

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

SIMULAÇÕES DA DINÂMICA DE FITOPLÂNCTON NO SISTEMA HIDROLÓGICO
DO TAIM (RS)

CARLOS RUBERTO FRAGOSO JÚNIOR

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: **Carlos Eduardo Morelli Tucci**

Co-orientador: **Walter Collischonn**

Banca Examinadora

Prof. PhD. Roberaldo Carvalho de Souza

Prof. PhD. David M. L. da Motta Marques

Prof. Dr. André Luiz Lopes da Silveira

DAE – CTEC – UFAL

IPH – UFRGS

IPH – UFRGS

AGRADECIMENTOS

Ficam aqui meus sinceros agradecimentos.

À Deus e Nossa Senhora, que são os maiores responsáveis pela realização deste trabalho.

Aos meus pais e o carinho de meus irmãos. Em especial, a minha mãe por todo o suporte e conselho em todas as horas.

Ao Prof. Walter Collishonn pela amizade, orientação, ensinamentos passados e, principalmente, pelo exemplo de dedicação à ciência. Sempre prestativo, agradeço toda a bagagem científica que me foi passada.

Ao Prof. David M. L. da Motta Marques pelos ensinamentos e orientação na área de Limnologia, fundamentais no decorrer desta pesquisa.

Ao Prof. Carlos Eduardo Morelli Tucci pela valorosa orientação durante o desenvolvimento deste trabalho.

Aos amigos da Cauduro, Christopher, Diogo, Fernando, Nilson, Marllus e Rodrigo, pelo companheirismo nos bons e maus momentos compartilhados durante este mestrado.

Aos amigos cultivados no Instituto de Pesquisas Hidráulicas e aqueles que conquistei ao longo de minha vida onde encontrei o refúgio, carinho e o apoio necessário.

Aos professores do CTEC/UFAL pelo exemplo de dedicação, profissionalismo e amizade, em especial ao professor Roberaldo Carvalho de Souza pelo incentivo ao trabalho na área de Recursos Hídricos e à formação científica e profissional que me foi passada durante o curso de Engenharia Civil.

Um último agradecimento especial vai à Regina por todo apoio, carinho e participação de muitos momentos de alegria. A quem dedico, mesmo depois da defesa desta dissertação, essa e futuras conquistas da minha vida.

RESUMO

A variação temporal e espacial da ecologia de lagos, estuários e reservatórios está relacionada com a variação na composição da população de fitoplâncton, já que esta comunidade é a base da cadeia alimentar marinha e lacustre. Esta pesquisa desenvolveu um modelo para estimativa da dinâmica de biomassa de fitoplâncton, considerando os mecanismos de transporte no meio aquático, crescimento e perdas de sua biomassa. O modelo possui três módulos: (a) hidrodinâmico, que trata dos fluxos quantitativos do meio, associado a um algoritmo de secagem/inundação; (b) de transporte, que trata dos mecanismos de transporte das substâncias no meio; e (c) biológico, que retrata os mecanismos biológicos relacionados ao fitoplâncton. O módulo hidrodinâmico foi resolvido por um esquema semi-implícito de diferenças finitas, com uma abordagem mista Euleriana-Lagrangiana para os termos advectivos. Para os módulos restantes foi utilizado um esquema mais simples, de diferenças centrais.

O modelo foi aplicado no sistema formado pela Lagoa Mangueira e Banhado do Taim localizado na parte sul costeira do estado do Rio Grande do Sul. Este sistema está inserido no Sistema Hidrológico do Taim como unidade de conservação federal, onde se desenvolve o projeto PELD (Pesquisas Ecológicas de Longa Duração).

A hidrodinâmica do sistema foi ajustada e verificada apresentando bons resultados. Testes de secagem e inundação mostraram que as tendências esperadas foram obtidas. O aprimoramento da solução numérica do modelo foi comprovado através de testes de preservação de volume e massa em sistemas conservativos. A análise de sensibilidade dos parâmetros do módulo biológico mostrou que os parâmetros para os quais o modelo é mais sensível a alterações são aqueles relacionados aos efeitos de temperatura nas algas e as perdas por respiração e consumo por zooplâncton. Os cenários de análise propostos proporcionaram uma maior compreensão do transporte do material particulado suspenso e do material escalar genérico, assim como a dinâmica e as florações de algas no sistema em condições físicas e meteorológicas reais.

