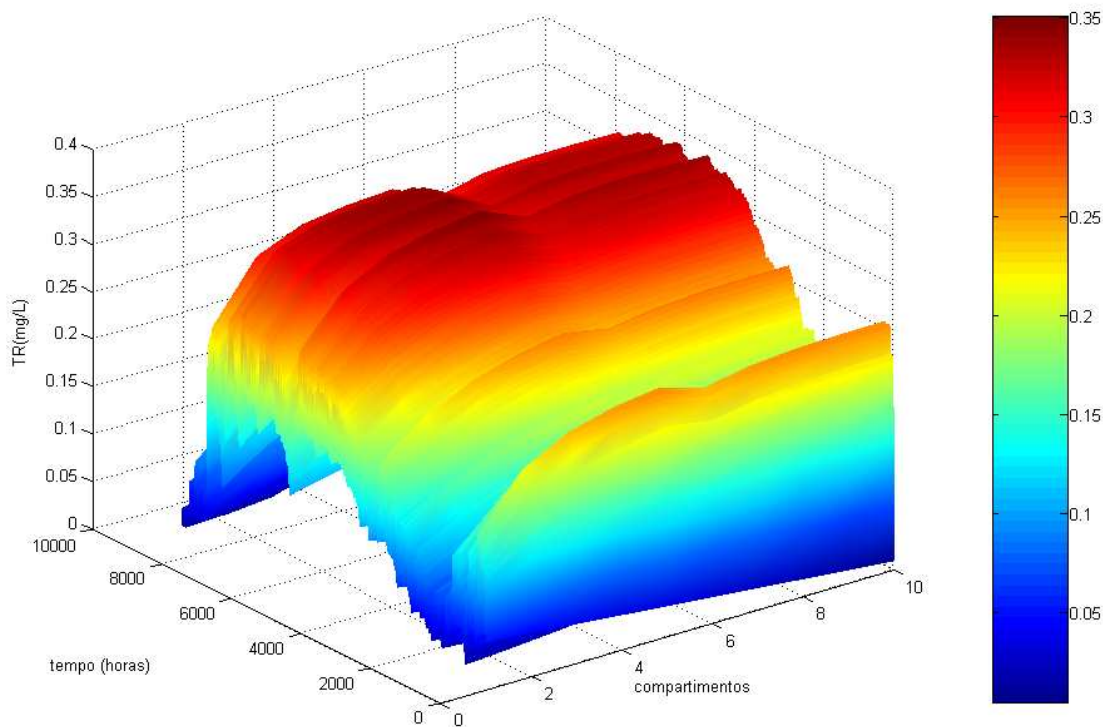


Figura 78 – Taxa de reaeração – Cenário III

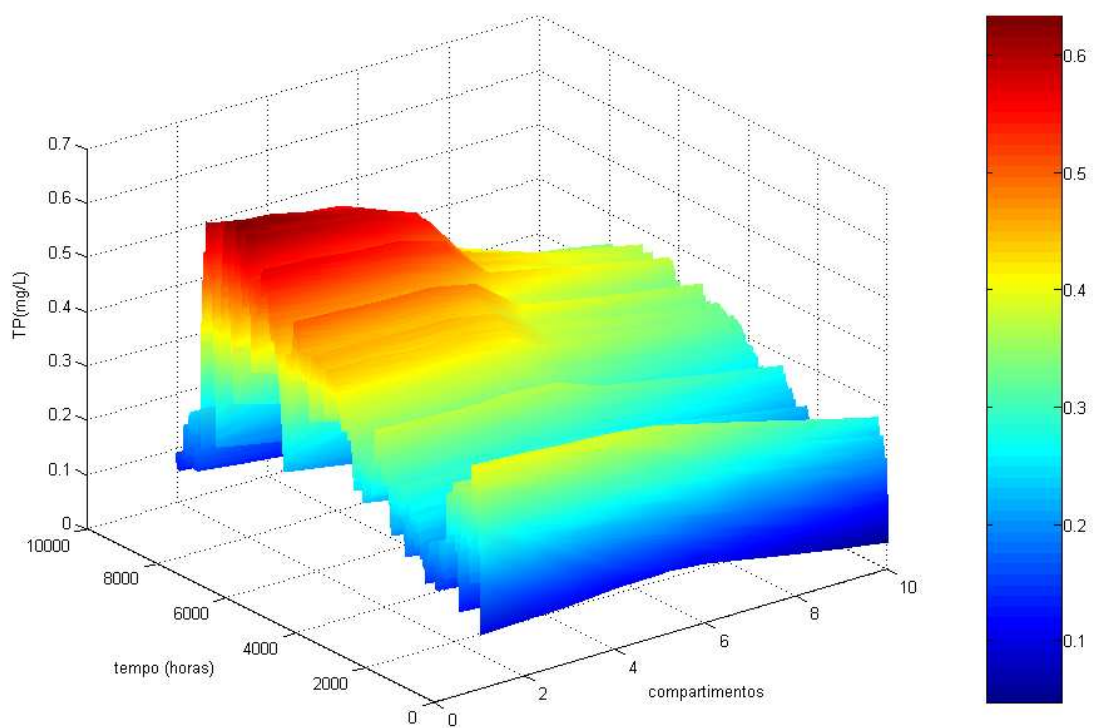


Figura 79 – Fósforo Total – Cenário III

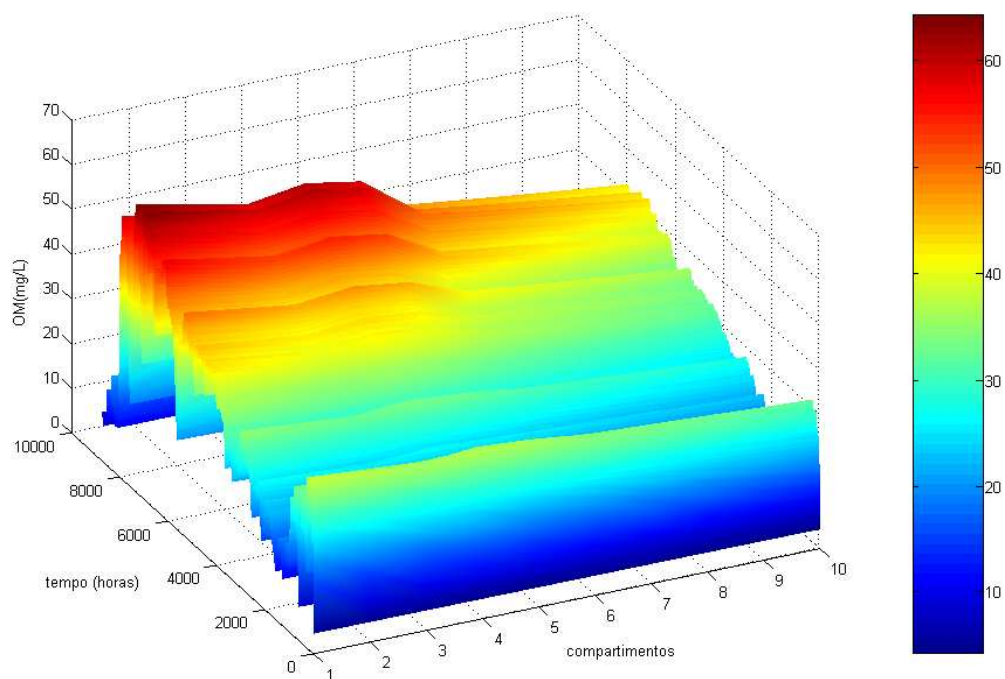


Figura 80 – Matéria Orgânica – Cenário III

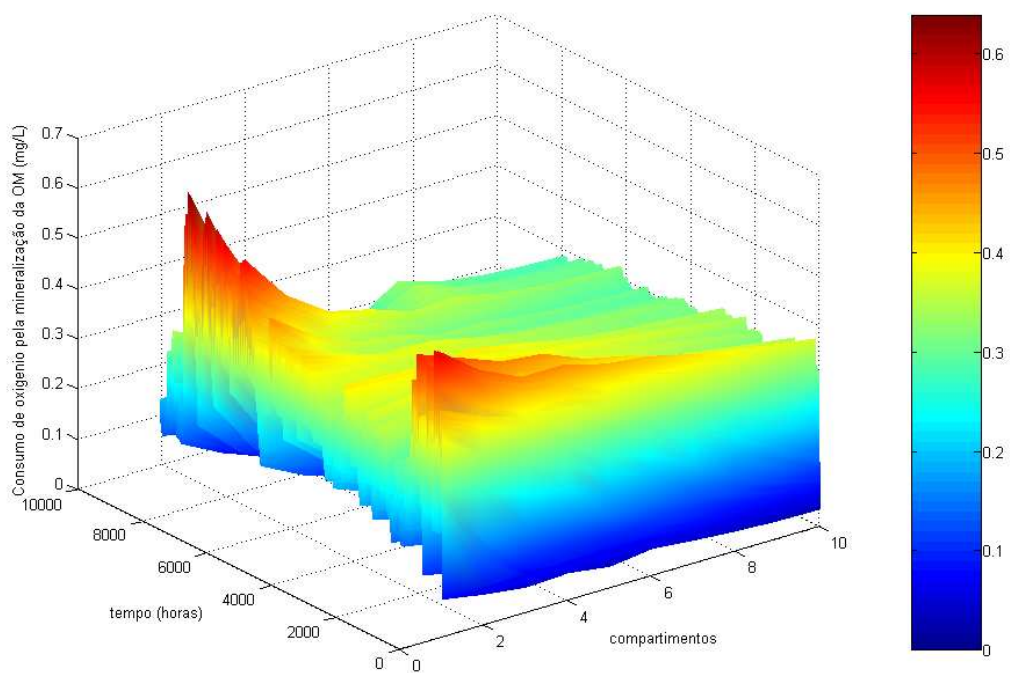


Figura 81 – Consumo de Oxigênio pela degradação da OM – Cenário III

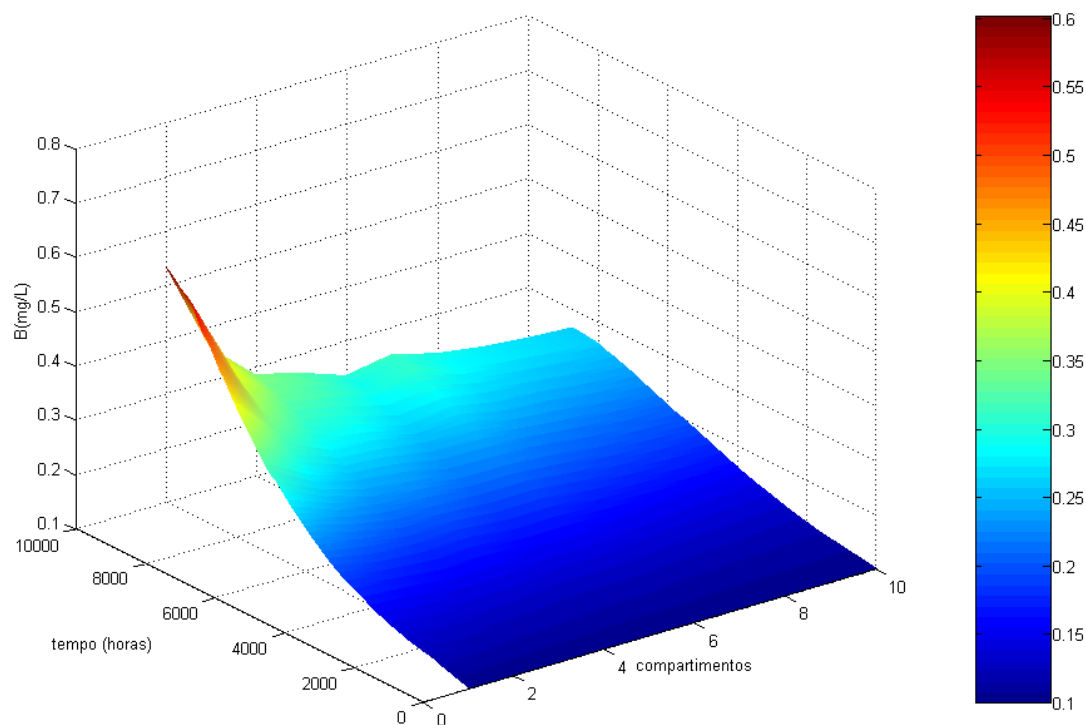


Figura 82 – Organismos Bentônicos – Cenário III

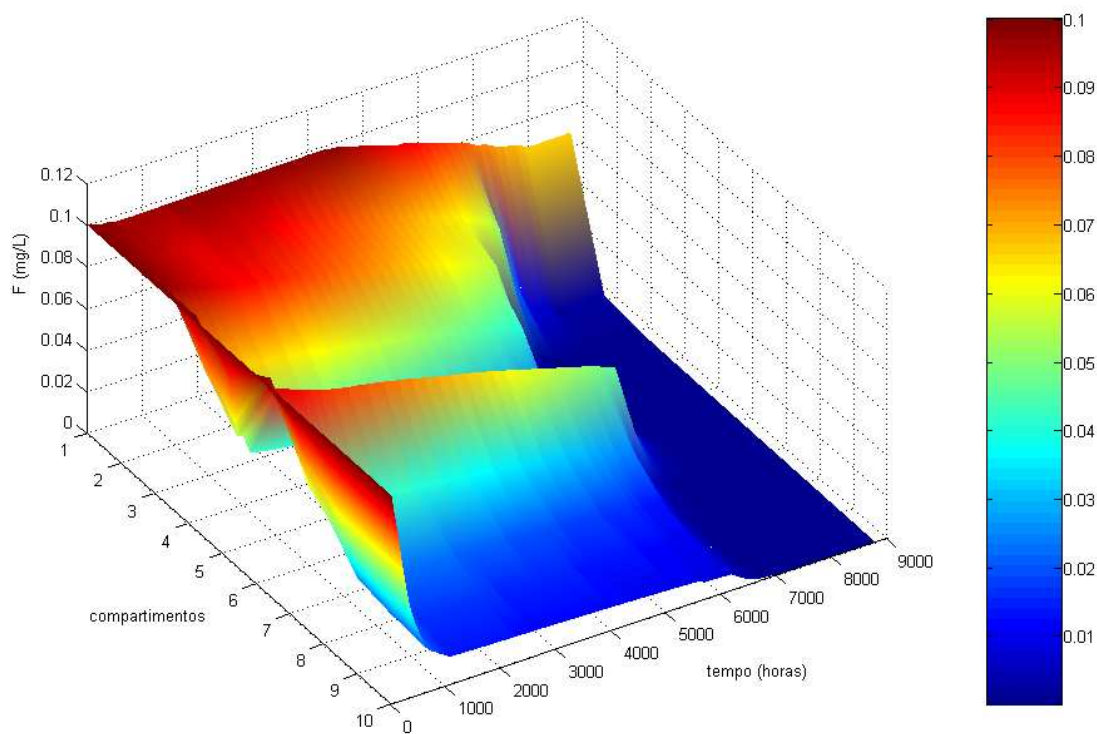


Figura 83 – Peixes – Cenário III

Demais Resultados – CENÁRIO IV

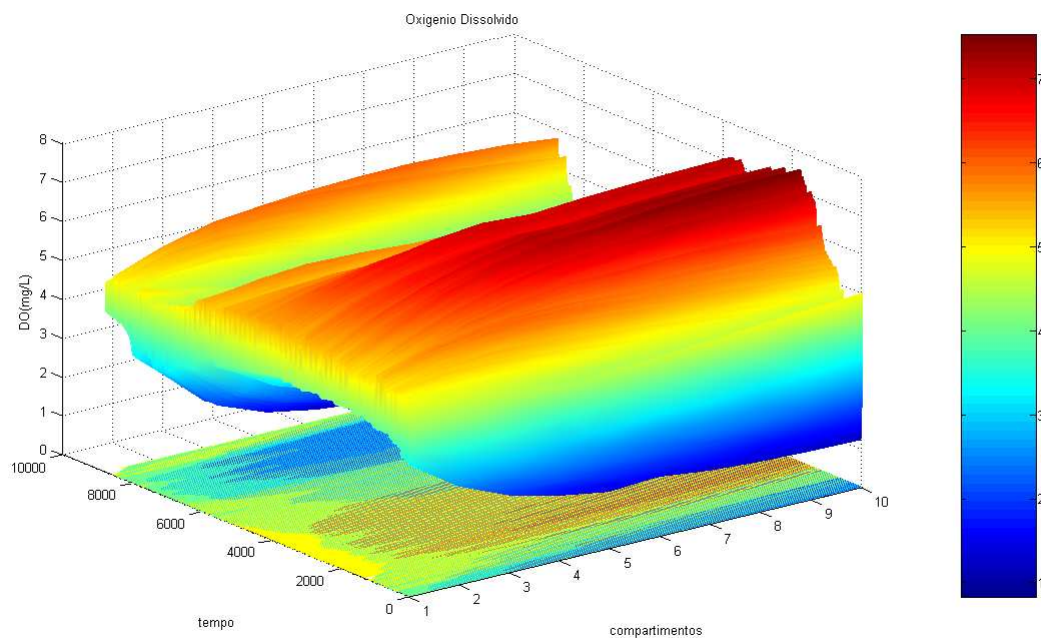


Figura 84 – Concentração de Oxigênio dissolvido - Cenário IV

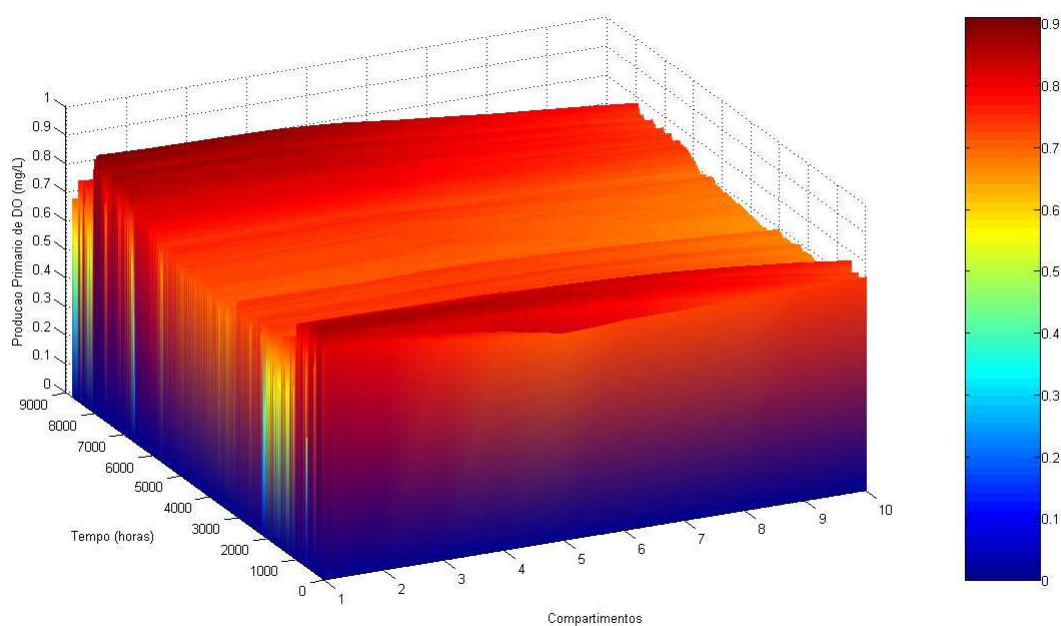


Figura 85 – Produção Primária de oxigênio dissolvido – Cenário IV

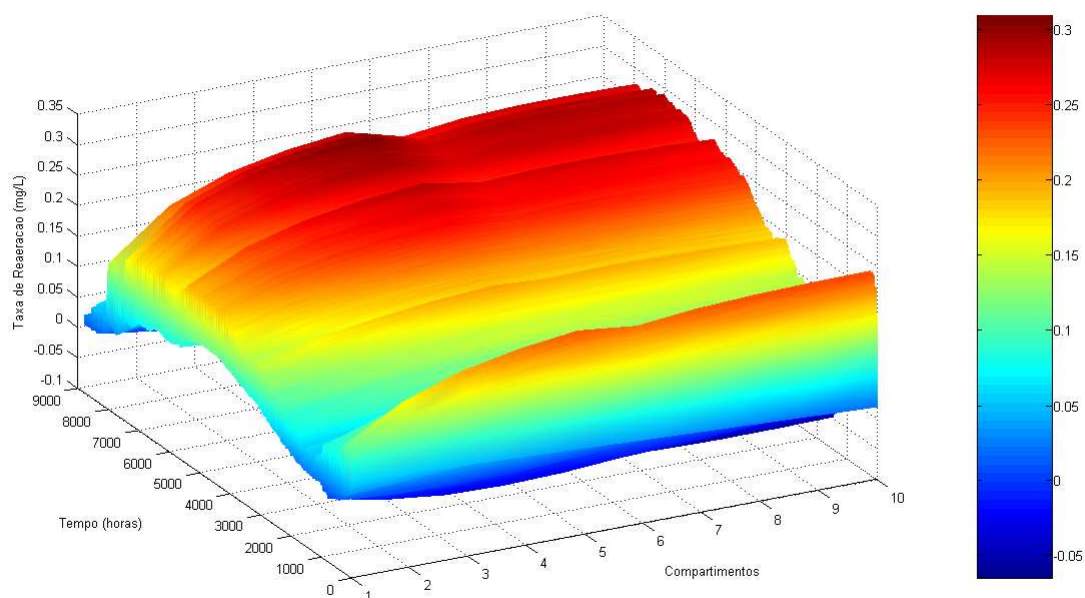


Figura 86 – Taxa de reaeração – Cenário IV

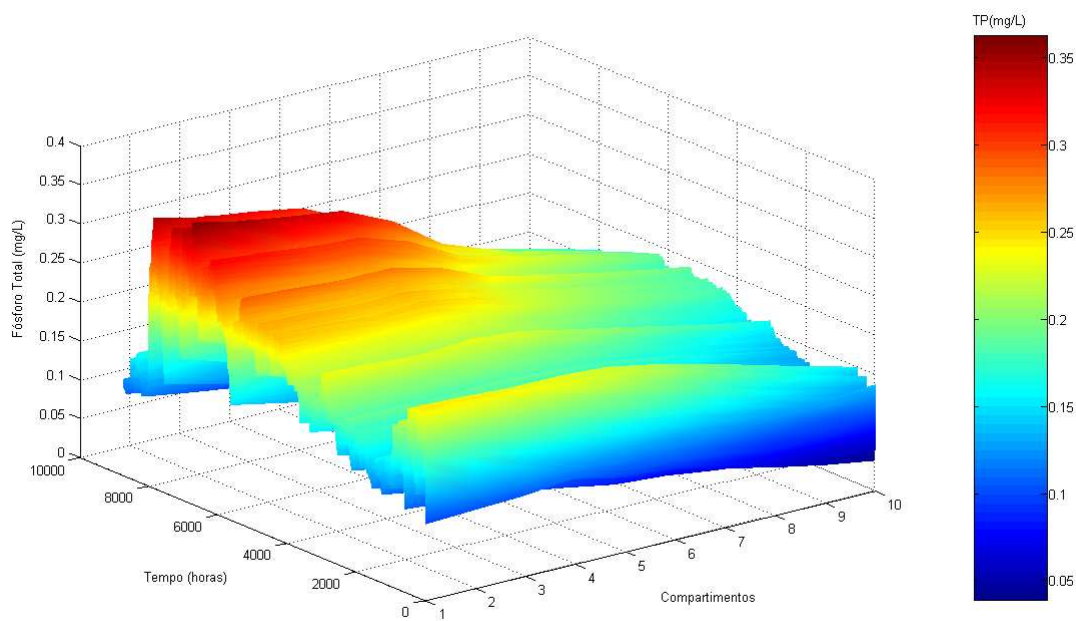


Figura 87 – Fósforo Total – Cenário IV

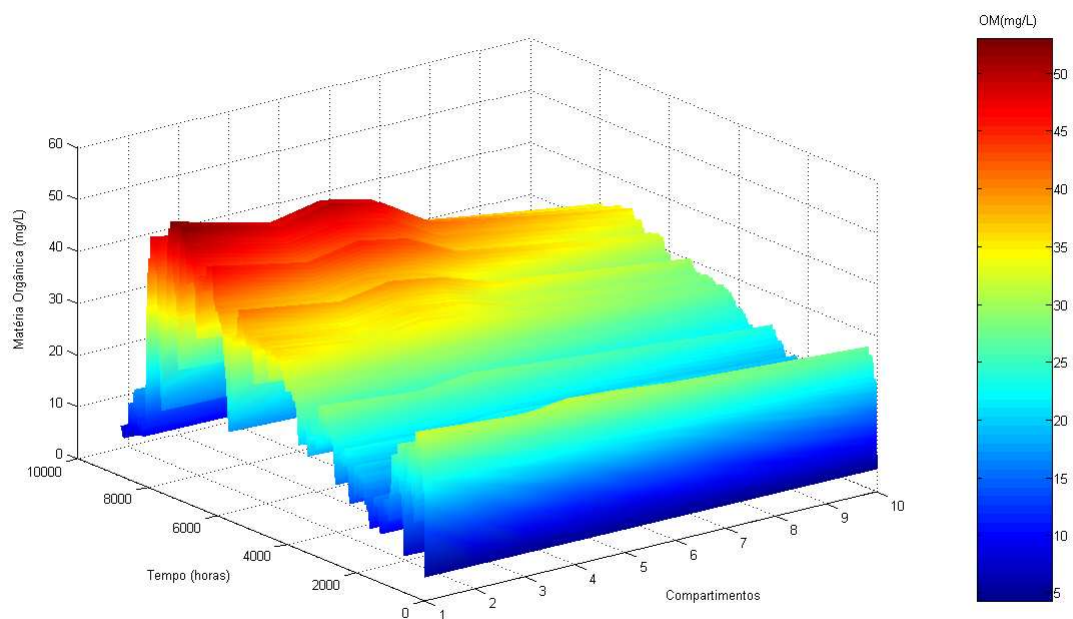


Figura 88 – Matéria Orgânica – Cenário IV

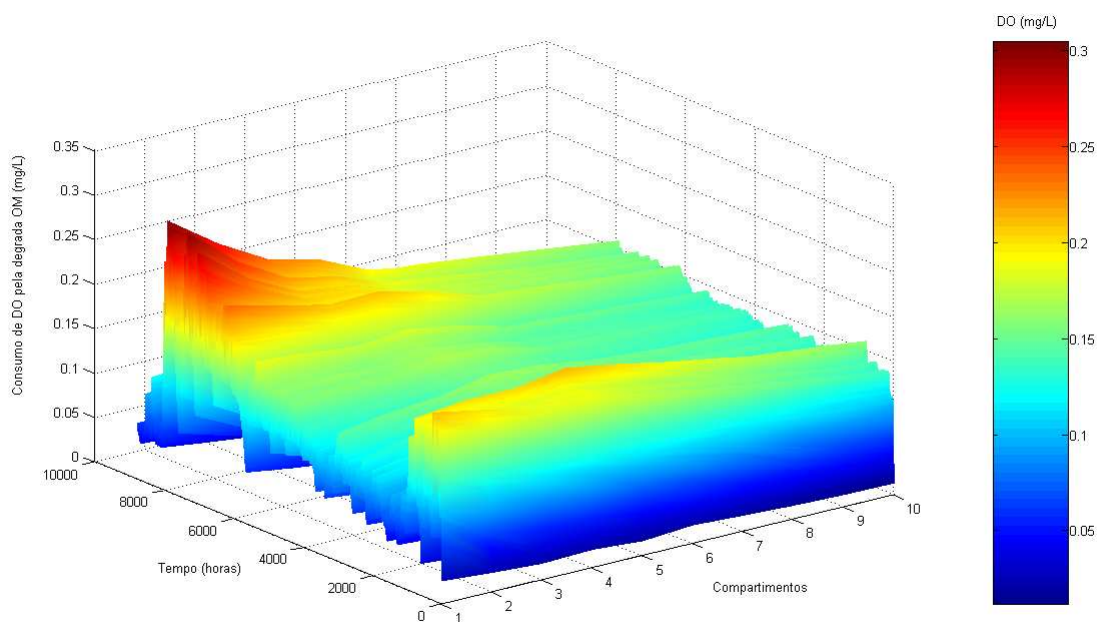


Figura 89 – Consumo de Oxigênio pela degradação da OM – Cenário IV

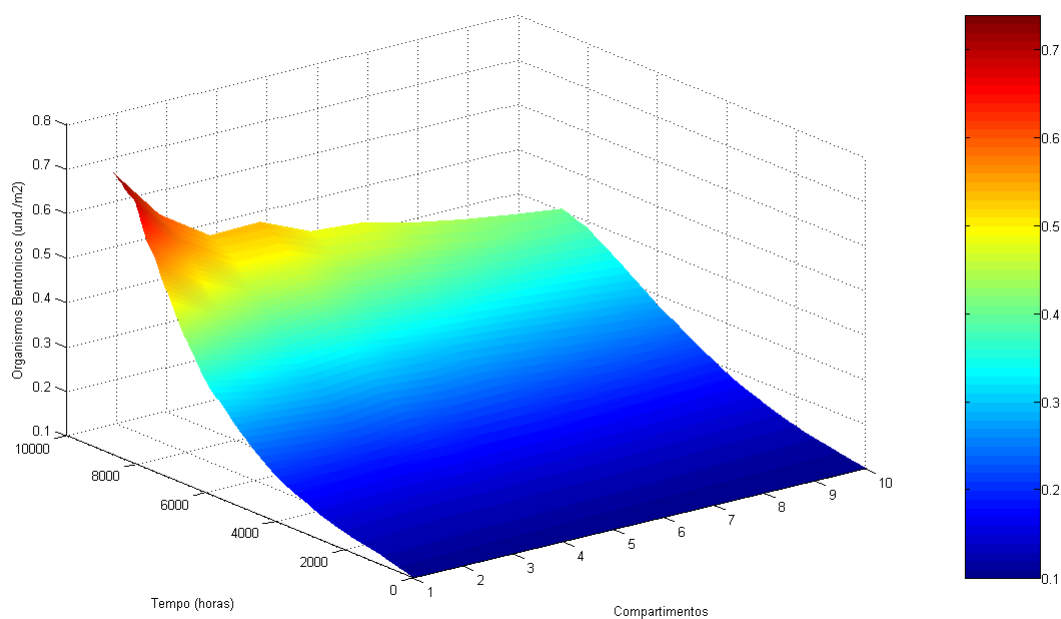


Figura 90 – Organismos Bentônicos – Cenário IV

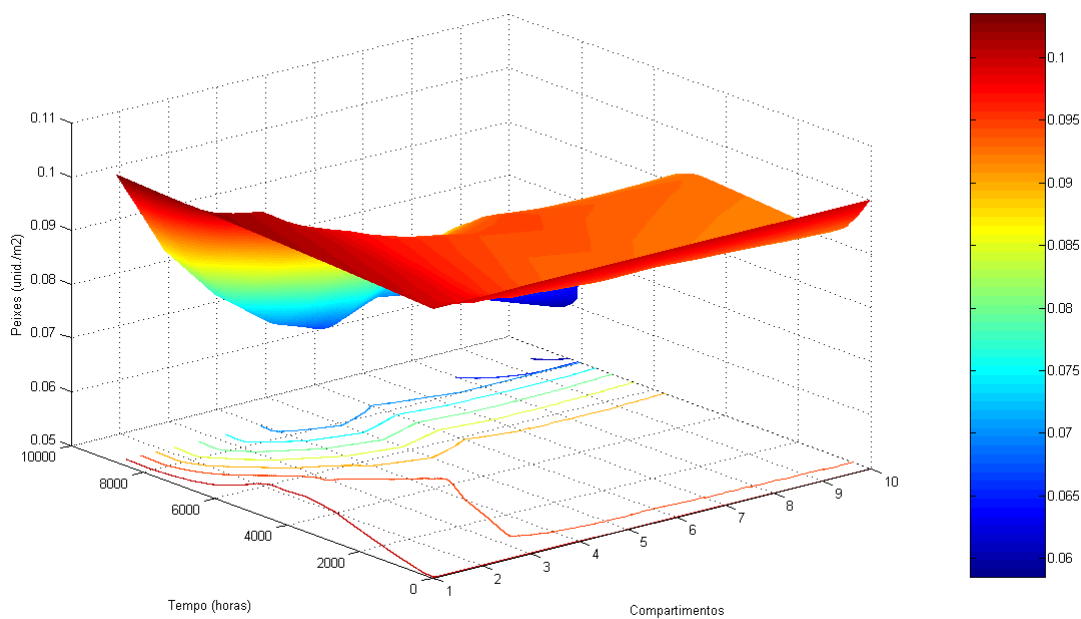


Figura 91 – Peixes – Cenário IV

Demais resultados – CENÁRIO V

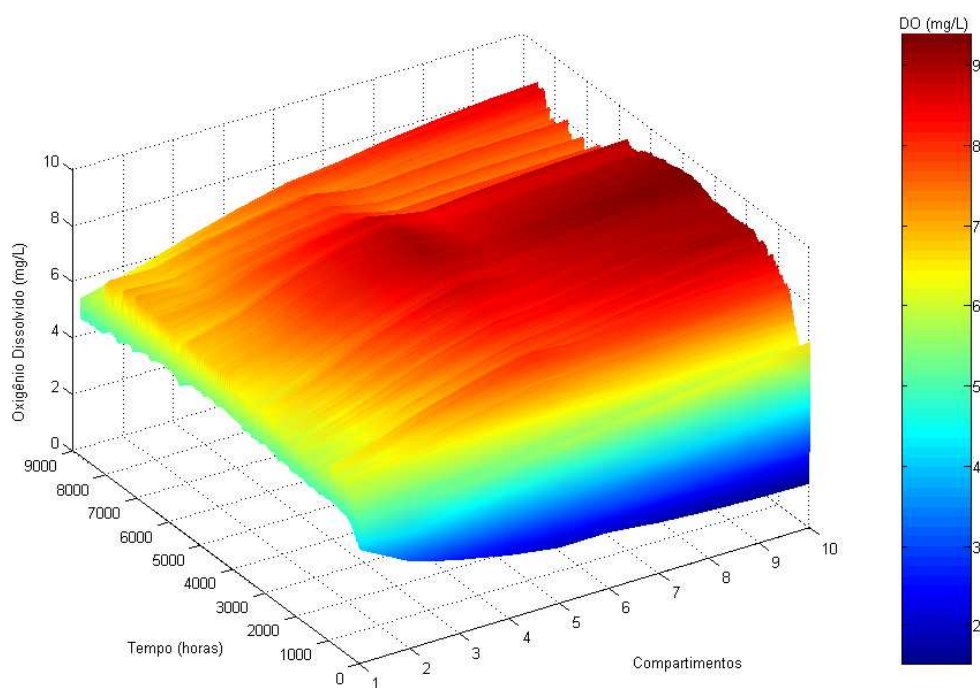


Figura 92 – Concentração de Oxigênio dissolvido - Cenário V

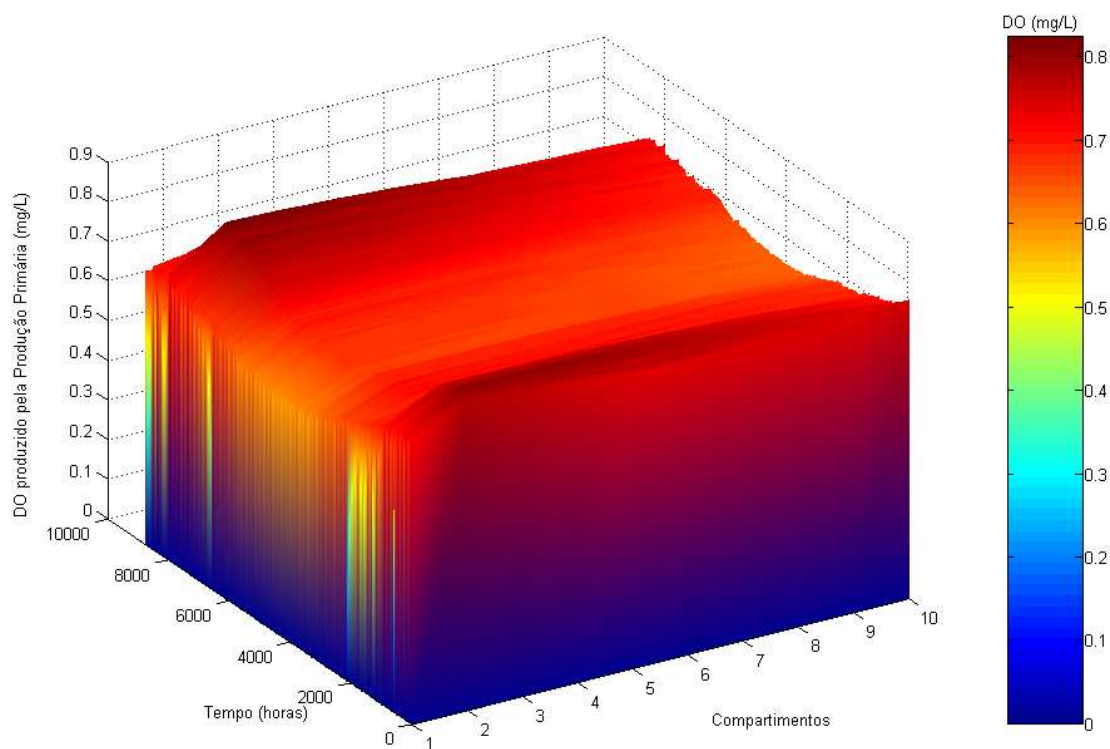


Figura 93 – Produção Primária de oxigênio dissolvido – Cenário V

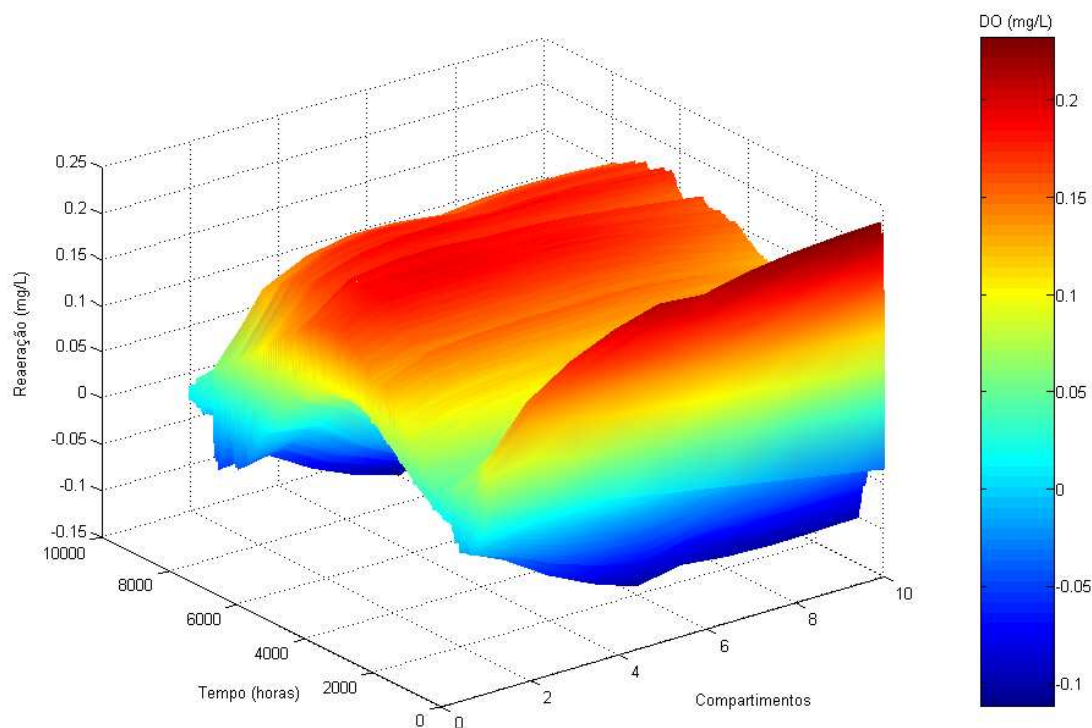


Figura 94 – Taxa de reaeração – Cenário V

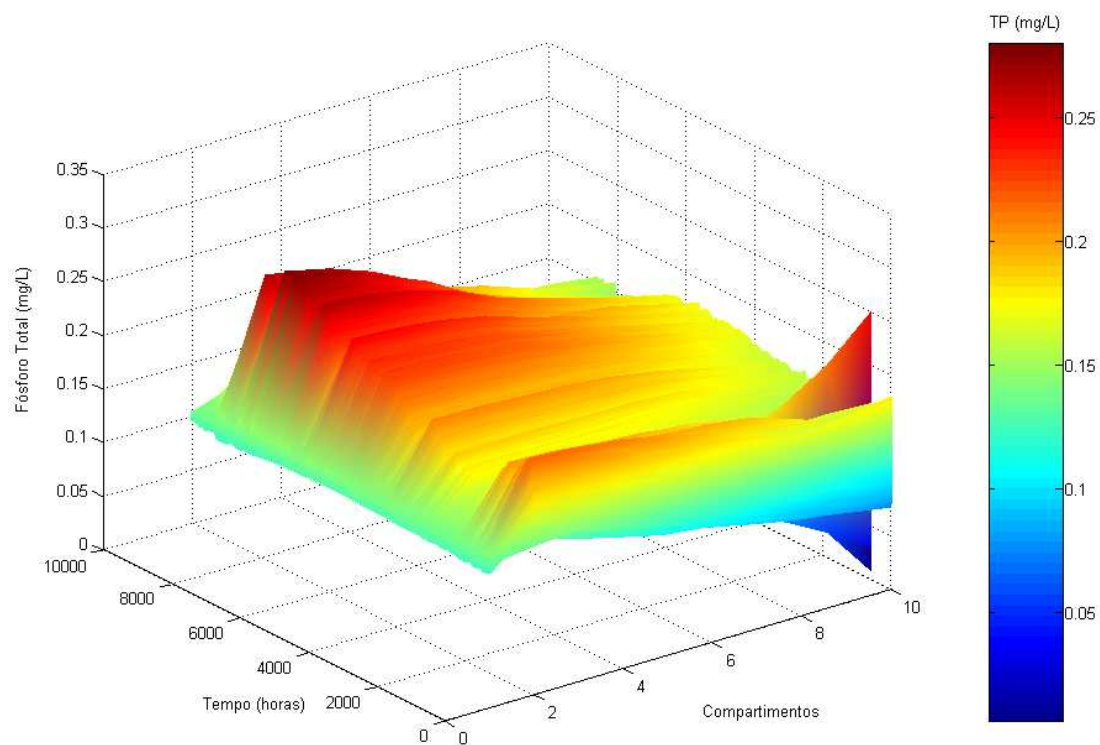


Figura 95 – Fósforo Total – Cenário V

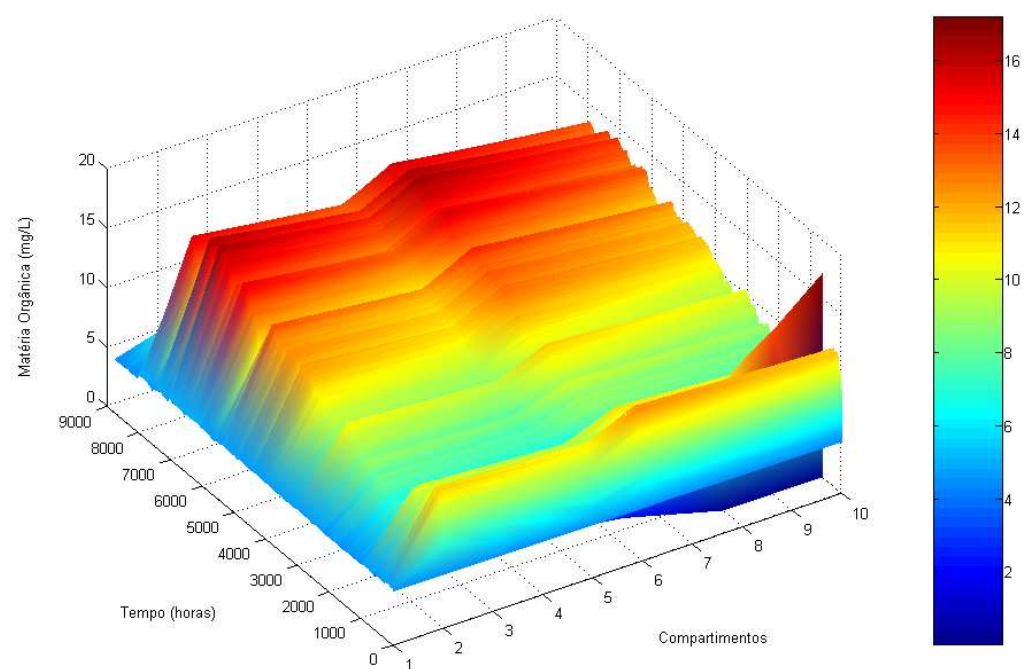


Figura 96 – Matéria Orgânica – Cenário V

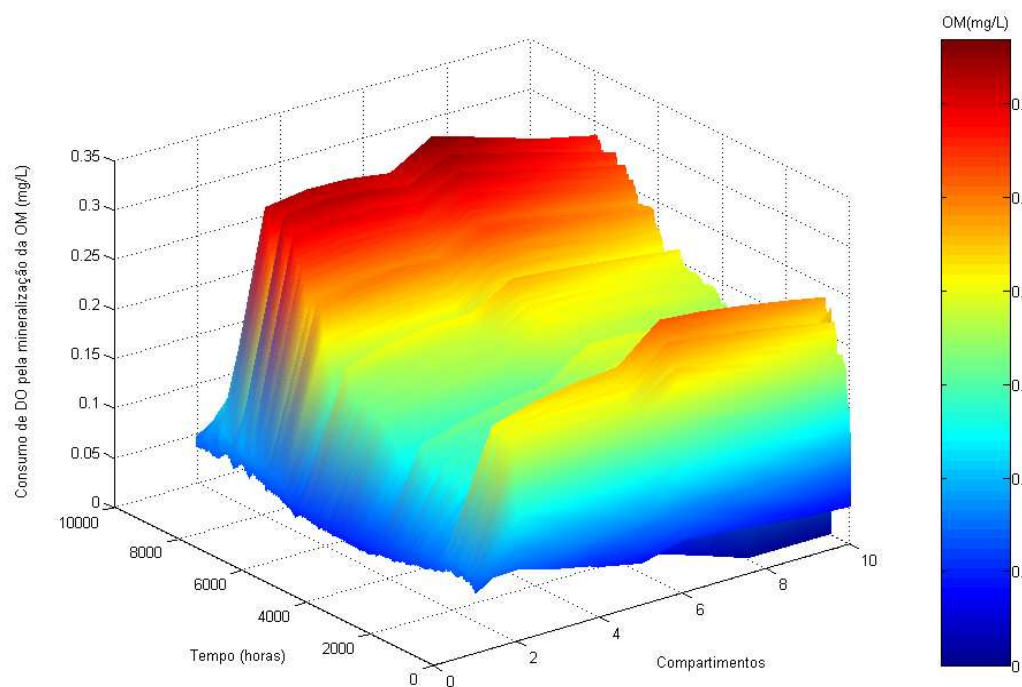


Figura 97 – Consumo de Oxigênio pela degradação da OM – Cenário V

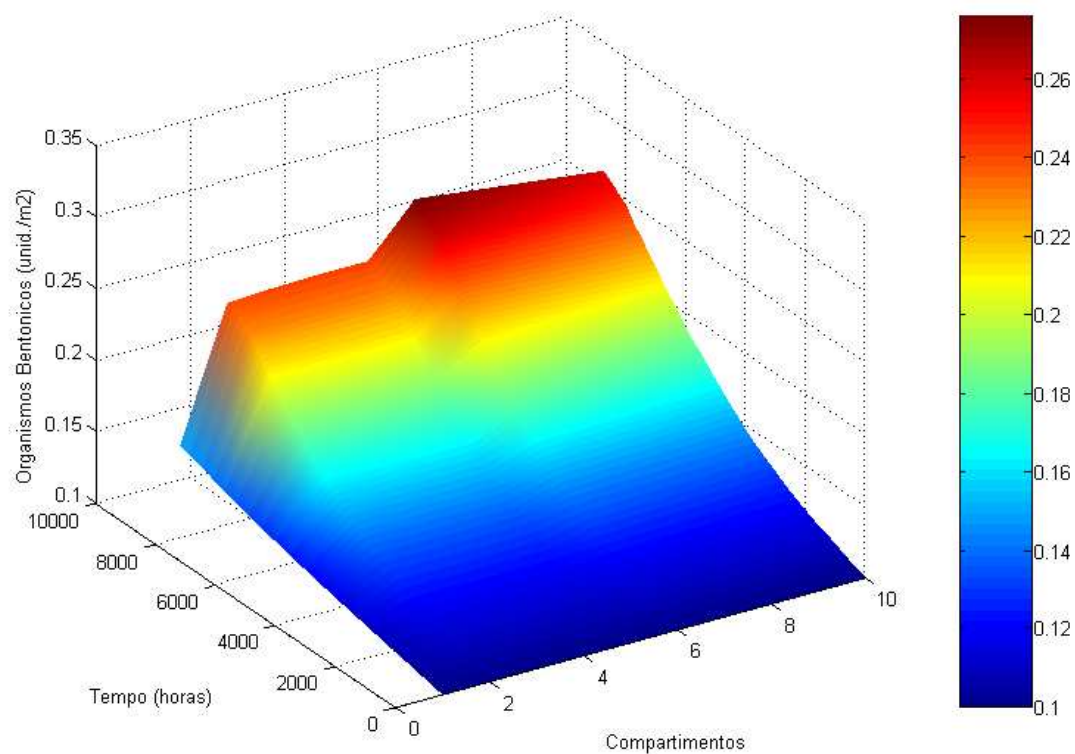


Figura 98 – Organismos Bentônicos – Cenário V

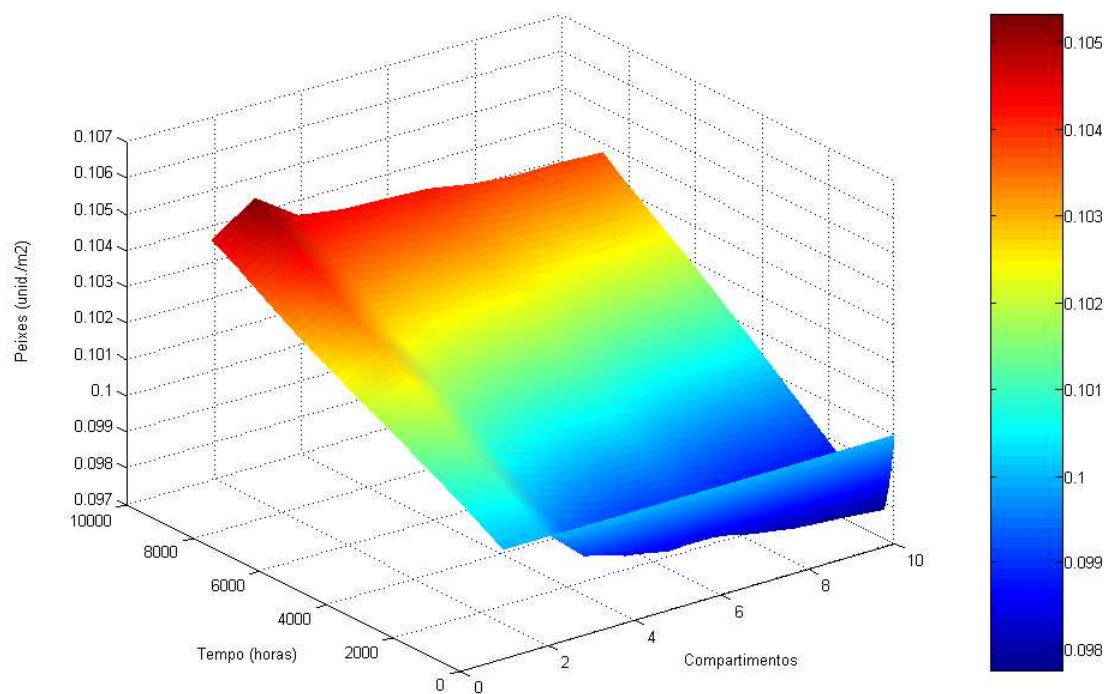


Figura 99 – Peixes – Cenário V

13. APÊNDICE B – INFORMAÇÕES SOBRE O SOFTWARE

O software foi dividido em sete partes:

1. Cálculos – Programa principal de solução de sistema de equações diferenciais resultantes do modelo sistêmico proveniente da diagramação de sistemas de energia.
2. Entrada de dados – Promove a entrada, no programa de cálculos, dos dados escolhidos e inseridos pelo usuário na interface gráfica.
3. Interface gráfica – Interface principal com o usuário.
4. CoefC – Interface secundária de escolha de variáveis e cálculo do coeficiente de escoamento superficial através do método de MacMath.
5. Racional – Interface para o cálculo do escoamento superficial através do método racional.
6. Reaeração – Interface de escolha de equação para o cálculo da reaeração.
7. Experimentais – Interface de entrada dos dados experimentais.

14. APÊNDICE C – PUBLICAÇÕES

Resumos

“BIENNIAL INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN ENERGY STUDIES”,
PORTO VENERE, Italy.

A SYSTEMIC WATER QUALITY MODEL OF “MOGI-GUAÇU” RIVER IN SP-BRAZIL

Marlei Roling Scariot and Enrique Ortega¹¹

ABSTRACT

A new trend in basins planning in many countries is to use water quality model simulation to evaluate the environmental impacts. The main goals of this work are the assessment of nitrogen, phosphorus, dissolved oxygen and biomass and to find out the origin, transport and its dynamic behavior. The hydrologic model proposed is a system based completely mixed reactors in series. Each volume of control is described individually by a differential equations system from mass and energy balances. The mathematic model assumed is from the systemic diagram and allows the dynamic simulation of the water quality indicators. The model calibration is done by mean of comparison with a historic experimental data series from CETESB (Governmental Technology Company of Environmental Sanitation). After model simulation, calibration and validation, scenarios were created in order to help the understanding of the possible future conditions for the river, taking into account the alternatives of environmental policies, populations and economic grow. The combined results from the simulation and thematic map from geographic information system (GIS) make possible to evaluate the main cause of water quality impacts in the Mogi-Guaçu river - SP/Brazil.

Keywords: model, system, basin, water quality.

¹¹ Telephone number: +55(19)3788-4035, Fax number: +55(19)3788-4027, e-mail: ortega@fea.unicamp.br
Postal address: FEA - Unicamp, Caixa Postal 6121 CEP 13.083-862 Campinas - SP – Brasil.

Resumos publicados e apresentação de pôster no congresso brasileiro de ciência e tecnologia de alimentos (CBCTA):

Engenharia de alimentos, energia e sociedade.

Marlei Roling Scariot, Juliana Serio, Raul Siche, Alexandre Souza,
Otavio Cavaletti, Enrique Ortega.

Resumo

O atual modelo de desenvolvimento econômico busca socializar os custos (incluindo os ambientais e sociais) e capitalizar os lucros. A produção de alimentos pela agricultura industrial e o decorrente processo de industrialização destes para o consumo humano depende de um fluxo de materiais, serviços e energia (na maior parte das vezes energia fóssil). Muitos especialistas acreditam que estamos no pico máximo da produção de petróleo e que o cenário atual de desenvolvimento precisa ser revisto. Os acontecimentos ligados à crise do petróleo, os problemas decorrentes da globalização e a deterioração da biosfera, fazem da energia e dos recursos naturais uma questão importante no planejamento social, econômico e político. Neste sentido, Howard T. Odum desenvolveu uma metodologia sistemática que usa os fluxos de energia para analisar de forma integrada os sistemas da humanidade e da natureza. Esta metodologia apresenta um conceito de valoração dos recursos naturais e serviços ambientais, além da possibilidade de mensurar os custos das externalidades negativas. A análise emergética