ABSTRACT

The temporal and space variations of the ecology of lakes, estuaries and reservoirs are related with the variation in the composition of the phytoplankton population, in view of that this community is the base of the sea and lacustrine alimentary chain. This research developed a model for estimate of the dynamics of biomass of phytoplankton, considering the mechanisms of transport in the aquatic way, growth and losses of its biomass. The model own three modules: (a) hydrodynamic, that deals with the quantitative flows of the way, associated to a dry/wet algorithm; (b) transport, that deals with the transport mechanisms of substances in aquatic environment; and (c) biological, that portraies the related biological mechanisms to phytoplankton. The hydrodynamic module was solving by a differences finite semi-implicit scheme, with a mixing approach Eulerian-Lagrangian for the advective terms. For the remaining modules a simpler solves was used, central differences scheme. The model was applied in the system formed for the Mangueira Lagoon and Taim Wetland, located in the coastal south part of the state of the Rio Grande do Sul. This system is inserted in the Hydrologic System of the Taim as unit of federal conservation, where if it develops project PELD (Long Duration Ecological Research). The system hydrodynamics was adjusted and verified presenting good resulted. Drying and wetting tests had shown that the waited trends had been gotten. The improvement of the numerical solution of the model was proven through tests of preservation of volume and mass in conservatives systems. The analysis of sensitivity of the parameters of the biological module showed that the parameters for which the model is more sensible the alterations are those related to the temperature effect in the algae and the losses for breath and consumption for zooplankton. The considered scenes of analysis had provided a better understanding of the particulate suspended material transport and the generic scale material, as well as the dynamics algae bloom in the system in physical conditions and meteorological reals.

SUMÁRIO

RESUMO	iii
ABSTRACT	iv
LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE SÍMBOLOS	xiii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Justificativa.....	1
1.2 Objetivo	5
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
2.1 Processos relacionados com o fitoplâncton	7
2.1.1 Considerações gerais	7
2.1.2 Fatores abióticos e bióticos de produtividade	8
2.1.3 Aspectos relacionados à floração de algas	12
2.2 Modelagem dos processos hidrodinâmicos e ecológicos	17
2.2.1 Histórico	17
2.2.2 Modelos hidrodinâmicos e de qualidade	18
2.2.3 Modelagem do fitoplâncton.....	22
3. DESCRIÇÃO DO MODELO	24
3.1 Estrutura do modelo.....	24
3.2 Módulo hidrodinâmico	27
3.2.1 Escala de interesse.....	27
3.2.2 Equações governantes	29
3.2.3 Discretização numérica	31
3.2.4 Algoritmo de secagem e inundação.....	39
3.2.5 Aperfeiçoamento do esquema numérico	42
3.3 Módulo de transporte de escalares.....	45
3.3.1 Equação de transporte.....	45

3.3.2 Esquemas de advecção-difusão	46
3.4 Módulo biológico	49
3.4.1 Equação de transporte/crescimento/consumo.....	49
3.4.2 Cálculo da taxa efetiva de crescimento	50
3.5 Modelagem fitoplâncton/nutrientes	59
3.6 Condições iniciais e de contorno	61
4. CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA.....	64
4.1 O Sistema Hidrológico do Taim.....	64
4.2 Dados disponíveis.....	69
4.3 Comportamento climático e hidrológico	74
4.4 O Ecossistema.....	76
4.5 Conflitos de uso da água.....	78
5. APLICAÇÃO DO MODELO	80
5.1 Discretização espacial e temporal.....	80
5.2 Teste de secagem e inundação.....	82
5.3 Ajuste e verificação	85
5.4 Testes de preservação de volume e de massa.....	92
5.5 Análise de sensibilidade dos parâmetros biológicos	98
5.6 Cenários de análise	108
5.6.1 Transporte de material particulado suspenso	108
5.6.2 Simulação de Transporte	109
5.6.3 Simulações de Fitoplâncton.....	113
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	121
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	126

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Representação simplificada das interações envolvendo as variáveis de prognóstico (círculo duplo), as variáveis de diagnóstico (círculo simples), as variáveis modeladas indiretamente (círculo tracejado) e os processos (retângulos). Adaptado de Wei <i>et al.</i> (2004).....	10
Figura 2.2 – Taxa de crescimento devido à temperatura para vários grupos de algas e para a população algal como um todo (Chapra, 1997).....	11
Figura 2.3 – Proliferação das algas no Lago Mission em Saskatchewan/Canadá, impedindo a passagem de luz para o meio. Fonte: Leavitt (2005).	13
Figura 2.4 – Aviso público proibindo a pesca de moluscos no Golfo do México. Fonte: NOAA (2005).....	14
Figura 2.5 – Espumas depositada na costa oceânica devido à floração de algas. Fonte: ACD (2004).	15
Figura 2.6 – Mortalidade de peixes devido à sedimentação do fitoplâncton. Fonte: ACD (2004).	16
Figura 3.1 – Representação esquemática dos processos de cálculo utilizados no modelo... 26	
Figura 3.2 – Esquema representativo dos planos computacionais utilizados para a estimativa da dinâmica de biomassa fitoplactônica.....	27
Figura 3.3 – Esquema dos elementos integrantes das equações de movimento.....	30
Figura 3.4 – Malha utilizada na discretização espacial, assim como a posição de avaliação das variáveis no esquema de diferenças finitas adotado (Fulford, 2003).....	32
Figura 3.5 – Esquema Euleriano-Lagrangiano de convecção para calcular o valor das componentes da velocidade no intervalo de tempo k no ponto $(i - a, j - b)$ que leva uma partícula fluida até o ponto (i, j) no tempo $k+1$, viajando através de uma linha de corrente.....	36
Figura 3.6 – Esquema de montagem do algoritmo de secagem e inundação	41
Figura 3.7 – Variação do coeficiente de fricção para a faixa de valores de profundidade (H).	42
Figura 3.8 – Esquema para o cálculo da taxa efetiva de crescimento de fitoplâncton, e apresentação dos parâmetros e das variáveis envolvidas neste processo.	52

Figura 3.9 – Efeitos da luz no crescimento do fitoplâncton. (a) variação da incidência de luz durante o dia; (b) atenuação da luz com a profundidade; (c) dependência da taxa de crescimento com a intensidade da luz.	56
Figura 3.10 – Profundidades de referência. O nível de referência é a própria superfície de elevação da água, sendo assim, H_2 sempre é nulo e H_1 é a profundidade total.....	58
Figura 4.1 – Localização da Estação Ecológica do Taim, quando da sua criação.	65
Figura 4.2 – Localização dos três subsistemas que compõem o Sistema Hidrológico do Taim: Sistema Norte, Banhado do Taim e Lagoa Mangueira. (Fonte: Villanueva, 1997).....	66
Figura 4.3 – Uso do solo na ESEC Taim (Fonte: Villanueva, 1997).	67
Figura 4.4 – Delimitação do contorno da Lagoa Mangueira sobre composição colorida RGB da imagem de satélite (WGS 84, UTM-22S).	70
Figura 4.5 – Modelo Numérico de Terreno (MNT) do sistema Taim.....	71
Figura 4.6 – Localização das estações meteorológicas TAMAN (Ponto 1), TAMAC (Ponto 2) e TAMAS (Ponto 3) e suas respectivas distâncias d_1 , d_2 e d_3 para um ponto n dentro do sistema.	72
Figura 4.7 – Rosa dos ventos com distribuição de frequência dos ventos, agrupado em 3 classes conforme legenda (Paz, 2003).....	73
Figura 4.8 – Aspecto do canal de drenagem do Taim no local da comporta. (Fonte: PELD, 2005).....	75
Figura 5.1 – Apresentação da discretização espacial realizada no sistema. Em destaque, pode ser observada a grade computacional quadrada implementada (células de 100 x 100 m) na parte sul da Lagoa Mangueira.	82
Figura 5.2 – Configuração do campo de velocidade no sul da lagoa na primeira hora de simulação (a) e após três horas de simulação (b). Uma biruta, em cada quadro de simulação, indica a direção e a intensidade do vento. Durante a simulação foi gravado a elevação da superfície da água no ponto amarelo.	84
Figura 5.3 – Variação do nível d'água ao longo do período de simulação em um ponto na parte sul da Lagoa Mangueira. A linha tracejada indica o nível crítico para atuação do algoritmo de secagem e inundação, a linha espessa indica o fundo.	84

Figura 5.4 – Valores do coeficiente de redução da tensão de cisalhamento na superfície da água devido ao vento para o Sistema Hidrológico do Taim.....	87
Figura 5.5 – Valores do coeficiente de Chezy ao longo do Sistema Hidrológico do Taim.	88
Figura 5.6 – Ajuste de níveis em um ponto ao norte da Lagoa Mangueira (vermelho – observado, verde - $\theta = 1$, azul - $\theta = 0,55$).....	90
Figura 5.7 – Ajuste de níveis em um ponto ao sul da Lagoa Mangueira (vermelho – observado, verde - $\theta = 1$, azul - $\theta = 0,55$).....	90
Figura 5.8 – Verificação de níveis em um ponto ao norte da Lagoa Mangueira (vermelho – observado, azul – calculado para $\theta = 0,55$).	91
Figura 5.9 – Verificação de níveis em um ponto ao sul da Lagoa Mangueira (vermelho – observado, azul – calculado para $\theta = 0,55$).	91
Figura 5.10 – Perda média de lâmina d’água para $\theta = 1$ (vermelho) e para $\theta = 0,55$ (azul).	93
Figura 5.11 – Erro na conservação do volume para $\theta = 1$ (vermelho) e para $\theta = 0,55$ (azul).	94
Figura 5.12 – Resíduo na equação da continuidade para $\theta = 1$ (vermelho) e para $\theta = 0,55$ (azul).....	94
Figura 5.13 – Estágio inicial para a simulação de transporte. A região em vermelho indica uma concentração de 10 g/l para o poluente simulado e a região em azul a concentração é nula.	96
Figura 5.14 – Percentagem de perda de massa escalar utilizando um esquema de diferenças centrais com intervalos de tempos de 30 seg. (curva azul) e 60 seg. (curva vermelha) para uma simulação realizada no período compreendido entre 10/07/2002 e 05/08/2002.....	97
Figura 5.15 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) da taxa máxima de crescimento de algas (G_{max}).....	100
Figura 5.16 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) da intensidade de luz ótima para crescimento algal (I_s).	100