é uma metodologia científica que tem sido utilizada no estudo e avaliação de ecossistemas, de sistemas produtivos. O método integra conhecimentos da biologia, da termodinâmica dos sistemas abertos, da teoria geral de sistemas e da modelagem e simulação computacional para avaliar o funcionamento e a dinâmica dos ecossistemas naturais e antrópicos além de estudar o comportamento dinâmico dos sistemas e detectar a origem dos poluentes. A habilidade de direcionar o olhar aos processos industriais, produtos e subprodutos, considerando também as implicações ambientais dos processos apresenta um diferencial importante na formação intelectual do profissional. Por isso, esta tarefa exige uma abordagem de caráter multidisciplinar e torna-se indispensável para qualquer pesquisador ligado a produção e processamento de alimentos conhecer profunda e detalhadamente todo o ciclo de vida dos produtos a fim de propor soluções aos problemas ambientais decorrentes de sua produção, processamento, transporte e consumo. Edwards diz que “Em muitos casos, os trabalhos mais provocativos e interessantes são realizados na intersecção onde as disciplinas se encontram, ou por uma mistura de muitos colaboradores aparentemente de disciplinas muito diferentes para investir na solução de problemas reais”.

A análise emergética aplicada à cadeia produtiva de alimentos como ferramenta de diagnóstico ambiental.

Juliana Serio, Marlei Roling Scariot, Feni Dalano Agostinho, Consuelo L. F. Pereira, Enrique Ortega.

Resumo

A economia das sociedades depende do capital natural do planeta que fornece todos os serviços ecológicos e recursos naturais necessários à sua sobrevivência. Assim, numa sociedade sustentável as pessoas vivem dentro da capacidade de suporte do meio ambiente. O aumento da população e o desenvolvimento econômico baseado no uso de recursos não renováveis, desperdícios e poluição tem provocado imenso impacto negativo sobre a Terra. Está claro que o sistema de produção, industrialização, comercialização e consumo de alimentos, adotado pela sociedade atual está distante de ser sustentável. Seus impactos vão desde o desmatamento de ecossistemas para sua produção em larga escala, elevado consumo energético, notadamente de combustíveis fósseis, e de recursos, tanto na etapa produtiva como na estocagem e no transporte, até o descarte de embalagens no pós-consumo. Vários setores produtivos já experimentam restrições decorrentes de limites ambientais. Desta forma, alterações importantes no modelo atual precisam ser implementadas na busca da sustentabilidade. No caso da produção de alimentos, a avaliação da demanda de recursos não renováveis em relação aos recursos totais empregados e, portanto, de sua viabilidade ao longo do tempo é de fundamental importância. Como resultado deste novo paradigma de sustentabilidade, várias linhas de pesquisa tem sido desenvolvidas, tanto no exterior como no Brasil, buscando o entendimento e a mensuração dos impactos causados pelos processos e sistema atuais, de forma a possibilitar o desenvolvimento de soluções e alternativas mais sustentáveis, sempre considerando as três dimensões da sustentabilidade: a econômica, a ecológica e a social. Portanto, é indispensável para qualquer centro de pesquisa, ligado a produção e processamento de alimentos, conhecer profunda e detalhadamente todo o ciclo de vida destes produtos, a fim de poder propor soluções aos problemas ambientais decorrentes de sua produção, processamento, transporte e consumo. No final da década de 90, a análise emergética passou a ser utilizada para diagnosticar sistemas de produção de alimentos, tanto na etapa agrícola como na industrial. Trata-se de uma metodologia poderosa, pois contabiliza em bases energéticas, todos os recursos necessários para produzir determinado bem, incluindo, além dos materiais e serviços usualmente utilizados na contabilidade tradicional, pois possuem custo financeiro, toda a contribuição da natureza, hoje sem custo. Fornece informações importantes sobre a sustentabilidade e os impactos ambientais destes sistemas produtivos que podem ser utilizados como subsídios aos tomadores de decisão na definição de políticas públicas. Neste sentido o presente trabalho propõe a aplicação de uma nova ferramenta de diagnóstico da cadeia produtiva de alimentos.

Os seguintes artigos serão anexados ao documento.

- Artigo completo publicado no Congresso Brasileiro de Engenharia Química (COBEQ).
- Artigo completo publicado no “Biennial International Workshop Advances in Energy Studies”, Porto Venere, Italy.
- Artigo completo publicado na revista “Management of Environmental Quality”.
- Artigo completo publicado no “Fifth Biennial Energy Research Conference ”, University of Florida, Gainesville, Florida, 31/01 – 2/02, 2008.
- Artigo completo submetido à publicação na revista “Management of Environmental Quality”.

MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MOGI-GUAÇU – SP

M. R. Scariot¹; E.Ortega²

- 1 - Departamento de Engenharia de Alimentos – Faculdade de Engenharia de Alimentos
Universidade Estadual de Campinas, Cidade Universitária Zeferino Vaz.
Rua Monteiro Lobato, 80, C. P. 16121 – CEP – 13083-863 – Campinas – SP – Brasil
Telefone: (19) 3788-4058 – Fax: (19) 3289-1513 – e-mail: marlei@fea.unicamp.br
- 2 - Departamento de Engenharia de Alimentos – Faculdade de Engenharia de Alimentos
Universidade Estadual de Campinas, Cidade Universitária Zeferino Vaz.
Rua Monteiro Lobato, 80, C. P. 16121 – CEP – 13083-863 – Campinas – SP – Brasil
Telefone: (19) 3788-4058 – Fax: (19) 3289-1513 – e-mail: ortega@fea.unicamp.br