Figura 5.17 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) do coeficiente de atenuação da luz (k'_{el}).	101
Figura 5.18 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) do multiplicador do efeito da temperatura em algas (θ_T).	101
Figura 5.19 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) do multiplicador do efeito da respiração em algas (θ_R).	102
Figura 5.20 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) do coeficiente de respiração e excreção de algas (k_{ra}).	102
Figura 5.21 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) do coeficiente de mortalidade de algas por zooplâncton (k_{gz}).	103
Figura 5.22 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a temperatura para diferentes valores de profundidade.	104
Figura 5.23 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a radiação solar (I_a) na superfície d'água para diferentes valores de profundidade.	105
Figura 5.24 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com o fotoperíodo (f_p) para diferentes valores de profundidade.....	105
Figura 5.25 – Concentração mínima, média máxima diária de clorofila <i>a</i> para o período de análise de sensibilidade para cada parâmetro do módulo biológico. Cada parâmetro foi simulado para seu valor máximo e em seguida para o seu valor mínimo.	107
Figura 5.26 – Simulação da transferência de material particulado suspenso do Banhado do Taim para a Lagoa Mangueira (partículas – vermelho; água – azul), nos instantes: (a) 0 hora; (b) 80 horas; (c) 120 horas; (d) 130 horas; (e) 480 horas; (f) 600 horas. Em cada quadro é mostrada a direção e a intensidade do vento correspondente. Uma biruta, em cada quadro de simulação, indica a direção e a intensidade do vento.....	111
Figura 5.27 – Simulação do transporte de um poluente conservativo genérico no Sistema Hidrológico Taim, nos instantes: (a) 0 hora; (b) 100 horas; (c) 150 horas; (d) 252	

horas; (e) 450 horas; (f) 550 horas. A escala de cores indica que as células em vermelho, amarelo e azul têm concentrações de 10 g/m ³ , 5 g/m ³ e zero, respectivamente. Uma biruta, em cada quadro de simulação, indica a direção e a intensidade do vento.	112
Figura 5.28 – Temperatura da água em TAMAN (verão/2002 e outono/2003).....	114
Figura 5.29 – Radiação solar ao meio-dia em TAMAN (verão/2002 e outono/2003).....	114
Figura 5.30 – Campos de concentração de clorofila <i>a</i> em µg/m ³ , para o sistema sem vento e sem redução da radiação solar incidente no Banhado do Taim, nos instantes: (a) 0 hora; (b) 120 horas; (c) 240 horas; (d) 360 horas; (e) 480 horas; (f) 600 horas. A escala de cores indica que as células em vermelho, verde, amarelo e azul têm concentrações de 20 g/m ³ , 12,5 g/m ³ , 7,5 g/m ³ e zero, respectivamente.	118
Figura 5.31 – Campos de concentração de clorofila <i>a</i> em µg/m ³ , para o sistema com vento e com uma redução de 50% da radiação solar incidente no Banhado do Taim, nos instantes: (a) 0 hora; (b) 200 horas; (c) 400 horas; (d) 600 horas; (e) 800 horas; (f) 1000 horas. A escala de cores indica que as células em vermelho, verde, amarelo e azul têm concentrações de 40 g/m ³ , 25 g/m ³ , 12,5 g/m ³ e zero, respectivamente. Uma biruta, em cada quadro de simulação, indica a direção e a intensidade do vento.....	119
Figura 5.32 – Campos de concentração de clorofila <i>a</i> em µg/m ³ , para o sistema com vento e com uma redução de 80% da radiação solar incidente no Banhado do Taim, nos instantes: (a) 0 hora; (b) 400 horas; (c) 800 horas; (d) 1200 horas; (e) 1600 horas; (f) 2000 horas. A escala de cores indica que as células em vermelho, verde, amarelo e azul têm concentrações de 40 g/m ³ , 25 g/m ³ , 12,5 g/m ³ e zero, respectivamente. Uma biruta, em cada quadro de simulação, indica a direção e a intensidade do vento.....	120

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1 – Valores da literatura dos principais parâmetros utilizados no módulo hidrodinâmico.....	85
Tabela 5.2 – Descrição dos parâmetros do módulo biológico e suas faixas de valores encontradas na literatura.....	98

LISTA DE SÍMBOLOS

t – tempo;

u e v – componentes da velocidade nas direções x e y no plano horizontal, respectivamente;

η – elevação da superfície da água medida a partir de um nível de referência;

h – profundidade medida a partir de um nível de referência;

g – aceleração da gravidade;

f – parâmetro de Coriolis;

τ_x e τ_y – termos de tensão do vento nas direções x e y , respectivamente;

$\nabla = \partial/\partial x \cdot \vec{i} + \partial/\partial y \cdot \vec{j}$ – operador vetorial no plano x - y ;

A_h – coeficiente de viscosidade turbulenta horizontal;

γ – coeficiente de fricção junto ao fundo;

$H = h + \eta$ – profundidade total;

C_z – coeficiente de atrito de Chezy;

C_D – coeficiente de arraste do vento;

W_x e W_y – componentes do vetor velocidade do vento nas direções x e y , respectivamente;

$\|W\|$ – norma do vetor velocidade do vento;

Δt – intervalo de tempo;

Δx e Δy – comprimento da célula nas direções x e y , respectivamente;

γ_n – coeficiente de fricção na face média n ;

H_n – profundidade total em uma das faces médias n ;

c – coeficiente de curvatura da função exponencial;

θ – ponderador temporal;

C – concentração escalar média na vertical;

K_h – difusividade escalar horizontal;

B – concentração de biomassa de fitoplâncton média (na vertical);

μ_{eff} – taxa efetiva de crescimento/consumo de fitoplâncton média;

μ_T – taxa de crescimento devido à temperatura;

G_{max} – taxa de crescimento de algas a 20°C;

T – temperatura;

θ_T – multiplicador dos efeitos da temperatura nas algas;

N – concentração do nutriente limitante;

k_{sN} – constante de meia saturação;

p e n – concentrações, respectivamente, de fósforo e nitrogênio;

I – intensidade da luz;

I_s – intensidade ótima de luz;

I_m – máxima intensidade de luz diária;

I_0 – valor da radiação solar na superfície durante o período diário;

k_e' – coeficiente de extinção da luz biótico;

p – concentração de fósforo;

n – concentração de nitrogênio;

a – concentração de clorofila *a*;

k_{ew} – coeficiente de atenuação devido à partículas livres na água e à cor;

N – sólidos suspensos não voláteis;

D – detritos;

f_p – fotoperíodo;

μ_p – taxa de perdas devido a respiração, excreção e predação por zooplâncton;

k_{ra} – taxa de perda por respiração alga;

θ_p é o multiplicador dos efeitos da temperatura na respiração das algas;

a_{na} – razão de nitrogênio por clorofila *a* na biomassa de fitoplâncton;

a_{pa} – razão de fósforo por clorofila *a* na biomassa de fitoplâncton;

k_{phos} – coeficiente de sedimentação do fósforo;

Δx_c – tamanho crítico do volume de controle;

E_p – coeficiente de dispersão físico real;

E – coeficiente de dispersão do material;

V – volume do elemento de controle;

Q – vazão que passa através do volume de controle;

t_R – tempo de residência do poluente.

Capítulo 1

1. INTRODUÇÃO

1.1 JUSTIFICATIVA

A importância de lagos e estuários para a humanidade é verificada, historicamente, a partir da constatação da preferência de áreas próximas a estes ambientes para o povoamento e desenvolvimento de cidades. Dois terços das grandes cidades do mundo estão localizadas na vizinhança imediata destes ambientes (e.g. Xangai, Londres, Nova Iorque, Porto Alegre, Maceió, Rio de Janeiro, etc.) (Souza e Kjerve, 1997).