ABSTRACT – A new trend in several countries is to planning the watershed by means of applying water quality models to evaluate the water quality impacts. The modeling and simulation of nitrogen, phosphorus, dissolved oxygen and biomass has the goal of evaluate the source, transport and the dynamic behavior of these nutrients. The hydrologic model is a CSTR in series integrated in a systemic model. Each volume of control is individually described by differential equations of mass and energy balance. The mathematic model was founded out from the systemic diagrams and the main water quality coefficients are defined for the Mogi-Guaçu River. The calibration of the proposed model was completed by mean of comparing the model results with observed data from the Brazilian Technology Company of the Environmental Sanitation (CETESB).

Key-Words: Modelling, water quality, Mogi-Guaçu, watershed.

1. INTRODUÇÃO

O rio Mogi-Guaçu apresenta problemas de erosão, assoreamento da calha do rio, enchentes, assoreamento de represas e baixa qualidade de suas águas, devido a baixa qualidade das águas de seus afluentes (Brigante, 2003). O uso da simulação na compreensão dos efeitos destes desequilíbrios é de fundamental relevância, pois, nos permite, através do uso de cenários, avaliar a evolução da qualidade da água e visualizar possíveis consequências ecológicas, sociais e econômicas.

Um dos objetivos deste trabalho é conhecer o comportamento dinâmico dos estoques de nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido e biomassa a partir de um modelo adequado a realidade do rio Mogi-Guaçu.

A simulação pode ser uma ferramenta útil para diversos setores da sociedade, principalmente para os comitês de bacias hidrográficas, podendo ser utilizada com o intuito de visualizar os problemas ambientais, os quais são resultantes das atuais práticas industriais, das políticas urbanas e ambientais. A simulação nos mostra de forma clara os processos naturais de autodepuração das águas e nos permite a estruturação do planejamento da bacia hidrográfica considerando a capacidade de absorção de impacto considerando as características específicas de um trecho do rio Mogi Guaçu.

De acordo com o Relatório de Qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo (2001), observa-se que o trecho final do rio Mogi-Guaçu apresenta sinais de recuperação em razão da autodepuração de suas águas. O menor

IQA (Índice de Qualidade da Água) entre as quatro localidades monitoradas pela CETESB na bacia foi obtido no ponto próximo à região de Mogi-Guaçu/Mogi-Mirim (Brigante, 2003). Este trecho do rio foi, portanto, escolhido como objeto de estudo deste trabalho.

2. METODOLOGIA

Para desenvolver o software de simulação um modelo hidrológico clássico foi integrado a modelos energético sistêmicos.

2.1 Modelo Hidrológico

O modelo hidrológico adotado neste trabalho, descrito por Schnoor (1996), é baseado em sistemas reatores de mistura completa (RMC) em série, como esquematizado na Figura 1:

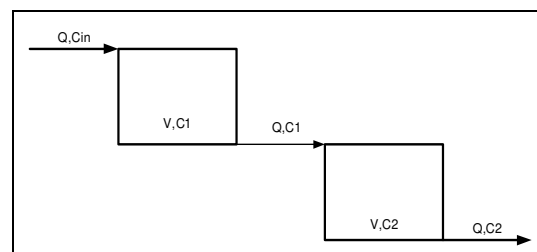


Figura 1 – Modelo Hidrológico

A consideração mais importante envolvida neste modelo é que a concentração dos elementos químicos é uniforme para um determinado volume de controle e a concentração de saída do volume de controle é igual à concentração dentro dele.

O balanço de massa pode ser representado matematicamente como na Equação 1:

Onde τ é o tempo de retenção hidráulica médio.

Fazendo: $k = \frac{Q_{in}}{V} = \frac{Q_{out}}{V}$; $k=1/\tau$

Este diagrama ilustra uma seção do Rio Mogi-Guaçu onde se mostram os principais elementos e como estes elementos se inter-relacionam.

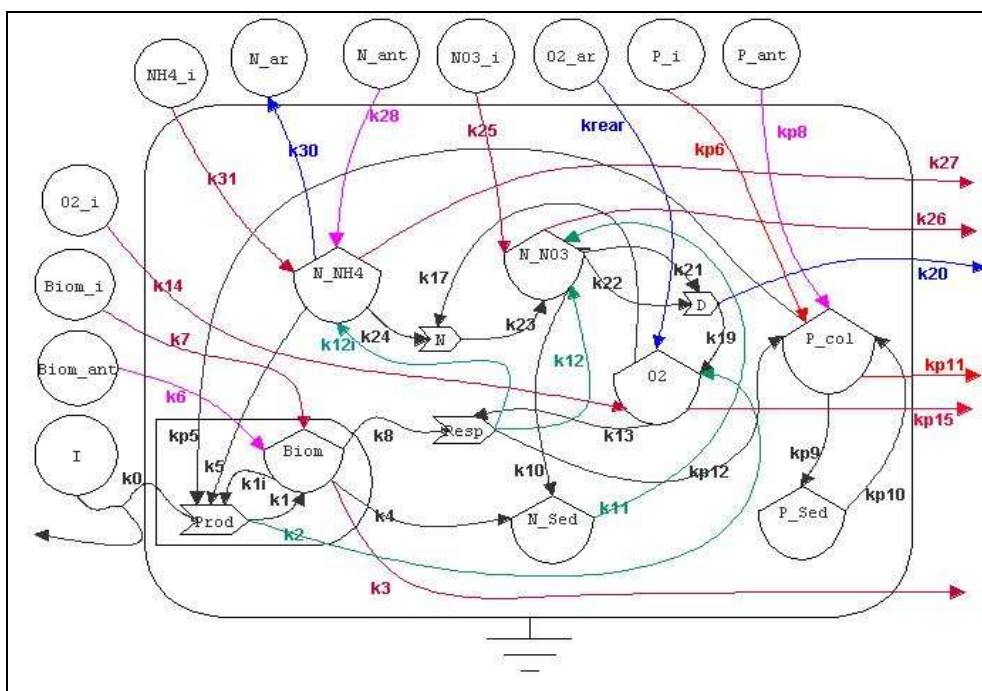


Figura 2 – Diagrama sistêmico para a modelagem dos principais elementos do sistema rio

Pode-se observar que dentro das fronteiras do sistema, os componentes estão distribuídos entre a coluna de água e o sedimento.

Os estoques de nutrientes variam como uma função das entradas e saídas do volume de controle e de acordo com os tipos de interações entre eles, ou seja, dependerão das taxas de transferência dos processos que ocorrem no volume de controle as quais serão regidas por propriedades físicas ou químicas. Estes estoques dependem das contribuições da natureza, ou seja, da radiação solar (I), da vazão (Q) e da temperatura (T) que irão determinar as variações sazonais que influenciarão o metabolismo da vida aquática e os estoques de oxigênio dissolvido (O_2) e de Biomassa ($Biom$). A variação pluviométrica anual e as ações antrópicas influenciam os estoques de Nitrogênio e de Fósforo.

Os principais elementos que compõem o sistema são: o fósforo total (P_{col}), nitrogênio nas formas amoniacal e nitrato (NH_4^+ , NO_3^-), oxigênio dissolvido (O_2) e a biomassa.

Os componentes nitrogênio, fósforo total, biomassa e oxigênio identificados com o índice $_{col}$ são referentes à coluna d'água. Os elementos identificados com o índice $_{Sed}$ (N_{Sed} , P_{Sed}) representam os elementos sedimentados no leito do rio enquanto que os identificados com o índice $_{ant}$ (N_{ant} , P_{ant} e $Biom_{ant}$) referem-se aos componentes provenientes de fontes de poluição antrópicas pontuais ou difusas. Os estoques de Nitrogênio e Oxigênio também fazem trocas com o ar ($O_{2,ar}$ e N_{ar}) e as fontes indicadas com os índices $_i$ referenciam as entradas no sistema pelo fluxo de água.

Os processos de interações entre os estoques estão mostrados no diagrama da Figura 2 através de simbologia adequada que representa e explica os principais processos, os

quais estão subdivididos e apresentados, a seguir, pelas respectivas equações diferenciais.

O comportamento dinâmico dos componentes do sistema apresenta particularidades, detalhados a seguir, no modelo matemático da qualidade da água, elucidando os processos individuais

O desenvolvimento das equações diferenciais apresentadas a seguir foi realizado a partir do diagrama do sistema em estudo, Figura 2, com o auxílio do software EmSim¹.

2.3 Contribuições da Natureza

Algumas fontes de energia da natureza com potencial de contribuição para os parâmetros do modelo são: a radiação solar, o vento e a vazão do rio (relacionada à pluviosidade). Devido ao desconhecimento destes parâmetros, na fase atual, o modelo considera a energia solar como a principal contribuição da natureza e a energia cinética proveniente de fontes como o vento e a vazão é desconsiderada.