Ao mesmo tempo em que a diversidade física e a produtividade biológica são características destes sistemas, também é reconhecida a sua fragilidade frente às agressões antrópicas típicas de grandes centros urbanos (despejos de efluentes, captação de água para abastecimento, irrigação, pesca, etc) (Fragoso Jr. *et al.*, 2003; Chapra, 1997; Los, 1991). Estas explorações podem afetar fortemente a comunidade biológica, a diversidade da fauna muitas vezes ameaçada de extinção, bem como alterar padrões de qualidade da água, chegando a prejudicar ou inviabilizar os usos desta mesma água para abastecimento, recreação e irrigação. Nesse sentido, é necessário um esforço de otimização entre as aptidões do meio ambiente e a exploração humana através de uma gestão racional (Coutinho, 1986), onde toda a interferência externa, assim como o comportamento hidrodinâmico, químico e biológicos dentro do sistema sejam cuidadosamente estudados, simulados, observados e monitorados com continuidade para evitar o desequilíbrio ambiental nesses corpos d'água.

Esses ecossistemas são habitados, em uma grande proporção, por microorganismos chamados fitoplâncton (algas). Como nas árvores e outras plantas, o fitoplâncton utiliza energia solar e dióxido de carbono para produzir biomassa, em um processo conhecido como fotossíntese. Flutuações na composição de espécies de fitoplâncton podem afetar os níveis tróficos (nutrientes), uma vez que esta comunidade aquática é base do ciclo alimentar marinho e lacustre (Lucas, 1997). Esta comunidade também pode servir como uma fonte de transformação bioquímica das águas superficiais e dos sedimentos, devido à sua dependência de nutrientes inorgânicos, e o seu consumo de dióxido de carbono e liberação de oxigênio durante a fotossíntese relacionada à atividade algal (Wetzel, 1993). O equilíbrio químico destes dois compostos é fundamental, uma vez que o oxigênio é a fonte de sobrevivência de outros organismos aquáticos, tais como os peixes, e o dióxido de carbono pode afetar os níveis de pH (Chapra, 1997). Além disso, o intenso crescimento de algas pode afetar os padrões de qualidade da água para consumo (por exemplo, no sabor e no cheiro). Se essa proliferação exagerada de algas for de um determinado grupo de fitoplâncton (e.g. cianobactérias) em mananciais de abastecimento, o consumo desta água pode ser até inviabilizada, uma vez que este tipo de microorganismo libera toxinas para o meio líquido (Azevedo e Brandão, 2003). Outro aspecto importante é que florações de fitoplâncton podem dificultar ou inviabilizar a navegação de canais e obstruir tomadas d'água para abastecimento, bem como interditar a recreação nestes locais. Portanto, fica claro que muitas mudanças ecológicas nos ecossistemas aquáticos estão relacionadas com mudanças na população de fitoplâncton.

Outro aspecto relevante, relacionado ao crescimento algal, é o fenômeno da eutrofização de rios, lagos rasos e reservatórios. A eutrofização é o processo através do qual as águas de um rio, lago ou reservatório se enriquecem de nutrientes minerais e orgânicos,

provocando excesso de vida vegetal, e desse modo, por falta de oxigênio, dificultando a vida animal. Este fenômeno está, freqüentemente, associado com a abundância de biomassa fitoplactônica, resultando em um aumento da turbidez da água e um rápido declínio de macrófitas aquáticas submergentes (Hootsmans, 1994) (van Vierssen *et al.*, 1994) (Vymazal, 1994). A eutrofização pode acarretar vários problemas no meio aquático, tais como (ACD, 2004): (a) alteração da comunidade aquática; (b) propiciar condições anaeróbias no fundo do corpo d'água e no corpo d'água como um todo; (c) liberação de toxinas para o meio aquático; (d) deposição de espuma (não tóxica) nas margens; (e) mortandades de peixes; (f) elevação nos custos de tratamento da água para abastecimento; (g) desaparecimento gradual do lago como um todo; etc. Por estas e todas outras razões já comentadas, os motivos para estudar a dinâmica do fitoplâncton em lagos, reservatórios e estuários costeiros são os mais diversos, podendo integrar a combinação de trabalhos de campo, de laboratório, e computacionais.

A ecologia do fitoplâncton tem evoluído na compreensão dos processos das algas com relação à luz, à temperatura e aos nutrientes, à competição, à impulsão (movimento vertical), à produtividade e aos efeitos da herbivoria e do parasitismo sobre o fitoplâncton (Wetzel, 1993). Entretanto, existem grandes lacunas em nossos conhecimentos sobre os complexos mecanismos desta comunidade, principalmente com respeito ao seu comportamento dinâmico, distribuição e crescimento/consumo dentro do sistema. Na tentativa de preencher parte desta carência, alguns modelos hidrodinâmicos de transporte de sedimentos e poluentes incorporaram em sua estrutura uma representação dos processos biológicos do fitoplâncton com a finalidade de retratar os processos de transporte, crescimento e consumo algal através da modelagem matemática e computacional destes sistemas, como nos trabalhos de Schladow e Hamilton (1996) e Lucas (1997). Este tipo de

modelo começou a ser desenvolvido no começo da década de 70, juntamente com o aumento do problema da eutrofização em lagos, estuários, reservatórios e no oceano. Nos dias atuais, o avanço tecnológico e computacional permitiu explorar de forma mais detalhada os processos relacionados à biomassa fitoplanctônica, levando em consideração: (a) os efeitos do transporte; (b) a taxa de crescimento em função da temperatura, irradiação e nutrientes; (c) as perdas através da respiração, excreção e consumo por predadores; e (d) as interações entre o fitoplâncton, nutrientes e outros organismos aquáticos.