A energia solar é uma fonte de energia renovável limitada. A sua assimilação foi definida por H. T. Odum (1983), como proporcional à energia não utilizada pelo sistema (JR), apresentado na Figura 3.

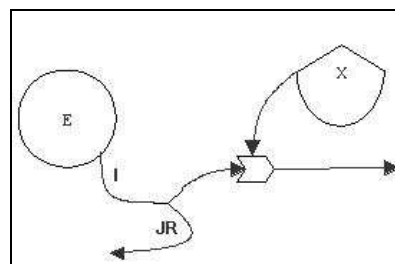


Figura 3 – Subsistema da assimilação da energia solar

¹ EmSim – O Software Emery Simulator é uma ferramenta de modelagem e simulação gráfica. Maiores detalhes de funcionamento e de instalação podem ser encontrado no seguinte endereço: <http://emsim.sourceforge.net/overview.html>

A equação diferencial correspondente ao sistema anterior é a Equação 3:

$$d(I)/d(t) = JR + k_0.JR.X; \quad (3)$$

Rearranjando a equação anterior, obtém-se a Equação 4:

$$JR = \frac{d(I)/d(t)}{(1 + k_0.X)}; \quad (4)$$

onde:

I	Energia solar disponível para ser utilizada na produção primária	(KJ.dia ⁻¹ .m ⁻²)
JR	Energia solar não aproveitada pelo sistema	(KJ.dia ⁻¹ .m ⁻²)
X	Concentração do nutriente limitante	(mg.l ⁻¹)
k ₀	Coefficiente de transferência da energia solar	(dia ⁻¹)

A a radiação média diária para o período de um ano, é representada pela Equação 5:

$$I = V + R*\text{sen}(t*A). \quad (5)$$

onde: t = tempo (dias) e os parâmetros V, R e A são determinados na etapa de calibração do modelo.

2.4 Produção e Respiração

A qualidade da água é fortemente influenciada pelos processos de produção e respiração da biomassa, os quais são descritos a seguir.

2.4.1 Produção: O efeito dos nutrientes segue a cinética de Monod, que indica que a taxa de crescimento de fitoplâncton é linearmente proporcional ao nutriente a baixas concentrações, mas é independente do nutriente a altas concentrações (L. Zheng et al., 2004). O conceito de nutriente limitante é implementado

através da lei dos mínimos de Liebig's, como pode ser observado pelas Equações 6, 7 e 8:

$$\text{Prod.} = k_{\text{máx}} \cdot \text{Biom. JR.} \mid P, N \mid_{\text{min}} \quad (6)$$

onde:

$$P = P_{\text{col}}/(k_{\text{mP}} + P_{\text{col}}) \quad (7)$$

$$N = (\text{NO}_3 + \text{NH}_4)/(k_{\text{mN}} + \text{NO}_3 + \text{NH}_4) \quad (8)$$

O menor entre eles é o nutriente limitante que governará a cinética de crescimento das algas.

P	Fator de limitação do crescimento das algas;	(adim.)
P _{col}	Concentração de fósforo total na coluna d'água;	(mg.l ⁻¹)
k _{mP}	Coefficiente de meia saturação para o fósforo;	(mg.l ⁻¹)
N	Fator de limitação do crescimento das algas;	(adim.)
N _{col}	Concentração de nitrogênio amoniacal na coluna d'água;	(mg.l ⁻¹)
Biom	Concentração da biomassa na coluna d'água;	(mg.l ⁻¹)
k _{mN}	Coefficiente de meia saturação para o nitrogênio,	(mg.l ⁻¹)
k _{máx}	Taxa de crescimento máximo do fitoplâncton	(dia ⁻¹)

2.4.2 Respiração: Na fase atual, o modelo desconsidera a respiração de cadeias tróficas, que existiria num rio com boa qualidade da água. A única respiração considerada é a do fitoplâncton, que é uma respiração endógena. Enquanto a fotossíntese faz um trabalho de integração de nutrientes simples, a respiração degrada materiais complexos a suas formas mais simples. A Equação 9 representa este processo.

$$\text{Resp.} = k_{\text{resp}} \cdot \text{Biom. O}_2 \quad (9)$$

onde:

Resp	Taxa de respiração das algas;	$(\text{mg.l}^{-1}.\text{dia}^{-1})$
Biom	Concentração de Biomassa na coluna d'água;	(mg.l^{-1})
O ₂	Concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água;	(mg.l^{-1})
k _{resp}	Coefficiente de transferência da respiração.	(dia^{-1})

Quando as moléculas de oxigênio não estão disponíveis a respiração continua sob condições anóxicas (redução), (Deas, 2003), o que pode ocorrer no sedimento. Portanto, se a concentração de O₂ for menor ou igual a zero, a Equação 9 se resume a Equação 10:

$$\text{Resp.} = k_{\text{resp}} \cdot \text{Biom} \quad (10)$$

2.5 Subsistema do Fósforo

O modelo do fósforo descreve os processos de troca entre a coluna de água, do fósforo sedimentado no leito do rio e do fósforo consumido pela biomassa durante a produção.

O comportamento dinâmico do estoque de fósforo na coluna de água é afetado positivamente e negativamente por alguns principais fatores. As equações diferenciais estão descritas a seguir.

2.5.1 Fósforo total na coluna d'água: a Figura 4 mostra a variação do fósforo na coluna de água.

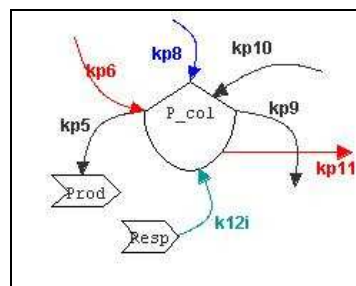


Figura 4 – Subsistema do fósforo na coluna d'água

A equação diferencial correspondente a Figura 4 é a seguinte:

$$\begin{aligned} \frac{dP_{\text{col}}}{dt} = & + P_i \cdot kp_6 \quad \text{Entrada no volume de controle (VC) - pela água} \\ & - P_{\text{col}} \cdot kp_{11} \quad \text{Saída do VC - pela água} \\ & + P_{\text{col}} \cdot kp_{10} \quad \text{Entrada pela sedimentação} \\ & - P_{\text{Sed}} \cdot kp_9 \quad \text{Perda pela re-suspensão} \\ & + P_{\text{ant}} \cdot kp_8 \quad \text{Ganho pelos efluentes industriais e urbanos} \\ & - (\text{Prod.}) \quad \text{Consumo pela produção} \\ & + (\text{Resp.}) \quad \text{Entrada pela respiração} \end{aligned}$$

2.5.2 Fósforo total sedimentado: A variação do fósforo no sedimento é mostrada na Figura 5 e correspondente equação a seguir.

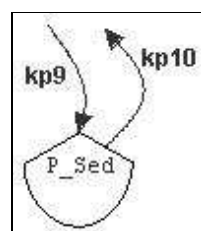


Figura 5 – Subsistema do fósforo no Sedimento

$$\begin{aligned} \frac{dP_{\text{Sed}}}{dt} = & + P_{\text{col}} \cdot kp_9 \quad \text{Entrada pela sedimentação} \\ & - P_{\text{Sed}} \cdot kp_{10} \quad \text{Perda pela re-suspensão} \end{aligned}$$

2.6 Subsistema do Nitrogênio

O modelo do nitrogênio apresenta uma estrutura similar à do fósforo, porém necessita a inclusão de estoques que permitam representar o nitrogênio nas formas de nitrato e amônia.

O processo de nitrificação (N) consome o estoque de amônia gerando estoque de nitrato. O processo de denitrificação (D) consome o estoque de nitrato exportando nitrogênio gasoso e produzindo oxigênio. Os estoques de nitrogênio e de oxigênio interagem com o nitrogênio e oxigênio da atmosfera.

2.6.1 Nitrogênio amoniacal: As variáveis que contribuem para a variação do estoque de nitrogênio na forma de amônia estão mostradas na Figura 6.

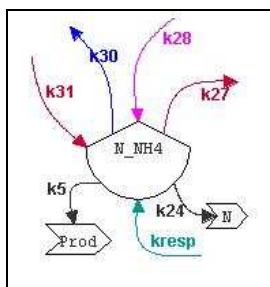


Figura 6 – Subsistema da amônia

$$\begin{aligned} d(N_{NH_4}) / d(t) = & \\ & + NH_{4_i} * k_{31} \quad \text{Entrada do (VC)} \\ & - N_{NH_4} * k_{27} \quad \text{Saída do VC} \\ & + N_{ant} * k_{28} \quad \text{Ganho pelos efluentes} \\ & \quad \quad \quad \text{industriais e urbanos} \\ & - N_{NH_4} * k_{30} \quad \text{Perda amoniacal para o ar} \\ & - k_{24} * (N_{NH_4}) * (O_{2_col}) \quad \text{Consumo pela nitrificação} \\ & - \text{Prod.} \quad \text{Consumo pela produção} \\ & + \text{Resp.} \quad \text{Produção pela respiração} \end{aligned}$$

2.6.2 Nitrogênio – nitrato: As variáveis que influenciam o estoque de nitrogênio na forma de nitrato estão mostradas na Figura 7.

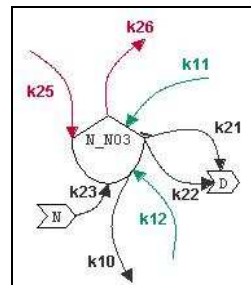


Figura 7 – Subsistema do Nitrato

$$\begin{aligned} d(N_{NO_3}) / d(t) = & \\ & + NO_{3_i} * k_{25} \quad \text{Entrada no VC} \\ & - N_{NO_3} * k_{26} \quad \text{Saída de nitrato do VC} \\ & - N_{NO_3} * k_{10} \quad \text{Perda pela sedimentação} \\ & + N_{Sed} * k_{11} \quad \text{Re-suspensão do sedimento} \\ & - k_{22} * (N_{NO_3}) \quad \text{Consumo pela denitrificação} \\ & + N_{NH_4} * (O_{2_col}) * k_{23} \quad \text{Produção pela nitrificação} \\ & + \text{Resp.} \quad \text{Produção pela respiração} \end{aligned}$$

2.6.3 Nitrogênio sedimentado: As variações na concentração do nitrogênio sedimentado estão mostradas na Figura 8.

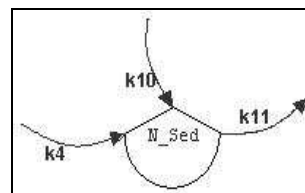


Figura 8 – Subsistema do Nitrogênio no Sedimento

$$\begin{aligned} d(N_{Sed}) / d(t) = & \\ & + N_{NO_3} * k_{10} \quad \text{Entrada pela sedimentação na} \\ & \quad \quad \quad \text{coluna d'água} \\ & - N_{Sed} * k_{11} \quad \text{Perda devido ao retorno à coluna} \\ & \quad \quad \quad \text{d'água} \\ & + \text{Biom}_N * k_4 \quad \text{Entrada pela sedimentação do} \\ & \quad \quad \quad \text{nitrogênio} \end{aligned}$$

2.6.4 Oxigênio dissolvido: As variações na concentração do oxigênio dissolvido estão mostradas na Figura 9.

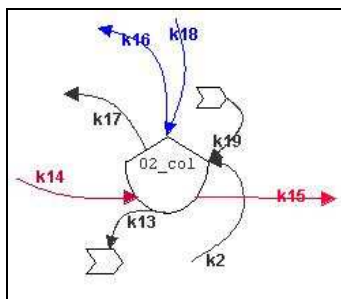


Figura 9 – Subsistema do Oxigênio

$$\begin{aligned} d(O_{2_col}) / d(t) = & \\ +O_{2_i} * k_{14} & \text{Entrada no VC (pela água)} \\ -O_{2_e} * k_{15} & \text{Saída no VC (pela água)} \\ +(O_{2_ar} * k_{18} - O_{2_e} * k_{16}) = (TR) & \\ & \text{Balanço pela reaeração} \\ -k_{17} * (N_{NH_4}) * (O_2) & \\ & \text{Consumo pela nitrificação} \\ +(N_{NO_3}) * k_{19} & \text{Produção pela denitrificação} \\ +(Prod.) & \text{Produção fotossintética} \\ -k_{13} * Biom * O_2 & \text{Consumo pela respiração} \end{aligned}$$

2.6.5 Biomassa: As variações na concentração da biomassa estão mostradas na Figura 10.

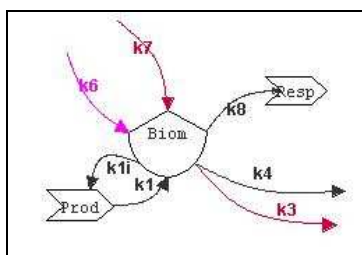


Figura 10 – Subsistema da Biomassa

$$\begin{aligned} d(Biom_N) / d(t) = & \\ +Biom_i * k_7 & \text{Entrada no VC} \\ +Biom_ant * k_6 & \text{Ganho pelos efluentes} \\ & \text{industriais e urbanos} \\ -k_8 * Biom_N * O_{2_col} & \\ & \text{Consumo pela respiração} \\ -Biom_N * k_4 & \text{Perda pela sedimentação} \\ -Biom_N * k_3 & \text{Saída do VC} \\ +Prod. & \text{Produção pela fotossíntese} \end{aligned}$$

A solução das equações diferenciais obtidas a partir da diagramação dos sistemas propostos foi realizada por meio da aplicação do método de integração numérica de Euler ou Runge-Kutta de 1ª ordem em planilhas do Microsoft Excel.

3. RESULTADOS

Para calibrar o modelo, os coeficientes do modelo ($k_1, k_2, \dots, k_i$) dentre outros parâmetros, foram ajustados dentro de faixas pré-determinadas de acordo com Lewis (1997), Zheng (2004) e Odum (1983) até a obtenção do menor diferença entre os dados experimentais e os obtidos pelo simulador. O comportamento dinâmico ao longo de um ano para o oxigênio na coluna de água, nitrato, amônia e fósforo total é mostrado nas Figuras 11, 12, 13 e 14, respectivamente. Observa-se bom ajuste entre os dados preditos pelo modelo e os dados experimentais.

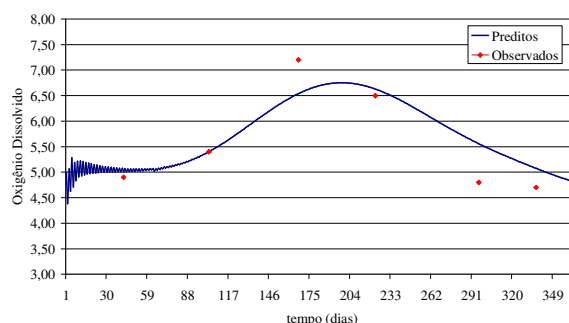


Figura 11 – Dinâmica do oxigênio dissolvido.

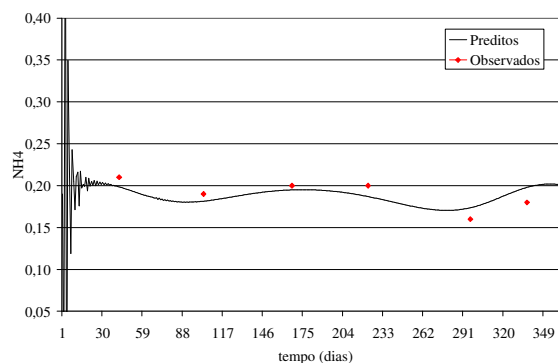


Figura 12 – Dinâmica da amônia.

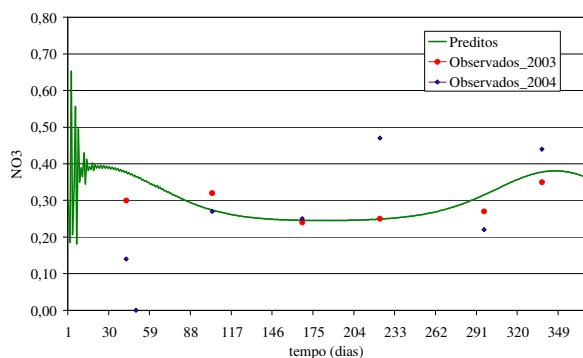


Figura 13 – Dinâmica do nitrato.

Devido à esparsa periodicidade na coleta de dados experimentais (CETESB, 2004), pode-se observar uma discordância entre os dados experimentais e preditos pelo modelo da concentração de nitrato, o que pode ter acontecido devido a diversos fatores de ordem natural ou antrópica os quais influenciam os resultados experimentais pontualmente fazendo com que eles não sejam representativos da dinâmica anual deste nutriente. Pôde-se confirmar esta suposição através da comparação dos resultados simulados com os dados experimentais de 2003, que apresentaram razoável concordância.

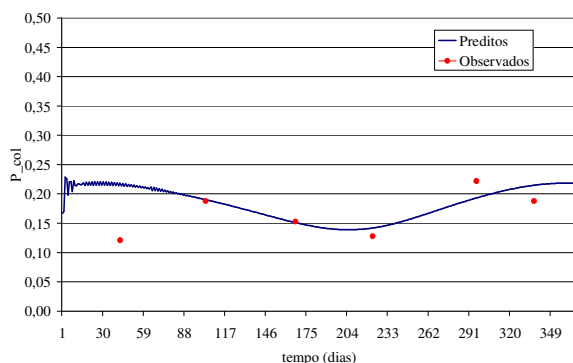


Figura 14 – Dinâmica do Fósforo Total.

4. CONCLUSÕES

O modelo aqui proposto a partir de uma visão sistêmica apresenta concordância teórica com modelos clássicos (Lewis, 1997 e Zheng,

2004) de qualidade da água de rio, admitindo, no entanto, a inclusão de variáveis ainda não exploradas pelos mesmos, como por exemplo, o coeficiente de transferência para efluentes industriais e urbanos.

Este modelo é adequado para as bases de dados experimentais do rio Mogi-Guaçu e engloba fatores naturais e antrópicos que contribuem no aumento da confiabilidade dos modelos de qualidade da água.

Este trabalho faz parte da tese de doutorado, em andamento, de M. R. Scariot sob a orientação do prof. Dr. E. Ortega.

5. REFERÊNCIAS

- ODUM, H. T. *Systems Ecology: an introduction*. New York: Wiley Interscience, 1983.
- BRIGANTE, J., ESPÍNDOLA, E. L. G. *Limnologia Fluvial – Um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: RiMa, 2003.
- DEAS, M. L. *Application of numerical water quality models in ecological assessment*. PhD Thesis in Engineering, University of California – Davis, 2000.
- LEWIS, D.R., WILLIAMS, R.J., WHITEHEAD, P.G. Quality simulation along rivers (QUASAR): an application to the Yorkshire Ouse. *The sci. of the total environ.*, v. 194/195 p. 339-418, 1997.
- SCHNOOR, J. L. *Environmental Modeling: fate and transport of pollutants in water, air, and soil*. New York: J. Wiley, 1996.
- ZHENG, L.; CHEN, C.; ZHANG, F. Y. Development of water quality model in the satilla river estuary, Geórgia. *Ecolog. Modelling*, v. 178 p. 457-482, 2004.

PROPOSAL FOR A SYSTEM-BASED WATER QUALITY SIMULATION MODEL FOR A BRAZILIAN RIVER

M. R. Scariot; M. S. Romitelli; E. Ortega¹

*Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas.
Laboratório de Engenharia Ecológica e Informática Aplicada.
Caixa Postal 6121 CEP: 13083-862. Campinas, SP, Brasil.*

ABSTRACT

A new trend to improve Basin Planning is to apply system dynamic models to understand watershed conditions and to evaluate the main aspects of human impact to water quality through the use of scenarios. The water quality simulators available in developed countries are strongly dependent on an extensive series of observed data, most of which are not available for the Brazilian rivers. In this direction, this work proposes a system modeling and simulation adapted to the current Brazilian water quality monitoring system, which provides historic series of observed data of pollution sources and water quality parameters along the stream. The river is longitudinally modeled as a web of inter-connected compartments and it is individually described for each control volume by differential equations that will be numerically solved in future studies. The model proposed is a system-based and the dynamic behaviors of the main nutrients, biomass, dissolved oxygen, organic matter, benthonic organisms, and fishes can be determined longitudinally and temporally permitting the elaboration of future scenarios.

Key-Words: System dynamic, modeling, river water quality, Brazil.

1. INTRODUCTION

A fundamental research target in developing countries is to transfer useful knowledge to solve local problems without dependence of imported complex software tools. In this direction, the development of a system-based water quality simulation model, which considers the most representative variables adjusted to the incipient Brazilian data-base is a helpful tool for impact assessment and environmental policy development. In order to reach a more representative model it was included some important variables as turbidity and organic matter in the sediment.

A simulation model can be used in watershed management to analyze the environmental problems occurring in the river system due to current industrial and land use practices. It also allows assessing future river impacts due to economic growth scenarios.

A secondary goal of this work is to develop a model capable of representing the longitudinal and temporal dynamic behavior of different river variables (nutrients, dissolved oxygen, biomass, organic matter, benthonic organisms, and fishes).

2. METHODOLOGY

The proposed model is based in a systemic study of the river ecosystem and is pictured in Odum's energy language (1983). The river is longitudinally modeled as a web of interconnected compartments individually described for each variable and control volume.

¹ Faculdade de Engenharia de Alimentos da Unicamp. Rua Monteiro Lobato, 80 - Cx. Postal 6121 CEP: 13083-862. Campinas, SP. ortega@fea.unicamp.br, phone: +(55) 19 – 3788 4035, fax: +(55) 3788 4027

2.1 Concepts

The following concepts were applied in the development of the model:

2.1.1 Physical Motion Model

The physical motion model used in this work was described by Schnoor (1996) and applied by Whitehead et al. (1997) and Sincock et al. (2003). It is a web of compartments connected in series as shown in the Figure 1.

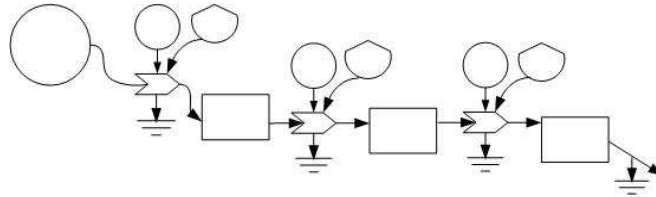


Figure 1. Physical motion model of a river.

The Figure 1 shows a system diagram of a river that is divided in small compartments (sub-systems). Each compartment has particular characteristics of different inlets that are represented by the interaction symbol located between them.

The model adopts the well-mixed reactor (CSTR) assumptions: (a) due to turbulence, the outlet concentration corresponds to the control volume mean concentrations; (b) the control volumes along the river are constant.

For each compartment it is given a balance and the respective model can be written as presented in the Equation 1:

$$\frac{d(VC)}{dt} = Q_{in} C_{in} - Q_{out} C \pm rV \quad (1)$$

V Volume,

C Outlet concentration and internal control volume concentration

t Time.

Q_{in} Inlet volumetric flow rate,

C_{in} Inlet concentration,

Q_{out} Outlet volumetric flow rate,

r Reaction rate,

Dividing the Equation 1 by the volume, we obtain the Equation 2:

$$\frac{d(C)}{dt} = \frac{Q_{in}}{V} C_{in} - \frac{Q_{out}}{V} C \pm r \quad (2)$$

$$\text{If } k_{i/o} = \frac{Q_{in}}{V} = \frac{Q_{out}}{V}$$

Then $k_i = k_o = 1/\tau$, where τ is the residence time.

As shown below, the r variable is defined for each stock in the simulation model.

The inlet concentration in each compartment is calculated by a mass balance, according to Equation (3):

$$C_{in} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad (3)$$

where C_i is the concentration of the variable under study and n is total number of multiple inlets.

This mass balance allows including different inputs along the river system such as point and non-point sources of pollution and the tributaries.

2.1.2 System Diagram

The systemic model was developed as a diagram for a river compartment using Odum's energy language (1983). Figure 2 pictures the compartment with the multiple inputs, outputs, internal processes and interactions that contribute for non-linear behavior of the variables.

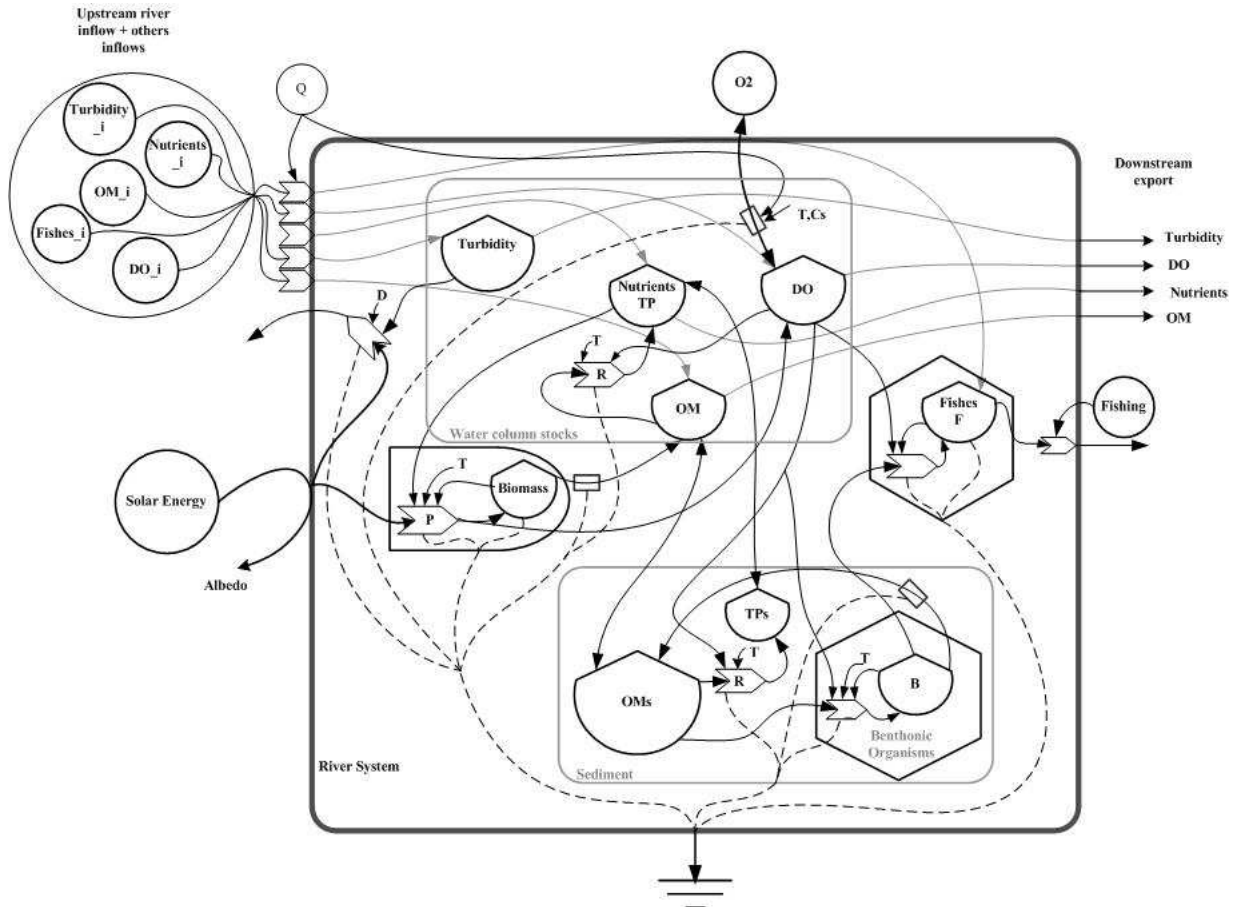


Figure 2. Systemic Diagram for the river system.

The river system is here represented by:

- The internal elements of the system: water column (nutrients (N), turbidity (TU), algae biomass (A), organic matter (OM), dissolved oxygen (DO) and fishes (F)), and sediment (organic matter (OMs), total phosphorus (TPs) and benthonic organisms (B)).
- Internal process and variables: respiration (R) and production (P), temperature (T), concentration of saturation (Cs).
- Inlets and outlets (nutrients (N), turbidity (TU) algae biomass (A), organic matter (OM), dissolved oxygen (DO) and fishes (F)).
- External sources (solar energy, oxygen, temperature, river flow and fishing) and heat sink.

Concerning nutrients, the total phosphorus (TP) is considered the limiting nutrient, therefore the nitrogen concentration in its different forms is ignored and only the total phosphorus storage is modeled in the column water and the sediment.

In order to know the light attenuation in the water column the turbidity measure is used in preference of suspended solid.

The concentration of these variables change due to transference rates, interactions, production, consumptions, water inflow and outflow, chemical and biological interactions, physical processes, and hydraulic characteristics of the compartment.

The storages vary daily and seasonally according solar radiation, hydrologic characteristics, and water temperature and also because of internal interactions between stocks.

Stock concentrations are state variables and their estimation is based on the energy model proposed for each one. The simulation is done using differential equations derived from the system diagram (Figure 2). The details of the model are explained as follow.

2.1.3 Solar energy

The solar energy is a limited renewable source and is defined as being proportional to the energy not used by the system (JR), (Odum, 1983), as showed in the Figure 3.

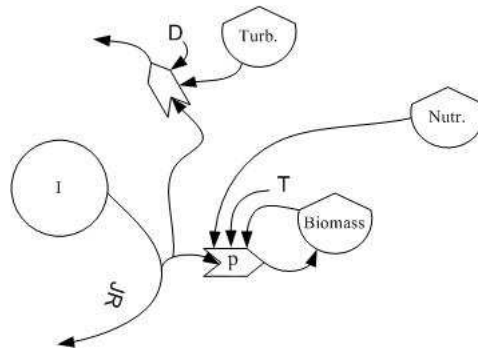


Figure 3. Solar Energy Assimilation Subsystem

The differential equation correspondent to Figure 3 system is showed in Equation 4.

$$d(I)/d(t) = JR + k_0 * JR * N * B \quad (4)$$

Reorganizing to the Equation 5:

$$JR = \left(\frac{d(I) / d(t)}{(1 + k_0 * N * B)} \right) * e^{(-k * D)} \quad (5)$$

I Surface solar energy (KJ day⁻¹ m⁻²)

JR	Solar energy not used by the system	(KJ day ⁻¹ m ⁻²)
N	Concentration of the limiting nutrient	(mg l ⁻¹)
B	Algae biomass concentration	(mg l ⁻¹)
k ₀	Solar energy rate transference	(day ⁻¹)
k	Coefficient of light extinction due to turbidity	(dimensionless)
D	Water column depth	(m)

The term $e^{(-k \cdot D)}$ from the Equation (5) considers the influence of the water column depth (D) and the turbidity (k) in the solar radiation. The k coefficient is determined by model calibration.

The diurnal and seasonal variation of the solar radiation for a year period can be calculated by the Equation 6:

$$I = R1 \cdot \cos(t \cdot 2\pi/24) + R2 \cdot \cos(t \cdot 2\pi/8760); \quad (6)$$

where: t is the time (hours) and the parameters R1 and R2 are determined by model calibration.

If I value is less than zero I is considered equal to zero. The first part of the right side of the Equation 6 represents the diurnal variation and the second part represents the seasonal variation.

2.1.4 Production of Biomass

The water quality is strongly influenced by the biotic processes taking place in the river compartment: the algae production and consumption by benthos and fishes.

The growth rate of biomass is determined by the Michaelis-Mentem-Monod kinetics, which indicate that the growth rate varies in direct proportion with the nutrient at low concentrations but does not depend on it at high concentrations (Zheng et al., 2004). The Equations 7, 8 and 9, shows the mathematical expression for algae biomass production:

$$\text{Prod.} = k_{\max} \cdot \text{Biom} \cdot \text{FI} \cdot \text{FP} \quad (7)$$

where:

$$\text{FI} = \frac{\text{JR}}{(\text{JR} + \text{Imi})} \quad (8)$$

$$\text{FP} = \frac{\text{TP}}{(\text{kmP} + \text{TP})} \quad (9)$$

where:

Prod	Algae production;	(mg day ⁻¹ l ⁻¹)
k _{max}	Maximum growth rate for the phytoplankton;	(day ⁻¹)
Biom	Biomass concentration at water column;	(mg l ⁻¹)
FI	Algal growth limiting factor for solar energy;	(dimensionless)
FP	Algal growth limiting factor for phosphorus;	(dimensionless)
JR	Available solar energy to be used by the primary production	KJ day ⁻¹ m ⁻²

Imi	Half saturation concentration for solar energy;	$\text{KJ day}^{-1} \text{ m}^{-2}$
TP	Phosphorus concentration at water column;	(mg l^{-1})
k_{mP}	Half saturation concentration for phosphorus;	(mg l^{-1})

2.1.5 Transference Coefficients

The transference coefficients are considered as non linear and can be calculated by empirical equations that correlate temperature, water body characteristics (velocity and depth), and, stoichiometric relations of chemical reactions. These coefficients can be determined by model calibration.

The sedimentation rate is calculated by the Equation 10:

$$k_{\text{sed}} = v_{\text{sed}}/D \text{ (day}^{-1}\text{)} \quad (10)$$

where: v_{sed} is the sedimentation velocity (m day^{-1}) and the D is the mean depth (m).

The inflow and outflow rates can be calculated by the Equation 11:

$$k_i = k_o = \Sigma Q/V \text{ (day}^{-1}\text{)} \quad (11)$$

where: Q = flow rate (L day^{-1}) and V = volume of the compartment (L).

It is important to observe that k_i (or k_o) shows a cyclic behavior since seasonal variation of the flow rate and volume is included in the model.

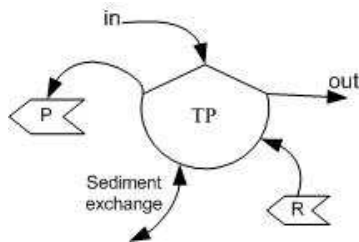
The transference coefficients will be calibrated using the method proposed by Odum et al. (1983) and the temperature (T) will be corrected using a temperature correction factor θ , as shown in Equation 12:

$$k = k^{20^\circ\text{C}} * (\theta)^{(T-20)} \text{ (day}^{-1}\text{)} \quad (12)$$

2.2 Differential Equations

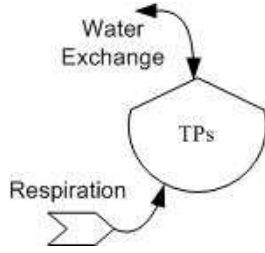
The differential equations were written for each variable based on previous concepts and on the mathematical expressions associated with the energy language. The differential equations are shown below, in the right side of each subsystem.

2.2.1 Total Phosphorus (TP) in water column



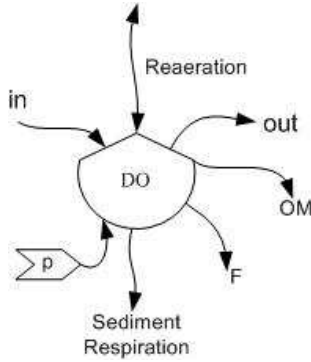
$$\begin{aligned} d(\text{TP}) / d(t) = & \\ & + \text{TP}_i * k_{p_i} \quad \text{Inflow} \\ & - \text{TP} * k_{p_o} \quad \text{Outflow} \\ & + \text{TP} * k_{p_{\text{res}}} \quad \text{Resuspension (R)} \\ & - \text{TPs} * k_{p_s} \quad \text{Lost by sedimentation} \\ & - (\text{Prod.}) \quad \text{Consumption by biomass (P)} \\ & + \text{OM} * k_{\text{om}} \quad \text{OM Respiration} \end{aligned}$$

2.2.2 Total Phosphorus (TPs) in sediment



$$\begin{aligned} d(\text{TPs}) / d(t) = & + \text{TP} * k_{p_s} && \text{Sedimentation income} \\ & - \text{TPs} * k_{p_{\text{res}}} && \text{Output by resuspension} \\ & + \text{OM}_s * k_{\text{oms}} && \text{Input from OM}_s \end{aligned}$$

2.2.3 Dissolved Oxygen (DO)



$$\begin{aligned} d(\text{DO}) / d(t) = & + \text{DO}_{-i} * k_i && \text{Inflow} \\ & - \text{DO} * k_o && \text{Outflow} \\ & + (\text{Rr}) && \text{Reaeration rate} \\ & + (\text{Prod.}) * k_o && \text{Algae production} \\ & - \text{DO} * \text{OM} * k_{\text{res}} && \text{Water column respiration} \\ & - \text{DO} * \text{B} * \text{F} * k_f && \text{Fish production} \\ & - \text{DO} * \text{OM}_s * k_{\text{rs}} && \text{OMs respiration} \\ & - \text{DO} * \text{B} * \text{F} * k_{\text{fo}} && \text{Benthos degradation} \end{aligned}$$

The Re-aeration rate is given by the Equation 14:

$$\text{Rr} = k_{\text{rea}} * (C_s - \text{DO}) \quad (14)$$

where: C_s is the concentration of saturation of the dissolved oxygen in the water body. C_s is temperature dependent as shown by the Equation 15:

$$C_s = C_1 - C_2 * T + C_3 * T^2 + C_4 * T^3 \quad (15)$$

where: T ($^{\circ}\text{C}$) is the water temperature, and:

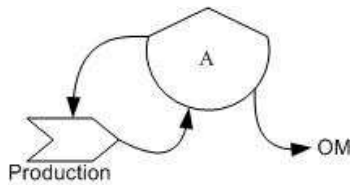
$$C_1 = 14.652; C_2 = 0.41022; C_3 = 0.0079910; C_4 = 0.000077774.$$

The Owens-Gibbs re-aeration coefficient is shown in the Equation 16 (Chapra, 1997):

$$k_{\text{rea}} = \frac{5,32 \cdot v^{0,67} \cdot (\theta)^{(T-20)}}{D^{1,85}} \quad (16)$$

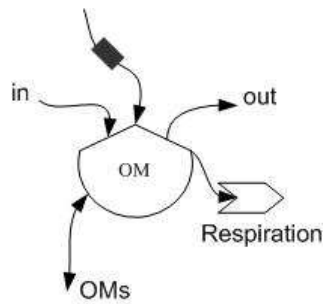
where: v (m/s) is the mean velocity of the water flow, D (m) is the mean depth, T ($^{\circ}\text{C}$) is the water temperature and θ is the temperature coefficient of correction.

2.2.4 Water column biomass (A)



$$\begin{aligned} d(A) / d(t) = & + (\text{Prod.}) * k_b && \text{Biomass production} \\ & - A * k_{\text{om}} && \text{To the OM in water column} \end{aligned}$$

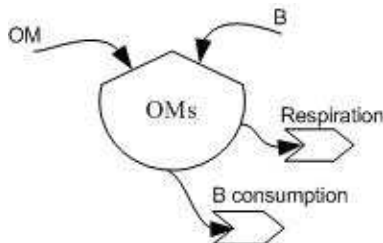
2.2.5 Organic Matter (OM) in water column



$$\frac{d(OM)}{d(t)} =$$

$+OM_i * k_i$	Inflow
$-OM * k_o$	Outflow
$+A * k_{rOM}$	Inlet by respiration
$-OM * k_s$	OM Sedimentation
$-OM * DO * k_{om}$	Respiration (BOD)

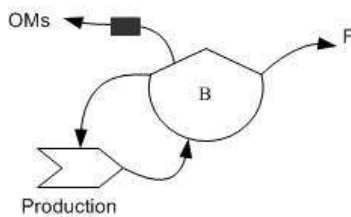
2.2.6 Organic Matter (OMs) in the sediment



$$\frac{d(OMs)}{d(t)} =$$

$-OMs * DO * B * k_{bc}$	Benthos consumption
$+B * k_{bi}$	Benthos inlet
$-OMs * DO * k_{rOM}$	Respiration
$+OM * k_{sOM}$	OM sedimentation

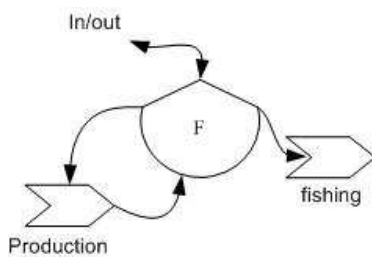
2.2.7 Benthonic Organisms (B)



$$\frac{d(B)}{d(t)} =$$

$-B * k_{fish}$	F consumption
$+OM * DO * B * k_{bp}$	Production
$-B * DO * k_{dom}$	Degradation

2.2.8 Fish population (F)



$$\frac{d(F)}{d(t)} =$$

$+/- F_i * k_{fi}$	Inflow/Outflow
$-F * k_{fishing}$	Fishing outlet
$+B * DO * F * k_{pf}$	Production

The differential equations will be numerically solved by the integration method of first order Runge-Kutta.

2.3 Calibration

Calibration data is being collected from the water quality monitoring state agency and from streams studies. In the calibration process all the rate coefficients will be adjusted considering a variable interval described by Lewis et al. (1997), Zheng et al. (2004) and Odum et al. (1983) in order to find the small difference between the observed data and the model results.

3. CONCLUSIONS

Few Brazilian rivers have been studied for modeling purposes and water quality database is in a very incipient stage. Therefore, the use of highly complex and data demanding models is not practicable. The systemic model presented intends to provide an adequate model for a simulation tool suitable to the Brazilian database reality. The model also includes new variables (turbidity and organic matter in the sediment) that are considered critical to simulate a turbid and sluggish river flowing in a floodplain.

This systemic model will be first applied to a Mogi-Guaçu river located in São Paulo State, in Brazil. It is expected that the model could be used in a considerable number of Brazilian rivers. Hopefully it will allow the evaluation of river impacts of different scenarios for economic and population growth, technical changes in agriculture, and impact of environmental and social policies for watershed management.

4. REFERENCES

- DEAS, M.L. Application of numerical water quality models in ecological assessment. Davis, University of California, 2000. 435p. PhD Thesis in Engineering.
- LEWIS, D.R., WILLIAMS, R.J., WHITEHEAD, P.G. Quality simulation along rivers (QUASAR): an application to the Yorkshire Ouse. *The Science of the Total Environment*, v. 194/195, p. 339-418, 1997.
- ODUM, H.T. *Systems Ecology: an introduction*. New York: Wiley Interscience, 1983. 644p.
- CHAPRA, S. C. *Surface Water-Quality Modeling*. Texas, McGraw Hill. EUA. 844 p. 1997.
- SCHNOOR, J.L. *Environmental Modeling: fate and transport of pollutants in water, air, and soil*. New York: J. Wiley. 1996.
- SINCOCK, A.M., WHEATER, H.S., WHITEHEAD, P.G. Calibration and sensitivity of a river water quality model under unsteady flow conditions. *Journal of Hydrology*, v. 277, p. 214-229, 2003.
- WHITEHEAD, P.G.; WILLIAMS R.J.; LEWIS, D.R. *Quality Simulation Along River System (QUASAR): Model Theory and Development*. *The Science of the Total Environment*, v.194/195, p.447-456, 1997.
- ZHENG, L.; CHEN, C.; ZHANG, F.Y. Development of water quality model in the Satilla River estuary, Georgia. *Ecological Modelling*, v.178, p. 457-482, 2004.



MEQ
18,6

614

Received 20 September 2006
Revised 13 November 2006
Accepted 30 March 2007

Proposal of a system-based model to simulate river water quality in São Paulo state – Brazil

M.R. Scariot

*Ecological Engineering Laboratory, School of Food Engineering,
State University of Campinas, Campinas, São Paulo, Brazil*

M.S. Romitelli

Company of Environmental Sanitation of São Paulo, São Paulo, Brazil, and

E. Ortega

*Ecological Engineering Laboratory, School of Food Engineering,
State University of Campinas, Campinas, São Paulo, Brazil*

Abstract

Purpose – In order to help watershed committees improve Basin Planning, the purpose of this study is to propose to apply system dynamic models to understand watershed conditions and to evaluate the main aspects of human impact on water quality for Brazilian rivers.

Design/methodology/approach – This work makes use of the energy system language to propose a system modeling. The river is longitudinally modeled as a web of inter-connected compartments and individually described for each control volume by differential equations.

Findings – The model considers particular and significant characteristics such as turbidity and sedimentary organic matter content of São Paulo State rivers and results in ordinary differential equations that are adequate to the Brazilian water quality database. It is expected that simulation will provide the longitudinal and temporal dynamic behavior of total phosphorus, biomass, dissolved oxygen, organic matter, benthonic organisms and fishes that will be used to evaluate future scenarios and to identify sustainable public policies for the Basin.

Originality/value – Water quality simulators available in developed countries are strongly dependent on an extensive series of observed data, most of which are not available for the Brazilian rivers. The model here proposed is adapted to the current Brazilian water quality monitoring system, which provides historic series of observed data of pollution sources and water quality parameters along the stream.

Keywords Dynamics, Modelling, Simulation, River pollution, Brazil

Paper type Research paper



Introduction

A fundamental research target to be reached in developing countries is to transfer useful knowledge to be applied in the solution of local problems without depending on imported software, which is sometimes useless due to the lack of databases. In this regard, the development of a system-based water quality simulation model, which considers the most representative variables adjusted to the incipient Brazilian database, is a helpful tool for impact assessment and environmental policy development.

System models were applied to evaluate the dynamics of lakes (Rivera *et al.*, 2007), watersheds (Tilley and Brown, 2006; Romitelli, 1997), landscape systems (Huang *et al.*, 2007) but not to evaluate the water quality of Brazilian rivers.

In order to reach a more representative system model, some important variables such as turbidity, organic matter in the sediment, benthonic organisms and fishes were included.

A simulation model can be used in watershed management to analyze the environmental problems occurring in the river system due to current industrial and land-use practices. It also allows assessing future river impacts due to economic growth scenarios.

A secondary goal of this work is to develop a model capable of representing the longitudinal and temporal dynamic behavior of different river variables (nutrients, dissolved oxygen, biomass, organic matter, benthonic organisms, and fishes).

Methodology

The proposed model is based on a systemic study of the river ecosystem and is pictured in Odum's energy language (Odum, 1983; Odum and Nils, 1996). The river is longitudinally modeled as a web of interconnected compartments individually described for each variable and control volume.

Concepts

The following concepts were applied in the development of the model.

Physical motion model

The physical motion model used in this work was described by Odum (1983), Schnoor (1996) and applied by Whitehead *et al.* (1997) and Sincock *et al.* (2003). It is a web of compartments connected in series as shown in Figure 1.

Figure 1 shows a system diagram of a river that is divided into small compartments (sub-systems). The particular characteristics of each compartment are taken into account in the model by means of different inlets (sources and stocks) that are shown connected to the interaction symbol located between the sub-systems in Figure 1. This compartmentalization makes it possible to determine the longitudinal behavior of the river.