Portanto, esta pesquisa desenvolveu um modelo hidrodinâmico bidimensional de qualidade da água para lagos, estuários e reservatórios para representar a dinâmica da biomassa de fitoplâncton e a sua interação com os nutrientes (fósforo e nitrogênio) através da formulação dos processos relacionados ao transporte, crescimento e consumo de sua biomassa (Chapra, 1997). Desta forma, foi possível identificar regiões em potencial de eutrofização, além de estimar o instante em que essa floração ocorre e, ao ocorrer, identificar regiões para onde estão sendo transportadas as altas concentrações de algas pelo efeito hidrodinâmico.

Este trabalho está inserido no Programa de Pesquisas de Longa Duração do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (PELD/CNPq), *Sistema Hidrológico do Taim (SHT) – Sítio 7*, cujo objetivo é promover a manutenção, organização e funcionamento dos ecossistemas brasileiros, gerando informação e subsídios para avaliação da sua diversidade física e biológica. O projeto do SHT tem como objetivo: (a) definir, quantificar e modelar os aspectos físicos da água (hidroperíodo, hidrologia, hidrodinâmica) no Banhado do Taim, a interrelação com processos biológicos; (b) desenvolver base de conhecimento científico para definição de ações de gestão do sistema em questão; (c) elaborar um programa de educação ambiental com base na realidade da

população local; além de (d) formar recursos humanos especializados. Este modelo certamente trará uma significativa contribuição neste programa como uma ferramenta de gerenciamento na previsão de níveis, disponibilidade de nutrientes e florações de algas no Sistema Hidrológico do Taim.

1.2 OBJETIVO

Com base em formulações matemáticas conhecidas (Lucas, 1997; Chapra, 1997), esta pesquisa tem como objetivo geral desenvolver um modelo para estimativa da dinâmica de biomassa de fitoplâncton, que descreve os mecanismos relacionados ao transporte, crescimento e perdas de sua biomassa, bem como sua interação com os nutrientes. Esta técnica foi acoplada em um modelo hidrodinâmico de transporte de escalares aplicado a corpos de águas rasos. O desempenho do modelo foi avaliado através da simulação de alguns cenários no sistema formado pela Lagoa Mangueira e Banhado do Taim (RS), no intuito de avaliar, quantitativamente, o comportamento da biomassa do fitoplâncton através da modelagem de um indicador da presença de algas no meio (Clorofila *a*).

Esta pesquisa tem como objetivos específicos:

- Avaliação preliminar dos erros numéricos produzidos pelo algoritmo original desenvolvido por Collischonn e Motta Marques (2001), que estima a hidrodinâmica e o transporte de poluentes, sedimentos e nutrientes;
- Aprimorar a solução numérica do modelo hidrodinâmico e de transporte no intuito de minimizar os erros numéricos produzidos pelo esquema semi-implícito de diferenças finitas original;

- Introduzir no modelo hidrodinâmico um algoritmo que represente o fenômeno de regiões sujeitas à secagem e inundação;
- Calibração e verificação do modelo hidrodinâmico através da comparação dos resultados de níveis fornecidos pelo modelo e os valores registrados em campo, com a finalidade de testar a eficiência e a precisão da estimativa de níveis;
- Análise de sensibilidade dos parâmetros relativos ao módulo biológico que estima o crescimento, consumo e transporte de biomassa fitoplactônica ao longo do sistema.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 PROCESSOS RELACIONADOS COM O FITOPLÂNCION

2.1.1 Considerações gerais

Popularmente conhecido como algas, o fitoplâncton é definido como sendo o conjunto de organismos que realizam fotossíntese e não dispõem de movimentos próprios capazes de se opor aos movimentos da água (Esteves, 1998). Vários são os grupos de algas encontradas em águas doces e salgadas, sendo uma maior diversidade apresentada no ambiente lacustre do que no marinho (Huppert *et al.*, 2004). Através da fotossíntese, o fitoplâncton fabrica o oxigênio que é necessário para a sobrevivência de várias comunidades do meio aquático (Reynolds, 1984).