The model adopts the well-mixed reactor (CSTR) assumptions:

- due to turbulence, the outlet concentration corresponds to the control volume mean concentration; and
- control volumes along the river are constant.

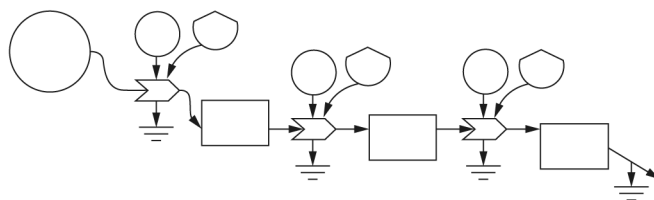


Figure 1.
Physical motion model of
a river

A balance is given for each compartment and the respective model can be written as presented in equation (1):

$$\frac{d(VC)}{dt} = Q_{in}C_{in} - Q_{out}C \pm rV \tag{1}$$

616

- V Volume.
- C Outlet concentration and internal control volume concentration.
- t Time.
- Q_{in} Inlet volumetric flow rate.
- C_{in} Inlet concentration.
- Q_{out} Outlet volumetric flow rate.
- r Reaction rate.

By dividing equation (1) by the volume, we obtain equation (2):

$$\frac{d(C)}{dt} = \frac{Q_{in}}{V} C_{in} - \frac{Q_{out}}{V} .C \pm r \tag{2}$$

If $k_{i/o} = Q_{in}/V = Q_{out}/V$ then $k_i = k_o = 1/\tau$, where τ is the residence time.
As shown below, the variable r is defined for each stock in the simulation model.
The inlet concentration in each compartment is calculated as a mass balance, according to equation (3):

$$C_{in} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q}{\sum_{i=1}^n Q} \tag{3}$$

where C_i is the concentration of the variable under study and n is the total number of multiple inlets.
This mass balance allows including different inputs along the river system such as point and non-point sources of pollution and the tributaries.

System diagram

The systemic model was developed as a diagram for a river compartment using Odum’s (1983) energy language. Figure 2 pictures the compartment with the multiple inputs, outputs, internal processes and interactions that contribute for the non-linear behavior of the variables.

- The river system is here represented by:
- The internal elements of the system.* Water column (nutrients (N), turbidity (TU), algae biomass (A), organic matter (OM), dissolved oxygen (DO) and fishes (F)), and sediment (organic matter (OMs), total phosphorus (TPs), and benthonic organisms (B)).
 - Internal processes and variables.* Respiration (R) and production (P), temperature (T), concentration of saturation (Cs).

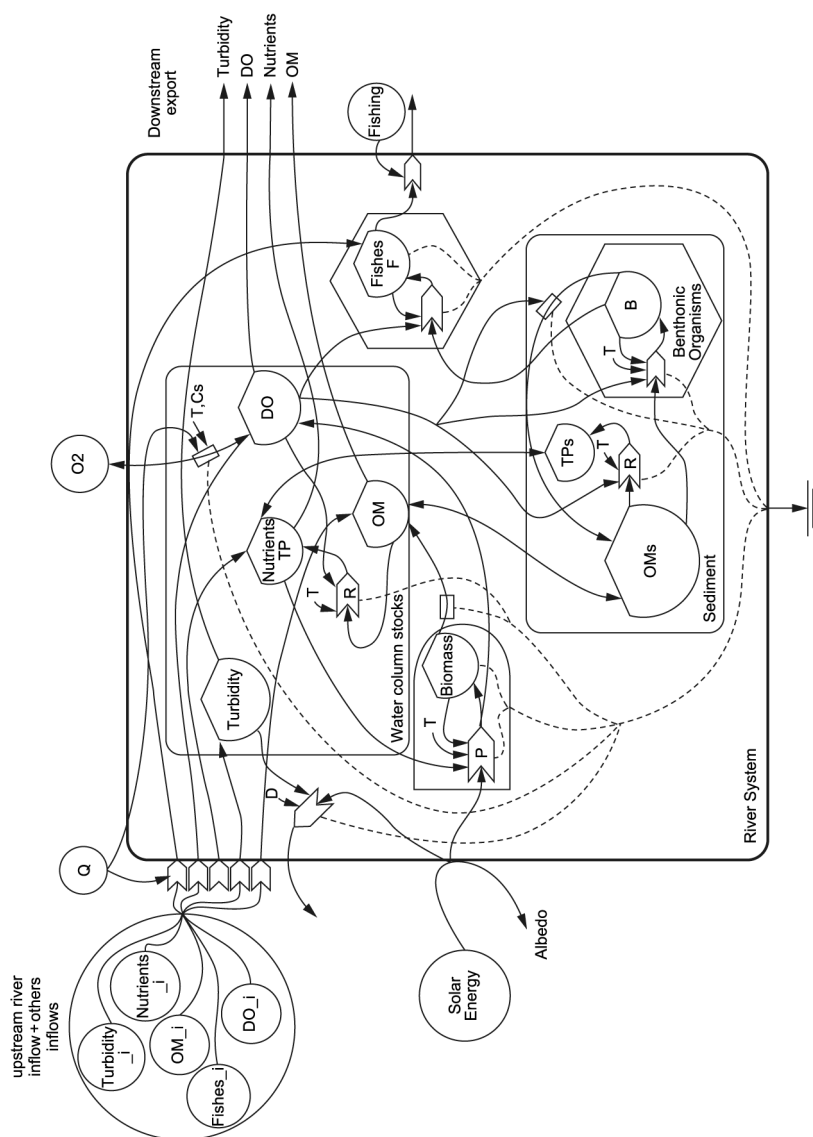


Figure 2.
River system diagram

- Inlets and outlets (nutrients (N), turbidity (TU), algae biomass (A), organic matter (OM), dissolved oxygen (DO), and fishes (F)).
- External sources (solar energy, oxygen, temperature, river flow, and fishing) and heat sink.

As far as nutrients are concerned, total phosphorus (TP) is considered the limiting nutrient, therefore nitrogen concentration in its different forms is ignored and only the total phosphorus storage is modeled in the water column and sediment.

Water turbidity is used in preference of suspended solid concentration for determining the light attenuation in the water column.

The variables change according to transference rates, interactions, production, consumptions, water inflow and outflow, chemical and biological interactions, physical processes, and hydraulic characteristics of the compartment.

Storages vary daily and seasonally according to solar radiation, hydrologic characteristics, and water temperature and also due to internal interactions between stocks.

Stock concentrations are state variables whose estimation is based on the energy model proposed for each one. Simulation is performed by using differential equations derived from the system diagram (Figure 2). The details of the model are explained as follows.

Solar energy

Solar energy is a limited renewable source and is defined as being proportional to the energy not used by the system (JR) (Odum, 1983), as shown in Figure 3.

The differential equation corresponding to the system in Figure 3 is shown in equation (4).

$$d(I)/d(t) = JR + k_0^*JR^*N^*A \tag{4}$$

Reorganizing to equation (5):

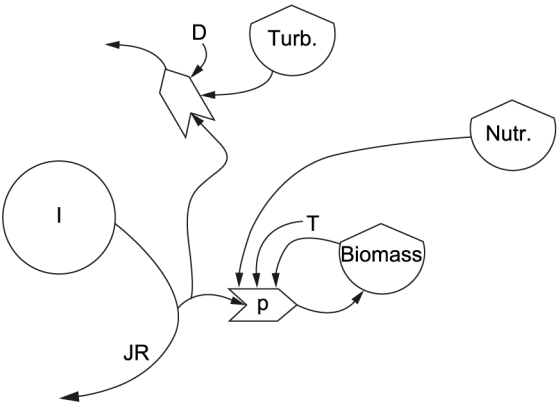


Figure 3.
Solar energy assimilation
subsystem

$$JR = \left(\frac{d(I)/d(t)}{(1 + k_0^* N^* A)} \right)^* e^{(-k^* D)} \quad (5)$$

- I Surface solar energy (KJ day⁻¹ m⁻²).
 JR Solar energy not used by the system (KJ day⁻¹ m⁻²).
 N Concentration of the limiting nutrient (mg l⁻¹).
 A Algae biomass concentration (mg l⁻¹).
 k_0 Solar energy rate transference (day⁻¹).
 k Coefficient of light extinction due to turbidity (dimensionless).
 D Water column depth (m).

619

The term $e^{(-k^* D)}$ of equation (5) considers the influence of the water column depth (D) and turbidity (k) on the solar radiation. The coefficient k is determined by model calibration.

The diurnal and seasonal variation of the solar radiation for a year period can be calculated from equation (6):

$$I = R1^* \cos(t^* 2\pi/24) + R2^* \cos(t^* 2\pi/8760) \quad (6)$$

where: t is the time (hours) and parameters $R1$ and $R2$ are determined by model calibration.

If the solar radiation (I) is less than zero (during the night) then the value I is considered to be equal to zero. The first part of the right side of equation (6) represents the diurnal variation while the second part represents the seasonal variation.

Production of biomass. Water quality is strongly influenced by the biotic processes taking place in the river compartment: algae production and consumption by benthos and fishes.

The growth rate of biomass is determined by Michaelis-Mentem-Monod kinetics. Equations (7), (8) and (9) show the mathematical expression for algae biomass production:

$$Prod = k_{\max}^* A^* FI^* FP \quad (7)$$

where:

$$FI = \frac{JR}{(JR + Imi)} \quad (8)$$

$$FP = \frac{TP}{(kmP + TP)} \quad (9)$$

where:

- Prod* Algae production ($\text{mg day}^{-1} \text{ l}^{-1}$).
- k_{max} Maximum growth rate for phytoplankton (day^{-1}).
- A* Algae biomass concentration at water column (mg l^{-1}).
- FI* Algal growth limiting factor for solar energy (dimensionless).
- FP* Algal growth limiting factor for phosphorus (dimensionless).
- JR* Available solar energy to be used by primary production ($\text{KJ day}^{-1} \text{ m}^{-2}$).
- Imi* Half saturation concentration for solar energy ($\text{KJ day}^{-1} \text{ m}^{-2}$).
- TP* Phosphorus concentration at water column (mg l^{-1}).
- k_{mP} Half saturation concentration for phosphorus (mg l^{-1}).

Transference coefficients. Transference coefficients are considered as non-linear and can be calculated by empirical equations that correlate temperature, water body characteristics (velocity and depth), and stoichiometric relations of chemical reactions. These coefficients can be determined by model calibration.

Sedimentation rate is calculated from equation (10):

$$k_{sed} = v_{sed} / D(\text{day}^{-1}) \quad (10)$$

where: v_{sed} is the sedimentation velocity (m day^{-1}) and D is the mean depth (m).

Inflow and outflow rates can be calculated from equation (11):

$$k_i = k_o = \Sigma Q / V(\text{day}^{-1}) \quad (11)$$

where: Q = flow rate (L day^{-1}) and V = volume of the compartment (L).

It is important to observe that k_i (or k_o) shows a cyclic behavior, since seasonal variation of the flow rate and volume is included in the model.

Temperature (T) will be corrected for all transference coefficients using a correction factor θ , as shown in equation (12):

$$k = k^{20^\circ\text{C}*}(\theta)^{(T-20)}(\text{day}^{-1}) \quad (12)$$

Differential equations

Differential equations were written for each variable based on previous concepts and on the mathematical expressions associated with the energy language. The differential equations are shown below, on the right side of each subsystem.

In biological systems, phosphorus is the main limiting factor. Internal sources for total phosphorus include gains from algal respiration and organic matter degradation. Losses include sedimentation and consumption by algal production (Figures 4 and 5).

The main sources of dissolved oxygen are the local atmospheric air and photosynthesis (Esteves, 1998) (Figure 6).

The exchange with the air is represented by the re-aeration rate and is given by equation (13):

$$Rr = k_{rea}^*(C_s - DO) \quad (13)$$

where: C_s is the concentration of saturation of dissolved oxygen in the water body. C_s is temperature dependent as shown in equation (14):

$$C_s = C_1 - C_2^*T + C_3^*T^2 + C_4^*T^3 \quad (14)$$

River water
quality

621

Total Phosphorus (TP) in water column

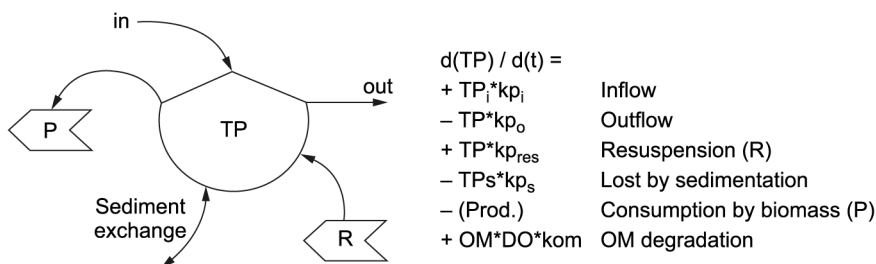


Figure 4.
Total phosphorus (TP) in
water column

Total Phosphorus (TPs) in sediment

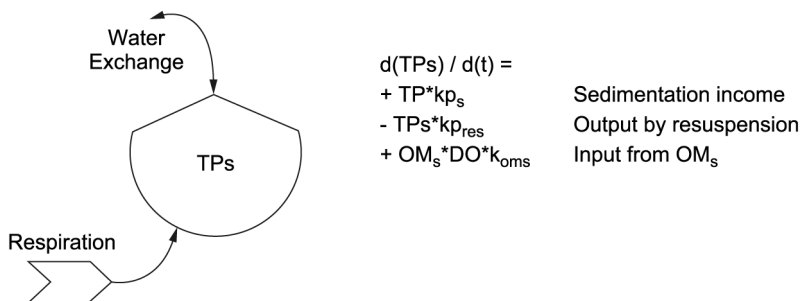


Figure 5.
Total phosphorus (TPs) in
sediment

Dissolved Oxygen (DO)

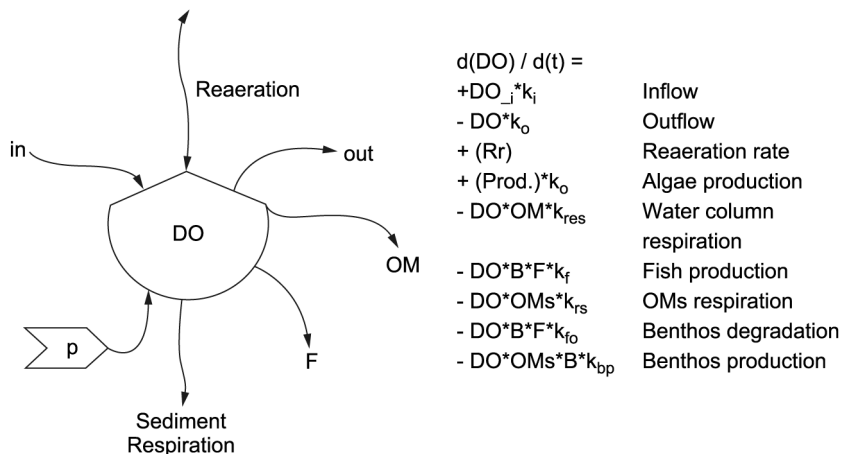


Figure 6.
Dissolved oxygen (DO)

where: T ($^{\circ}\text{C}$) is the water temperature, and: $C_1 = 14.652$; $C_2 = 0.41022$; $C_3 = 0.0079910$; $C_4 = 0.000077774$.

The Owens-Gibbs re-aeration coefficient is shown in equation (15) (Chapra, 1997):

$$k_{rea} = \frac{5,32.v^{0,67}.\left(\theta\right)^{\left(T-20\right)}}{D^{1,85}} \tag{15}$$

where: v (m/s) is the mean velocity of the water flow, D (m) is the mean depth, T ($^{\circ}\text{C}$) is the water temperature and θ is the temperature correction coefficient.

Algae that are attached or floating in the water column are the main aquatic organisms, which produce the basic food sources for other organisms through photosynthesis (primary production) (Cushing and Allan, 2001) (Figure 7).

The organic matter is the largest carbon pool in stream food webs and its origin can be both external (terrestrial allochthonous sources) and internal (within the stream, exuded by living cells from primary production). Simple compounds, amino acids, and sugars are some of the most available forms of dissolved organic matter (Cushing and Allan, 2001) (Figures 8 and 9).

Some rivers have the particular characteristic of having a big stock of organic matter in the sediment; in this case it is essential to include it in the model. As a substrate for microbial growth, organic matter in the sediments of rivers represents a potential oxygen demand on and a nutrient source to the overlying water (Benninger and Martens, 1983).

Figure 7.
Water column biomass (A)

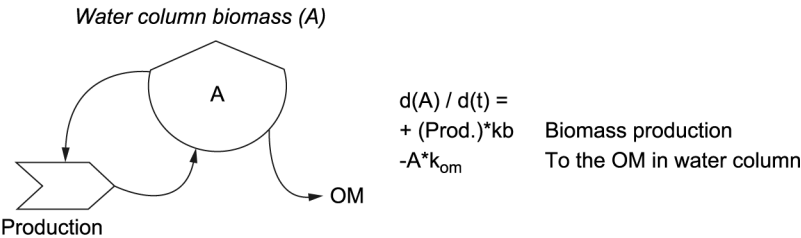
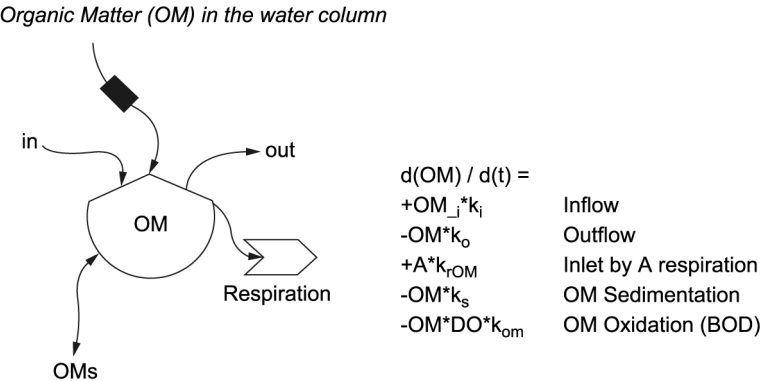


Figure 8.
Organic matter (OM) in the water column



The growth of benthonic organisms is controlled by its main source of food – organic detritus (dead organic matter) – and by the dissolved oxygen availability (Esteves, 1998) (Figure 10).

Fish population changes may influence the benthonic community and the river primary production, since fishes have a significant impact on the internal transport and recycling of nutrients (Figure 11).

Calibration and validation

Calibration data is being collected from the water quality monitoring state agency and from stream studies. Transference coefficients will be calibrated using the method

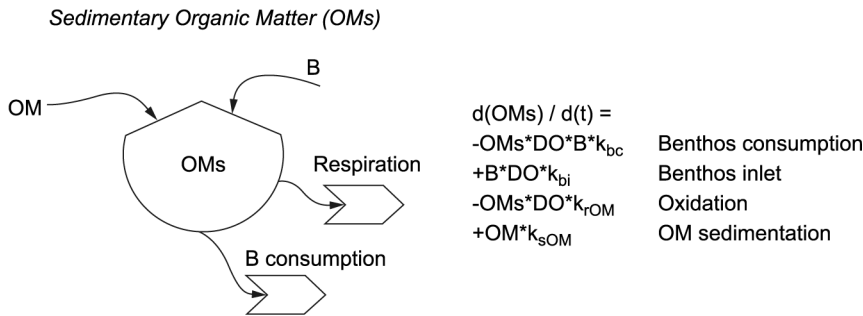


Figure 9.
Sedimentary organic
matter (OMs)

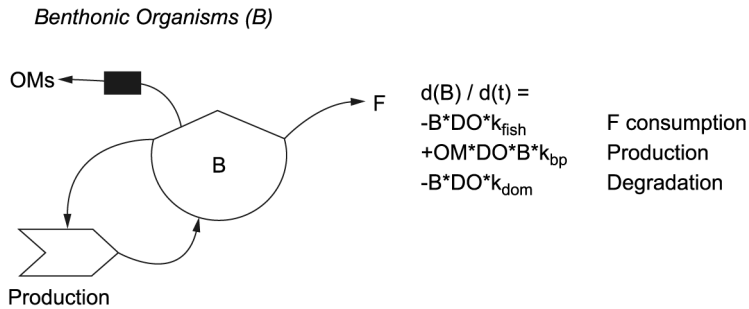


Figure 10.
Benthonic organisms (B)

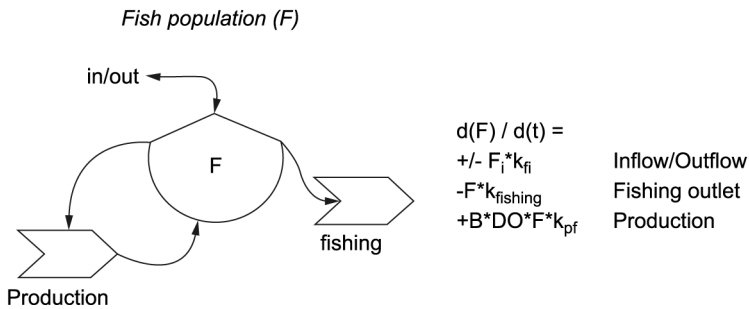


Figure 11.
Fish population (F)

Source: Esteves (1998)

proposed by Odum (1983) and Odum and Nils (1996) or will be adjusted considering a variable interval described by Lewis *et al.* (1997), Zheng *et al.* (2004) and Odum (1983) in order to find the small difference between the observed data and the model results. Finally, the differential equations will be numerically solved (for each river compartment) by the first-order Runge-Kutta integration method.

Conclusions

The Brazilian rivers water quality database is in a developing stage and few rivers have been studied for modeling purposes. Therefore, the use of highly complex and data-demanding models is not practicable.

The systemic model presented here intends to provide an adequate model for a simulation tool suitable for the Brazilian database and also includes new variables (turbidity and organic matter in the sediment) that are considered critical to simulate a turbid river with highly sedimentary organic matter content.

It is expected that the model could be used in a considerable number of Brazilian rivers. Hopefully it will allow us to evaluate the impacts caused on rivers by different scenarios of economic and population growth, and technical changes in agriculture, as well as to assess the environmental impacts of social policies.

References

- Benninger, L.K. and Martens, C.S. (1983), "Sources and fates of sedimentary organic matter in the White Oak and Neuse river estuaries", report no. 194, Marine Sciences Program, University of North Carolina at Chapel Hill, NC, May.
- Chapra, S.C. (1997), *Surface Water-Quality Modeling*, McGraw Hill, New York, NY.
- Cushing, C.E. and Allan, J.D. (2001), *Streams: Their Ecology and Life*, Academic Press, San Diego, CA.
- Esteves, F.A. (1998), *Fundamentos de Limnologia*, 2nd ed., Interciência, Rio de Janeiro.
- Huang, S.L., Kao, W.C. and Lee, C.L. (2007), "Energetic mechanisms and development of an urban landscape system", *Ecological Modelling*, Vol. 201, pp. 495-506.
- Lewis, D.R., Williams, R.J. and Whitehead, P.G. (1997), "Quality simulation along rivers (QUASAR): an application to the Yorkshire Ouse", *The Science of the Total Environment*, Vol. 194/195, pp. 339-418.
- Odum, H.T. (1983), *Systems Ecology: An Introduction*, Wiley Interscience, New York, NY.
- Odum, H.T. and Nils, P. (1996), "Simulation and evaluation with energy systems blocks", *Ecological Modelling*, Vol. 63, pp. 155-73.
- Rivera, E.C., Queiroz, J.F., Ferraz, J.M. and Ortega, E. (2007), "Systems models to evaluate eutrophication in the Broa Reservoir, São Carlos, Brazil", *Ecological Modelling*, Vol. 202, pp. 518-26.
- Romitelli, M.S. (1997), "Energy analysis of watersheds", PhD dissertation, Gainesville, University of Florida.
- Schnoor, J.L. (1996), *Environmental Modeling: Fate and Transport of Pollutants in Water, Air, and Soil*, J. Wiley, New York, NY.
- Sincock, A.M., Wheeler, H.S. and Whitehead, P.G. (2003), "Calibration and sensitivity of a river water quality model under unsteady flow conditions", *Journal of Hydrology*, Vol. 277, pp. 214-29.

-
- Tilley, D.R. and Brown, M. (2006), "Dynamic emergy accounting for assessing the environmental benefits of subtropical wetland stormwater management systems", *Ecological Modelling*, Vol. 192, pp. 327-61.
- Whitehead, P.G., Williams, R.J. and Lewis, D.R. (1997), "Quality simulation along river system (QUASAR): model theory and development", *The Science of the Total Environment*, Vol. 194/195, pp. 447-56.
- Zheng, L., Chen, C. and Zhang, F.Y. (2004), "Development of water quality model in the Satilla River estuary", *Georgia, Ecological Modelling*, Vol. 178, pp. 457-82.

Corresponding author

M.R. Scariot can be contacted at: marlei@fea.unicamp.br

A SYSTEM-BASED RIVER SIMULATION: MODEL VALIDATION AND ASSESSMENT OF MOGI-GUAÇU RIVER. SP-BRAZIL

M. R. Scariot; M. S. Romitelli and E. Ortega

Ecological Engineering Laboratory, Food Eng. School

State University of Campinas, São Paulo, Brazil.

Abstract

São Paulo State is located in the south east region, which presents less than 12% of Brazil water resources and is the biggest water consumer. Mogi-Guaçu is a São Paulo State watershed and its main river has several problems of erosion, silting, flooding and low water quality. Water quality problems are mainly due to non-point sources of pollution from agriculture sources and from municipal and industrial point sources. Brazilian water quality database is in a developing stage and just few rivers have been studied for modeling purposes. Therefore, the use of highly complex and data demanding foreigner models is not practicable for hardly any watersheds. The systemic model here presented provide an adequate model for a simulation tool suitable to the Company of Environmental Sanitation database of São Paulo State. This work makes use of the energy system language for modeling. The river is longitudinally modeled as a web of inter-connected compartments and individually described for each control volume by differential equations. The model simulate some ordinary variables (dissolved oxygen, total phosphorus, organic matter) and also includes unusual and biotic variables (turbidity, organic matter in the sediment, benthic organisms and fishes) that are considered indispensable to simulate a turbid river with highly sedimentary organic matter content. The simulator was coded in Matlab 6.5 and a

visual interface was developed in order to guide the user with the large variety of incoming data. Results shows a well fitted adjustment between model results and experimental data.

Introduction

One of the first Brazilian experiences in water resources management was the creation of the water code in 1934, which was a bureaucratic model to regulate the multiple uses of water resources. Since this beginning point the management suffers significant changes and the model adopted currently is an integrated participative systemic model.

Regional distribution of the water resources in Brazil is of 70% to the North region, 15% to the central west, 12% to the south and south east and 3% to the north east region (BNDES, 1997).

São Paulo State is located in the south east Brazilian region, which presents the biggest water consumption. The Water Resources Agency of São Paulo State has an advanced process of water resources management with 20 watershed management committees. Groups from the different social sectors compose these committees. They are a relatively new kind of organization in Brazil and are responsible to developing the watershed management plan. These committees have document information with the compilation of water resources relevant information however most of them do not contain strategies, plans, action steps or future scenarios.

Mogi-Guaçu is a São Paulo State watershed and its main river has problems of erosion, silting, flooding and low water quality. The water quality problems are mainly due to nonpoint sources of pollution from agriculture and municipal and industrial point sources.

Although system model were applied to evaluate the dynamics of a Brazilian lake (Rivera, E. C. et al., 2007) there is no studies to assess the water quality and the ecological stability of a river.

In order to support the committees to improve Brazilian Basin Planning this study propose to apply a system dynamic model to evaluate a watershed and to understand the main aspects of human impact into the water quality.

Brazilian water quality database is in a developing stage and few rivers have been studied for modeling purposes. Therefore, the use of highly complex and data demanding models is not practicable. An adequate model suitable to the Brazilian database can be a useful tool to the watershed planning.

Study Area

Mogi-Guaçu is a watershed situated in the northeast of São Paulo State. The stretch of river here studied is located between two cities (Mogi-Guaçu and Conchal), has two main tributaries (Mogi-Mirim and Oriçanga) and a point source of pollution (Paper Industry).

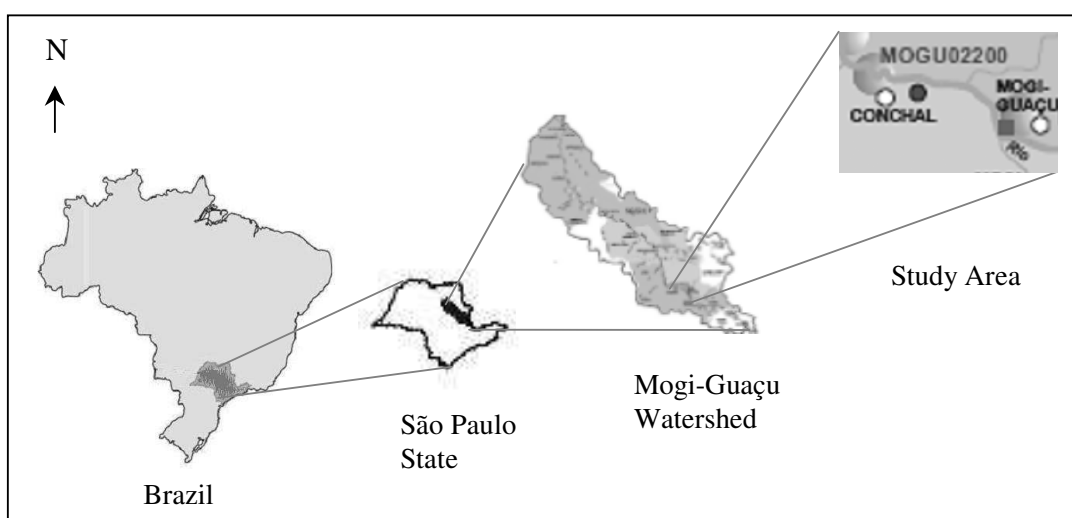


Figure 1 – Location of the Study Area

The stretch length is around 30km (see Figure 2) was divided into ten (10) compartments. The distances between the stretch start point (point 1) and tributaries, river Mogi-Mirim and Oriçanga, are 3.22 and 18.07 km, respectively.

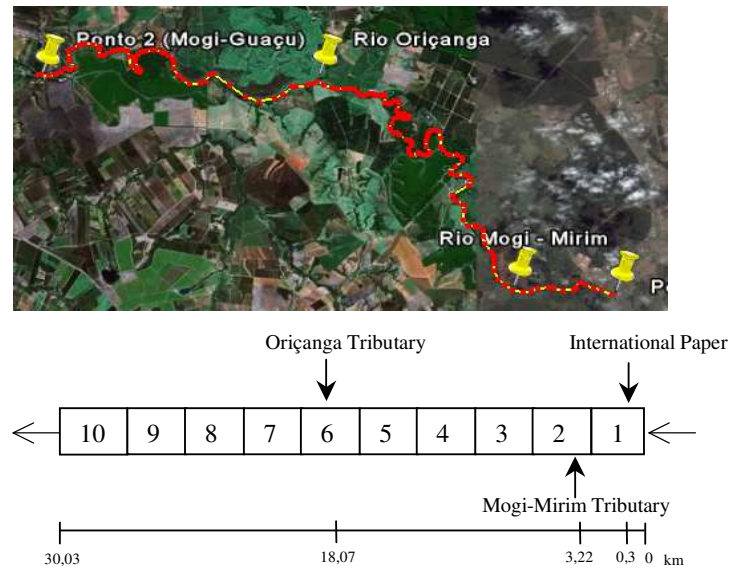


Figure 2 – Distances between the main tributaries and point sources of pollution.

Models Description

The model, detailed in Scariot (2007), is based in a systemic evaluation of the river characteristics and is pictured in Odum's energy language (Odum, H.T., 1983, 1996). The river is longitudinally modeled as a web of interconnected compartments individually described for each variable and control volume. The physical model described in this work was inspired in models suggested by Odum (1983) and Schnoor (1996) applied by Whitehead et al. (1997) and Sincock et al. (2003).

Figure 03 pictures the web and the compartment model with the multiple inputs, outputs, internal processes and interactions that contribute for a non-linear behavior of the variables.

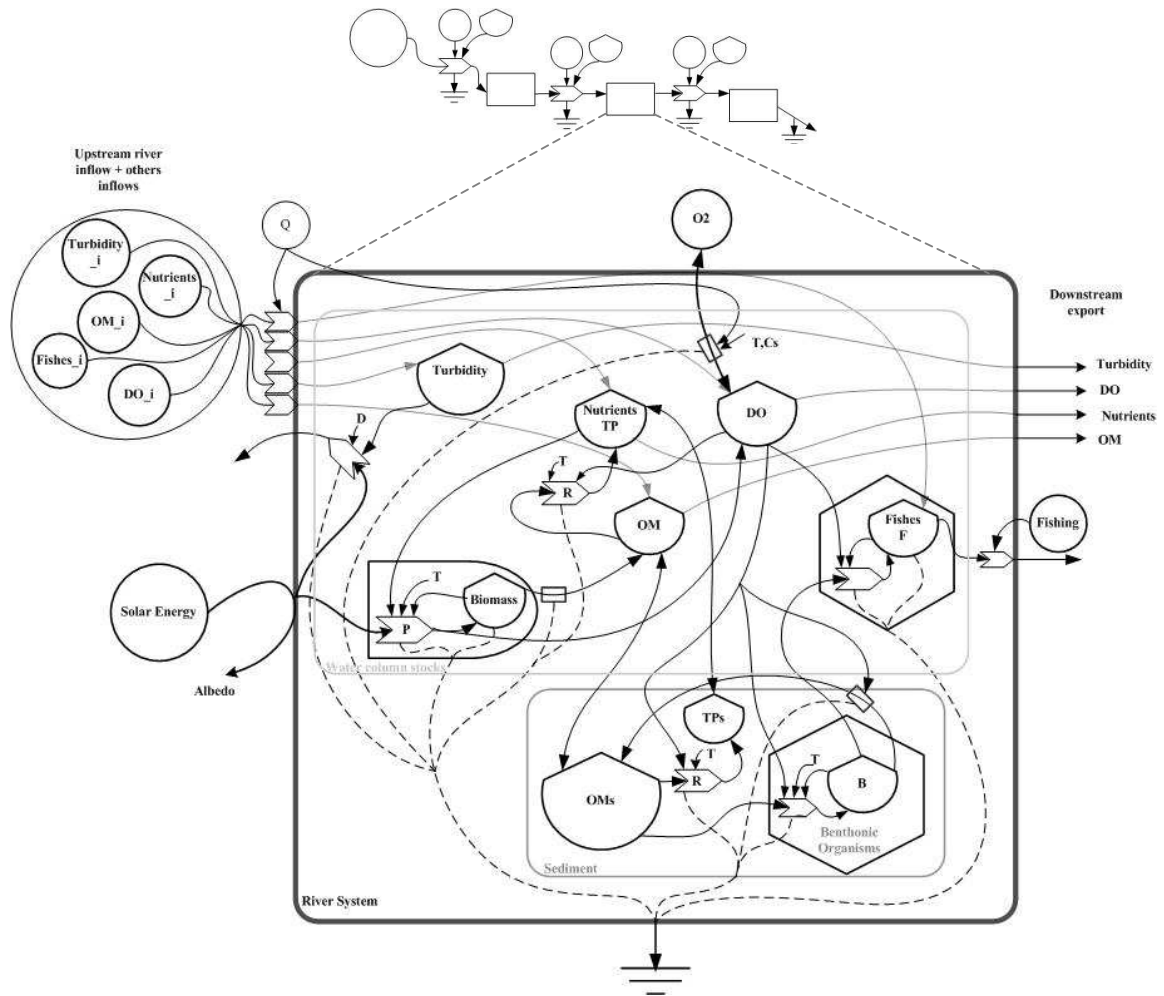


Figure 3. Systemic Diagram for a river compartment.

Differential equations were written for each variable based on previous concepts and on the mathematical expressions associated with the energy language. The differential equations are shown below.

Total Phosphorus in water column:

$$\frac{d(TP)}{d(t)} = TP_i * k_{pi} - TP * k_{po} + TP * k_{pres} - TP_s * k_{ps} - k_{max} * A * \left(\frac{J_R}{J_R + I_{mi}} \right) * \left(\frac{TP}{K_{mp} + TP} \right) + M * DO * k_{om};$$

Sedimentary Total Phosphorus:

$$\frac{d(TP_s)}{d(t)} = TP * k_{ps} - TP_s * k_{pres} + OM_s * DO * k_{oms};$$

Dissolved Oxygen:

$$\begin{aligned} d(DO)/d(t) = & DO_i*ki - DO*ko + krea*(Cs - DO) + \\ & kmax*A*(JR/JR+Imi)*(TP/Kmp+TP)*ko - DO*OM*kres - DO*B*F*kf - DO*OMs*krs - \\ & DO*B*F*kfo - DO*OMs*B*kbp; \end{aligned}$$

Algae Biomass:

$$d(A)/d(t) = kmax*A*(JR/JR+Imi)*(TP/Kmp + TP) *kb - A*kom;$$

Organic Matter in water column:

$$d(OM)/d(t) = OM_i*ki - OM*ko + A*krOM - OM*ks - OM*DO*kom$$

Sedimentary Organic Matter:

$$d(OMs)/d(t) = OMs*DO*B*kbk + B*DO*kbi - OMs*DO*krOM + OMs*ksOM$$

Benthic Organisms:

$$d(B)/d(t) = B*DO*kfish + OM*DO*B*kbk - B*DO*kdom$$

Fish population:

$$d(F)/d(t) = B*DO*F*kpf - F*kfishing$$

The calibration involves many parameters rates and transfer coefficients. Results of calibration are showed in Table 1 and the calculus memory are presented at the end of this paper.

Table 1 – Transference Coefficient, Literature data and Final Calibrated Values.

N°	Rates	Values (mg L ⁻¹ h ⁻¹)	Description	Symbols	Literature Values (h ⁻¹)	Calibrated Values (h ⁻¹)	References
A: Algae Biomass							
1	J1=kmax*A*FI*FP	2,3.10 ⁻²	Biomass Production	ka	1,1.10 ⁻¹	1,1.10 ⁻¹	Feresin (1994)
2	J2=A* k _{rA}	2,4.10 ⁻³	Biomass Respiration	k _{rA}	1,2.10 ⁻²	1,2.10 ⁻²	Odum, (1983)
DO: Dissolved Oxygen							
3	J3=DO*OM*kresp	-	OM Degradation	kresp	5,3.10 ⁻³	5,3.10 ⁻³	Bitar (2002)
4	J4=DO*OMs*krs	8,3.10 ⁻³	OMs Degradation	krs	5,5.10 ⁻³ 1,7.10 ⁻⁵	1,7.10 ⁻⁵	Bitar (2002) Zheng (2004)
5	J5=DO*B*F*kf	1,8.10 ⁻²	Fish Production	kf	7,1.10 ⁻⁶	7,1.10 ⁻⁶	Wetzel (2001)
6	J6=DO*B*kbd	-	Benthos Degradation	-	-	-	Herzfeld (2001)
	J7=kbp*DO*OMs*B	-	Benthos Production	-	-	-	Zheng (2004)
	J6+J7=	1,7.10 ⁻³	Production Benthos - Degradation	kbp+kbd	4,4.10 ⁻⁶	4,4.10 ⁻⁶	By difference
7	J8=kmax*A*FI*FP	8,4.10 ⁻²	DO Production by biomass	kbo	4,4.10 ⁻¹	4,4.10 ⁻¹	Deas (2000)
8	J9=Equation 1	-	Reaeration	krea	-	-	Stoichiometric relation Chapra,
TP: Water Column Total Phosphorus							
9	J10=TP*kps	-	TP Sedimentation	kps	5,9.10 ⁻⁵	5,9.10 ⁻⁵	Deas (2000)
10	J11=DO*OM*k _{om}	8,3.10 ⁻⁷	Inlet - OM mineralization	k _{om}	2,7.10 ⁻⁸	2,6.10 ⁻⁷	Stoichiometric relation
11	J12=kmax*A*FI*FP	5,2.10 ⁻⁴	Consumption by biomass production	kmax	5,5.10 ⁻³	5,5.10 ⁻³	Stoichiometric relation Feresin, E.G. (1994)
TPs: S0ediment Total Phosphorus							
12	J13=TPs*k _{p_{res}}	-	TPs Resuspention	k _{p_{res}}	-	1,9.10 ⁻³	Wetzel (2001)
13	J14=DO*OMs*k _{oms}	8,3.10 ⁻⁷	Inlet- OMs mineralization	k _{oms}	1,7.10 ⁻⁹	3,0.10 ⁻⁷	Stoichiometric relation
OM: Organic Matter							
14	J15=A*k _{rA}	5,2.10 ⁻³	OM Production by biomass respiration	k _{rA}	1,7.10 ⁻⁴	1,7.10 ⁻⁴	Odum, (1983)
15	J16=OM*k _{sOM}	1,5.10 ⁻³	OM Sedimentation	k _{som}	3,4.10 ⁻⁴	3,4.10 ⁻⁴	Wetzel (2001)
16	J17=OM*DO*k _{omd}	- 2,6.10 ⁻³	OM Mineralization	k _{omd}	8,2.10 ⁻⁴ 4,6.10 ⁻⁵	4,2.10 ⁻⁵	Bianchini Jr. (2002) Wetzel (2001)

OMs: Sediment Organic Matter							
17	J18=OMs*DO*B*k _{bc}	7,3.10 ⁻⁴	OMs Consumption by Benthos	kbc	1,9.10 ⁻⁶	1,9.10 ⁻⁶	Wetzel (2001)
18	J19=B*k _{bi}	1,16.10 ⁻⁴	OMs from Benthos degradation	kbi	2,4.10 ⁻⁷	2,4.10 ⁻⁷	Wetzel (2001)
19	J20=OMs*DO*k _{rOMS}	-	OMs Mineralization	kroms	9,9.10 ⁻⁴	9.10 ⁻⁵	Bianchini Jr. (2002)
		1,7.10 ⁻⁴			3,5.10 ⁻⁷		Wetzel (2001)
20	J21=OM*k _{sOM}	1,5.10 ⁻³	OM Sedimentation	ksom	3,4.10 ⁻⁴	6,4.10 ⁻⁴	Wetzel (2001)
B: Benthic Organisms							
21	J22=B*k _{fish}	2,5.10 ⁻⁴	Consumption of benthic organisms by fishes	kfish	4,6.10 ⁻⁷	3,05.10 ⁻⁷	Estimated
22	J23=OMs*DO*B*k _{bp}	5,6.10 ⁻⁴	Production of benthic organism	kbp	1,5.10 ⁻⁶	8,5.10 ⁻⁵	Wetzel (2001)
23	J24=B*DO*k _{dom}	1,2.10 ⁻⁴	B Degradation	kdom	4,0.10 ⁻⁷	2,4.10 ⁻⁷	Wetzel (2001)
F: Fishes							
24	J25= F*k _{fi}	-	Mortality	kfi	-	1,0.10 ⁻⁸	Estimated
25	J26=F*k _{fishing}	-	Fishing outlet	kfishing	-	2,0.10 ⁻⁸	Estimated
26	J27=B*DO*F*k _{pf}	-	Production	kpf	1,04.10 ⁻³	1,04.10 ⁻⁴	Chen (1976)

Graphical User Interface

A graphical user interface was created (see Figure 4) in order to enhance the model efficiency and ease of use. User interface offers some options of simulation and permit the user to choose the best parameters and equations when its needed, also experimental data can be uploaded.

Point and non-point sources of pollution can be classified and inserted in the model in each compartment. Point sources can be of industrial origin, urban sewage or a tributary. Non-point sources can be classified according to the soil use. From rainfall data and watershed physical characteristics the runoff is automatic calculated using the McMath (McMath, 1887) or rational method (Dooge, 1957), (Kuichling, 1889) and the mean concentrations are estimated from literature (Larentis, 2004).Slide 39

Figure 4 shows the main interface. Each button open a new windows that allow to insert or to upload the model data.

Results can be visualized in the main interface or be opened in another window which permit to change specifications and to save figure in different formats. The program offers the most important figures, another desired can be plotted using Matlab command window.

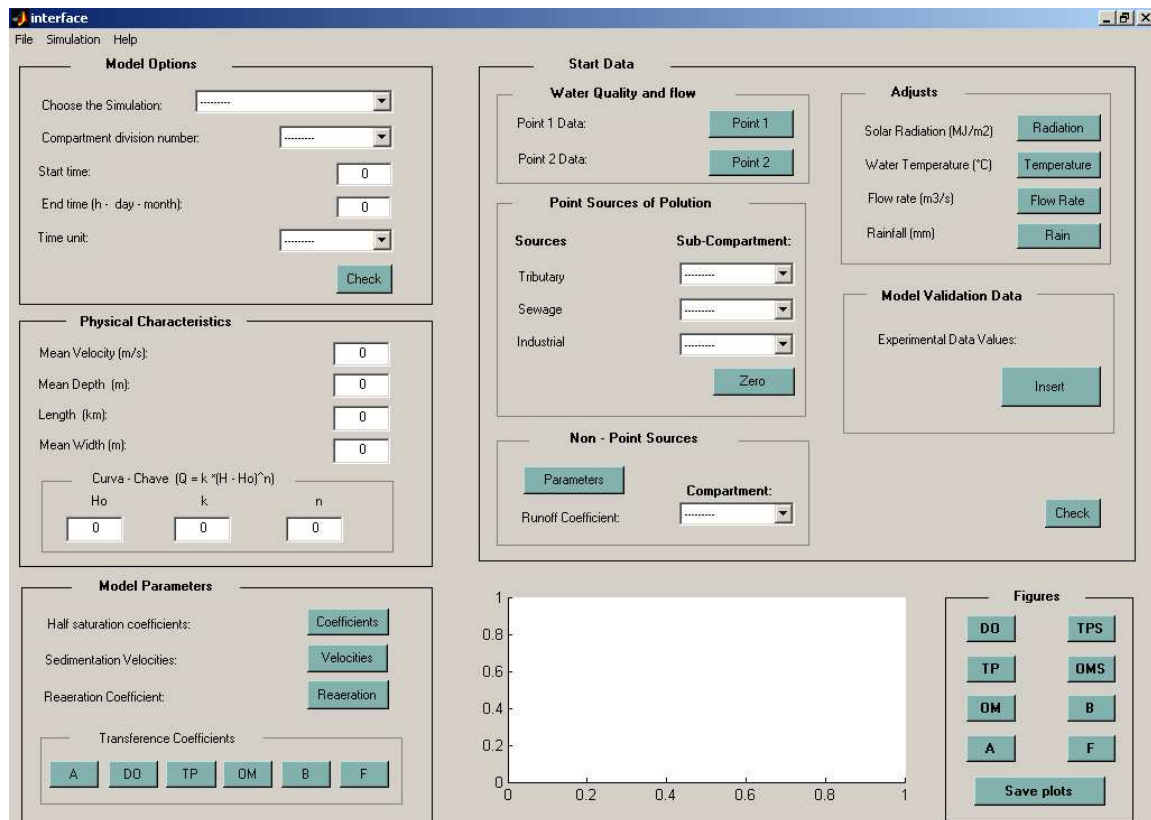


Figure 4. Graphical User Interface

Results

First results are concerning to the model validation. In the validation process the variables dissolved oxygen (DO) and total phosphorus (TP) were compared with experimental data obtained by CETESB¹. Both the dissolved oxygen and total phosphorus, are involved in many interactions that occurs in the system, as shows Figure 1 so it is representative of the hole system. Results shown in Figure 5, related to the years of 2003 and 2006, demonstrate an agreement between calculated and observed data.

¹ Brazilian Technology Company of Environmental Sanitation

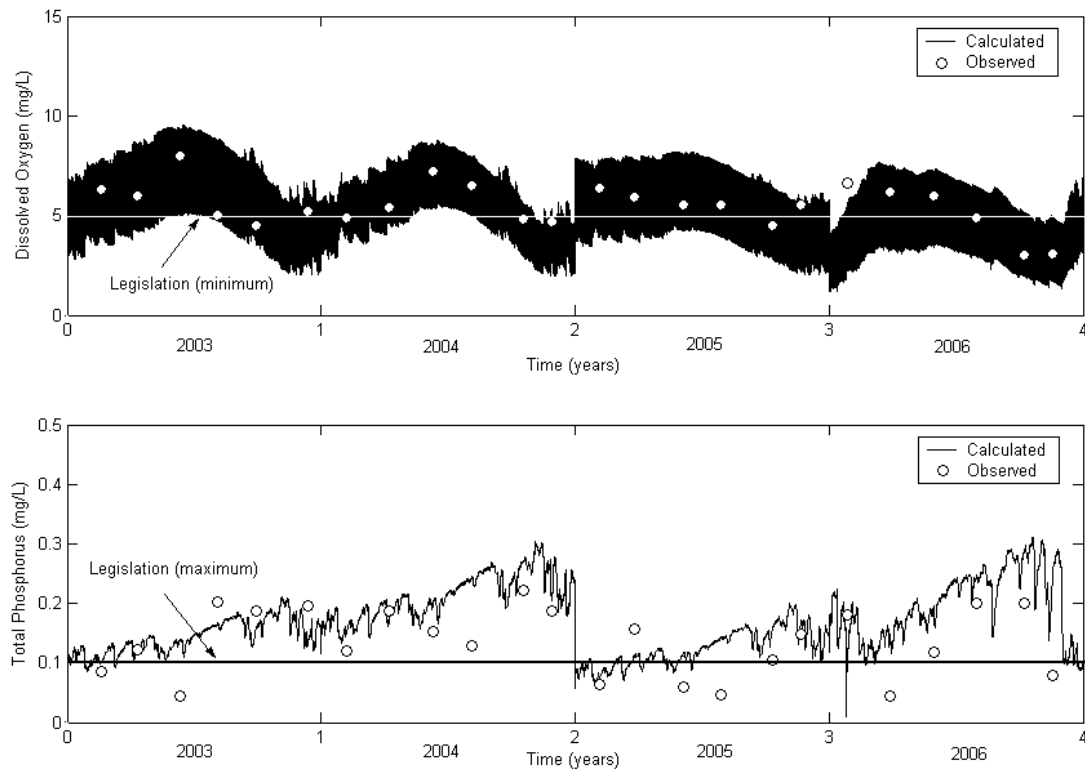


Figure 5. Dissolved Oxygen and Total Phosphorus Validation.

The two dimensional variation of dissolved oxygen (Figure 6) shows the strongly decrease of DO during summer time and a recovery during the winter. Its also possible to see a diary variation, a DO decay during night and recover at day time, reaching acceptable levels.

Figures 6 and 7 shows both a longitudinal behavior along the river compartments and along time. First and second compartments receives a large quantity of nutrients and organic matter that results in a decay of dissolved oxygen which tend to recover in the subsequent compartments.

Dissolved oxygen concentration is around the limit of legislation value and demonstrates the unsteadiness of the system. This fragile threshold between the stability and instability of a system passes overlooked when the understanding of the processes are supported only in experimental measures, which in Brazil is normally scarce in time and acquired during the

peak production of dissolved oxygen by the algae biomass (from 11:00 to 13:00 h), such as the data measured by CETESB.

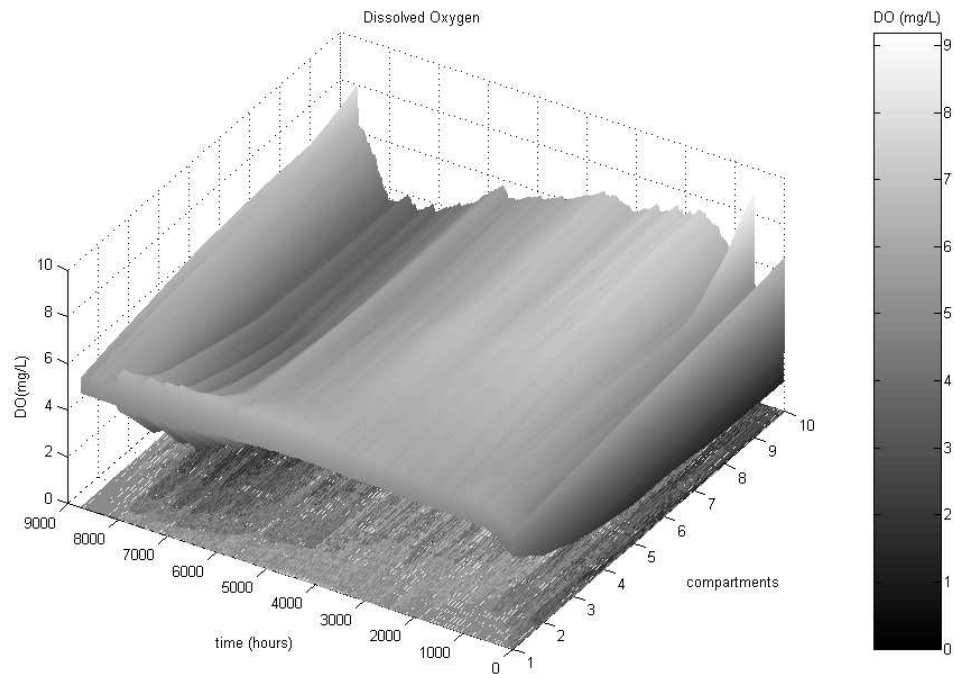


Figure 6. Three-dimensional variation of Dissolved Oxygen (2006)

Urban impact of the city can greatly influence both quantitatively (use of water resources) and qualitatively (different kind of pollutions) the water body and its ecosystem.

Total phosphorus concentration (TP) is above legislation limit (Figure 7) mainly in the first and second compartments. The uptake of nutrients by the photosynthetic process is higher during summer time which promote a decay of TP.

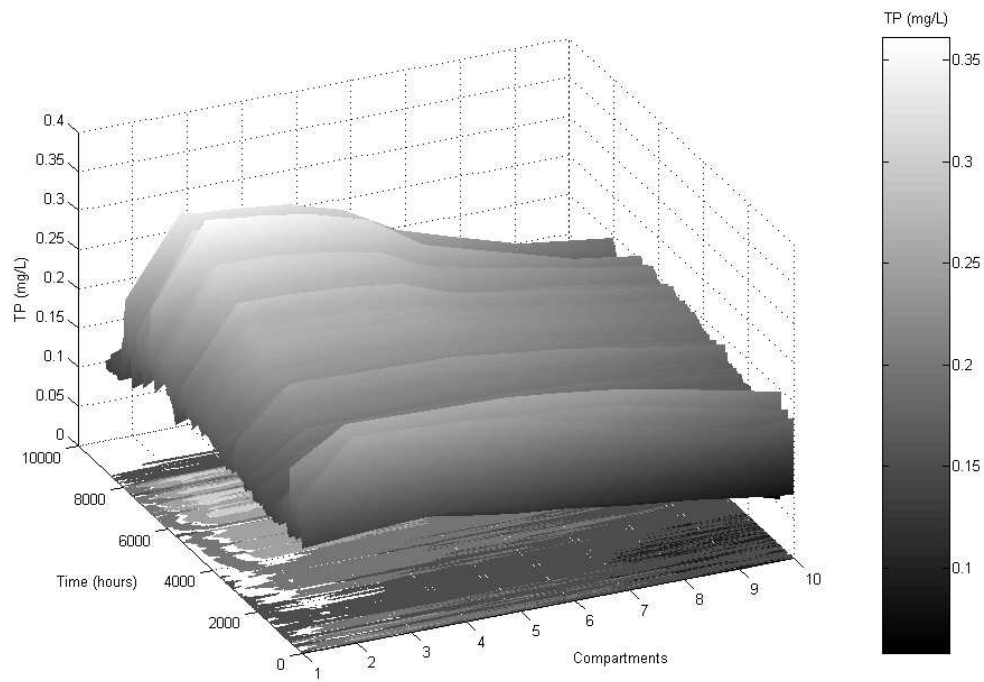


Figure 7. Three-dimensional variation of Total Phosphorus (2006).

A longitudinally view of the river is presented in the Figure 8. The river receives two polluted tributaries, the agricultural and urban centers pollutants and suffers a natural self-depuration in which the water quality parameters are longitudinally recovered.

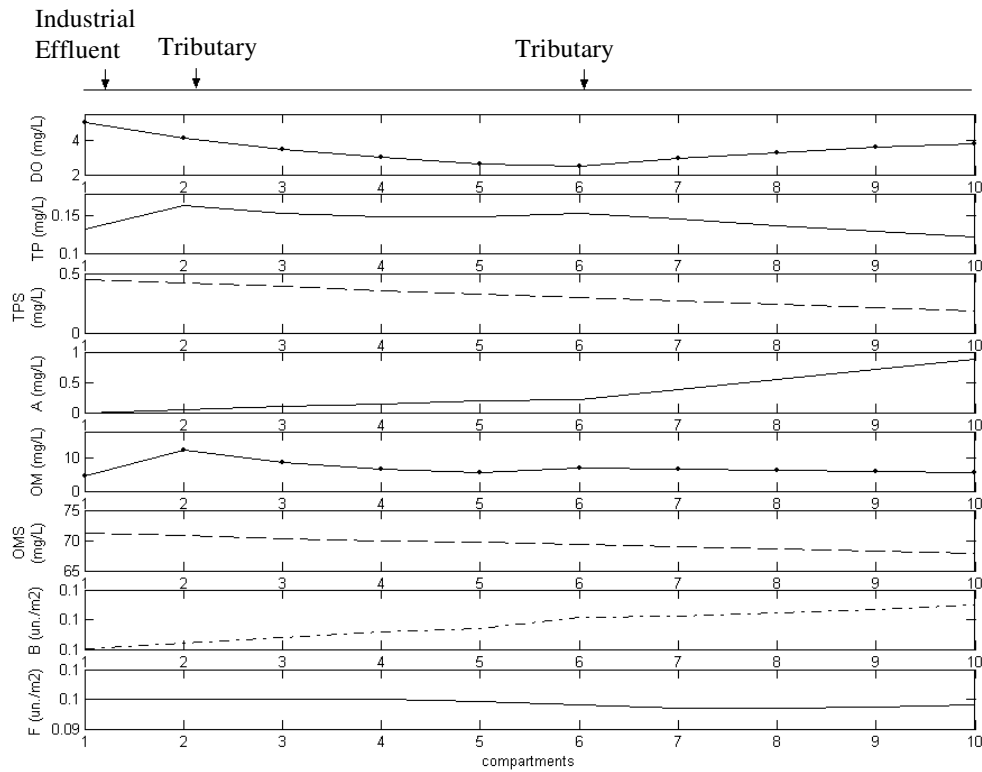


Figure 8. Longitudinal behavior of dissolved oxygen (DO), total phosphorus (TP), sedimentary total phosphorus (TPS), algae biomass (A), organic matter (OM), sedimentary organic matter (OMS), benthic organisms (B) and fishes (F).

Conclusions

A low dissolved oxygen and high total phosphorus concentrations shows that the process of local development strongly affects the water quality of the river stretch and the probable consequences are the ecosystem degradation and instability.

This stretch of Mogi-Guaçu river is in such stage of degradation that, mostly during summer time, pollution exceeds the Brazilian legislation standards set. In this case, conservation measures would no longer be sufficient, its needed a recovery action plan.

The lack of planning of experimental data monitoring by government institutions generate data uncompromised with the simulation users interests. Another problem to apply water

quality models is the unknown of the point sources of pollution. There are no current database of pollution from urban sewage nor from industrial effluents. Therefore model results can not represent very well the reality if the initial conditions are unknown.

To have an effective process of planning of multiple uses of water, it is fundamental to increase the monitoring points and this increase must come with the known of the pollution sources, in addition to the tributaries. This knowledge is essential since the water quality and the river ecosystem respond quickly to different sources of pollution.

One of the potential uses of models is to understand complex dynamics as the water quality of a river. Despite the difficulties it is expected that the model will be used in a considerable number of Brazilian rivers.

The next step is to evaluate the river impacts of different scenarios for economic and population growth, technical changes in agriculture, and impact of environmental and social policies for watershed management.

References

- BORSOI, M.F.B.; TORRES, S.D.A. A política de recursos hídricos no Brasil. Revista do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES). Rev. 806. 15p.
- RIVERA, E. C.; QUEIROZ, J. F.; FERRAZ, J. M.; ORTEGA, E. Systems models to evaluate eutrophication in the Broa Reservoir, São Carlos, Brazil. Ecological Modelling. In press. 2007.
- SCHNOOR, J. L. Environmental Modeling: fate and transport of pollutants in water, air, and soil. New York: J. Wiley. 1996.
- CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2004. Série Relatórios, Secretaria do Estado do Meio Ambiente. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 2005, p.307.

CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2005. Série Relatórios, Secretaria do Estado do Meio Ambiente. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 2006, p.488.

DOOGE, J.C.I., 1957. The rational method for estimating flood peaks. Engineering, 184, 311–313, 374–377.

MCMATH, R. E., 1887. Determination of the Size of Sewers. Transactions of the American Society of Civil Engineers 16:179-190.

KUICHLING, E., The Relation Between the Rainfall and the Discharge of Sewers in Populous Districts. Transactions of the American Society of Civil Engineers 20:1. 60. 1889.

LARENTIS, D. G. Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Grandes Bacias: Sistema Taquari–Antas–RS. Master's Thesis. UFGRS. Hydraulic Research Institute. 2004.

ODUM, H.T.; NILS, P. Simulation and evaluation with energy systems blocks. Ecological Modelling. v. 63 p. 155-173, 1996.

ODUM, H.T. Systems Ecology: an introduction. New York: Wiley Interscience, 1983. 644p.

SCARIOT, M. R. ; ROMITELLI, M. S.; ORTEGA, E.. Proposal of a System-Based Model to Simulate River Water Quality in São Paulo State – Brazil. Management of Environmental Quality. Vol. 18, N. 6, 2007 , pp. 614-625 (12).

SINCOCK, A.M., WHEATER, H.S., WHITEHEAD, P.G. Calibration and sensitivity of a river water quality model under unsteady flow conditions. Journal of Hydrology, v. 277, p. 214-229, 2003.

WHITEHEAD, P.G.; WILLIAMS R.J.; LEWIS, D.R. Quality Simulation Along River System (QUASAR): Model Theory and Development. The Science of the Total Environment, v.194/195, p.447-456, 1997.

Calculus Memory

A: **Algae Biomass**

1) Primary production – Data from Feresin (1994) points toward a primary production of $30 \text{ mgC m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Converting from mgC to mg de **Algae Biomass** (A), the equation to the **Algae Biomass** is : $\text{C}_{106}\text{H}_{263}\text{O}_{110}\text{N}_{16}\text{P}_1 = 3550\text{g}$ of **Algae Biomass** correspond to 1272g of carbon (C106). Transforming the unities and considering the depth of 1,8 m; the primary production value is about: $5,23 \cdot 10^{-2} \text{ mg A L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

2) Respiration represents about 10% of primary production, so the respiration value is $2,27 \cdot 10^{-3} \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

DO: **Dissolved Oxygen**

3) Coefficient related to the oxygen consumption by the organic mater in the water column was calculated by Bitar (2002) as: 0,126 day⁻¹, this value was obtained from experimental data in the Mogi-Guaçu river floodplain.

4) Coefficient related to the oxygen consumption by the sedimentary organic mater, was calculated by Bitar (2002) as: 0,132 day⁻¹. In accord to Zheng (2004) and Herzfeld (2001), the oxygen demand by the sediment is (1,2 - 2,5) g m⁻² day⁻¹, taking account that 2 g m⁻² day⁻¹, and considering a sediment thickness of 10⁻¹ m; the rate is: 8,3.10⁻³ mg L⁻¹ h⁻¹.

5) Data from Wetzel (2001) shows a total production rate of fish (multi-species) for a tropical zone of 1,8.10⁻² mg L⁻¹ h⁻¹.

6) Data from Zheng (2004) shows that a liquid consumption from sediment of dissolved oxygen is about 2,5 g m⁻² day⁻¹, assuming a sediment thickness of 10⁻¹ m, results a consumption of 1,0.10⁻² mg L⁻¹ h⁻¹. The difference between the gross consumption and the sedimentary organic matter consumption (8,3.10⁻³) gives the total oxygen consumption benthic organisms (1,7.10⁻³ mg L⁻¹ h⁻¹).

7) Concerning that dissolved oxygen (DO) produced by algae biomass is 1,6 mg (OD) for each gram of algae biomass, therefore the OD production is 8,37.10⁻² mg L⁻¹ h⁻¹.

8) The reaeration rate was calculated by the following equations:

TR = k_{rea}*(C_s - DO); where C_s is the saturation oxygen concentration in the water column. C_s is a temperature function calculated by:

C_s = 14,652 – 0,41022*T + 0,0079910*T² + 0,000077774*T³; where T (°C) is the water temperature.

The reaeration coefficient was calculated by the followings empiric relations (Chapra, 1997):

	O'Connor-Dobbins (1956)	Churchill, (1962)	Owens and Gibbs (1964)
Equation	$k_{rea} = \frac{5,32 * v^{0,67} * (\theta)^{(T-20)}}{D^{1,85}}$	$k_{rea} = \frac{5,32 * v^{0,67} * (\theta)^{(T-20)}}{D^{1,85}}$	$k_{rea} = \frac{5,32 * v^{0,67} * (\theta)^{(T-20)}}{D^{1,85}}$
Velocity	0,15 – 0,49	0,55 – 1,52	0,03 – 0,55
Depth	0,3 – 9,14	0,61 – 3,35	0,12 – 0,73

where v(m/s) is the mean velocity of the water flow rate, D(m) is the mean depth, T(°C) is the water temperature and TETA is the temperature correction coefficient.

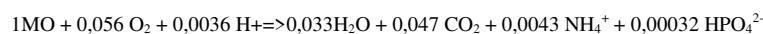
TP: Total phosphorus in water column

9) Total phosphorus sedimentation rate was calculated from the sedimentation velocity divided by the mean depth. According to Deas (2000) the phosphorus sedimentation velocity is the interval (0,002 – 0,2) m day⁻¹, assuming an equilibrium between sedimentation and resuspension.

10) According to Reichert P. (2000) the chemical formulation of the organic matter mineralization process can be known using the elements conservation principle for C, H, O, N, P. Resulting:

CaC/12 HaH OaO/16 NaN/14 PaP/31 +

The coefficients, to available dissolved organic substances fast degraded by heterotrophic organisms, are: αC=0.57, αH=0.08, αO=0.28, αN=0.06, αP=0.01. The stoichiometric relation results:



Thus, each 1gMO produce 3,2.10⁻⁴g of total phosphorus in the organic matter mineralization process. The mineralization rate is 2,6.10⁻³ mg OM L⁻¹ h⁻¹ and the phosphorus production rate is 8,3.10⁻⁷ mg TP L⁻¹ h⁻¹.

11) Stoichiometric proportion for the phosphorus used in the primary production is 0,01 mg of total phosphorus for each 1mg of algae biomass. Therefore, the rate uses of total phosphorus in the primary production is $5,23 \cdot 10^{-4} \text{ mg TP L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

TPs: Sedimentary Total Phosphorus

12) Equilibrium between sedimentation and resuspension was assumed according to Gayle and Odum (1975) item 9.

13) From process described in item 10, mineralization rate of sedimentary organic matter is $2,6 \cdot 10^{-3} \text{ mg OM L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ and total phosphorus production is $8,3 \cdot 10^{-7} \text{ mg TP L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

OM: Organic Matter

14) Assuming respiration 10% of primary production, therefore, the respiration rate is $5,23 \cdot 10^{-3} \text{ mg TP L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

15) Wetzel (2001) work points toward a rate value for sedimentary organic matter of $21,7 \text{ gC m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. From stoichiometric relations of organic matter mineralization, the organic carbon conservation is given by: $\text{orgC} = \alpha \text{C} \cdot \text{OM}$ where ($\alpha \text{C} = 0,57 \text{ g C}$), therefore, the organic matter sedimentation rate is $1,65 \cdot 10^{-3} \text{ mg OM L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

16) Organic matter mineralization was measured by Santino (2002). Coefficient value of aerobic mineralization of stable organic matter (fúlvic ácid (AF) + húmic ácid (AU)) is $8,2 \cdot 10^{-4} \text{ h}^{-1}$. Data from Wetzel (2001), shows that the mineralization rate of dissolved organic carbon (DOC) is $20,6 \text{ gC m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. From stoichiometric relations it is possible to find a organic matter mineralization rate of $2,6 \cdot 10^{-3} \text{ mg OM L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

OMs: Sedimentary Organic Matter

17) According to Wetzel (2001) the carbon consumption of benthic organisms is $100 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, converting to organic matter the value is $7,3 \cdot 10^{-4} \text{ mg OM L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

18) According to Wetzel (2001) the benthic organisms degradation rate is $16 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, converting to organic matter the value is $1,16 \cdot 10^{-4} \text{ mg OM L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

19) Santino (2002) calculate the coefficient of aerobic mineralization of unstable organic matter from empirical data, the value is $9,9 \cdot 10^{-4} \text{ h}^{-1}$. Data from Wetzel (2001) point toward a mineralization rate of particulate organic carbon of $8,6 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. Converting to organic matter the value is $1,7 \cdot 10^{-4} \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$. According to Wetzel (2001), the velocity of simples organic solutions uses is larger in the sediment than in the water column.

20) Described in (15).

B: Benthic Organisms

The benthic community of Mogi-Guaçu river is basically formed by *Annelida Cl. Oligochaeta* and *Fam. Chironomidae*. The values was estimated from Brigante (2003).

21) Estimated.

22) Data from Wetzel (2001) shows a benthic organisms production of $49 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ or $5,6 \cdot 10^{-4} \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

23) Described in (18).

F: Fishes

24) Estimated.

25) Estimated.

26) Chen (1976) propose a value of $0,01 \text{ day}^{-1}$.