Existem variações da composição específica e da densidade das comunidades fitoplanctônicas ao longo do ano. Wetzel (1993) afirma que estas variações são mais evidentes em lagos de regiões temperadas do que em lagos de regiões tropicais. Vários estudos mencionam as variações quantitativas e qualitativas das espécies de fitoplâncton em função das estações do ano (Domitrovic *et al.*, 1998) ou em função da hidrodinâmica (Becker, 2002).

Tanto ao longo da coluna d'água como ao longo da superfície o fitoplâncton apresenta grande distribuição. Esteves (1998) e Becker (2002) indicam alguns fatores que podem influenciar a distribuição vertical e horizontal do fitoplâncton, podendo destacar: (a)

densidade específica dos organismos; (b) herbivoria; (c) seiches internas (ondas paradas); (d) fluxo da água; (e) radiação solar; (f) bentos; (g) temperatura da água; (g) ondas; (i) turbidez.

2.1.2 Fatores abióticos e bióticos de produtividade

A produtividade do fitoplâncton (taxa de crescimento da biomassa) é um processo complexo que envolve fatores bióticos (e.g. taxa de reprodução dos organismos fitoplanctônicos e a herbivoria), abióticos (e.g. radiação solar, a temperatura e os nutrientes) e interações físico-biológicas (e.g. oscilação do nível de onda e a estratificação vertical de densidade da água) (Lucas e Cloern, 2002). Dentre esses fatores, pode-se destacar a herbivoria (principalmente por zooplâncton e bentos) como principal fonte de mortalidade. A radiação solar (fonte de energia) e a temperatura (fator inibidor ou estimulante) do meio são os principais fatores para crescimento.

O fitoplâncton utiliza a radiação solar como fonte de energia e depende dela para promover seu crescimento celular. Por isso, a produtividade do fitoplâncton depende fortemente da variação temporal e espacial da disponibilidade luminosa (Lucas, 1997) (Lucas, 1999b). A radiação disponível para fotossíntese decresce exponencialmente com a coluna d'água, de acordo com um coeficiente de atenuação ou absorção ao longo da coluna d'água (Lucas e Cloern, 2002). Este coeficiente de atenuação é correlacionado linearmente à concentração de material particulado suspenso. Ou seja, quanto maior for a turbidez maior será a atenuação da luz na coluna d'água. Lucas (1997) comenta que a turbidez é maior nas áreas mais próximas às margens do corpo hídrico, devido a resuspensão de materiais do fundo através das ondas geradas pelo vento.

A radiação solar influencia a produtividade fitoplanctônica agindo diretamente sobre a taxa de fotossíntese. Segundo Esteves (1998), a absorção exponencial da radiação com a profundidade do lago possibilita a formação de três regiões distintas: (a) de excesso de radiação ou com inibição fotossintética, (b) de saturação de radiação e (c) de limitação por escassez de radiação.

A região com excesso de radiação é relativa a parte da coluna d'água que recebe de 30 a 100% da radiação solar incidente sobre a superfície do lago. Nesta região a taxa de crescimento populacional de fitoplâncton é inversamente proporcional à intensidade de radiação. Logo após da região de inibição, situa-se a região de saturação, na qual são encontradas as melhores condições para a realização de fotossíntese. A região mais inferior, onde a produtividade é limitada pela escassez de luz, é considerada aquela onde a radiação é menor que 15% da incidente da superfície (Tilzer *apud* Esteves, 1998).

Para se desenvolver, o fitoplâncton precisa, além da radiação solar, de nutrientes. Estes seres vivos consomem diferentes elementos químicos, porém o nitrogênio e o fósforo são os principais compostos. O nitrogênio e o fósforo são similares aos adubos que as plantas necessitam na terra. No fitoplâncton, estes elementos químicos servem para fabricar proteínas, ácidos nucléicos e outras células que servem para a sobrevivência e sua reprodução. Os nutrientes (nitrogênio e fósforo) são consumidos diretamente pelo fitoplâncton e liberados durante o processo de respiração (Wei *et al.*, 2004) (Figura 2.1).

Outro aspecto fundamental que influencia na taxa de crescimento do fitoplâncton é a temperatura. Ela atua como um agente ativador das moléculas que realizam fotossíntese. Por sua vez, cada grupo de fitoplâncton responde ao seu modo quando disposto a uma determinada temperatura. Por exemplo, a Figura 2.2 indica que o valor ótimo de temperatura para o desenvolvimento das Diatomáceas está próximo de 30^o, para as algas

verdes este valor sobe um pouco (Chapra, 1997). Porém, a curva para a população mista da taxa de crescimento do fitoplâncton com a temperatura tem um comportamento diferenciado do tipo exponencial.

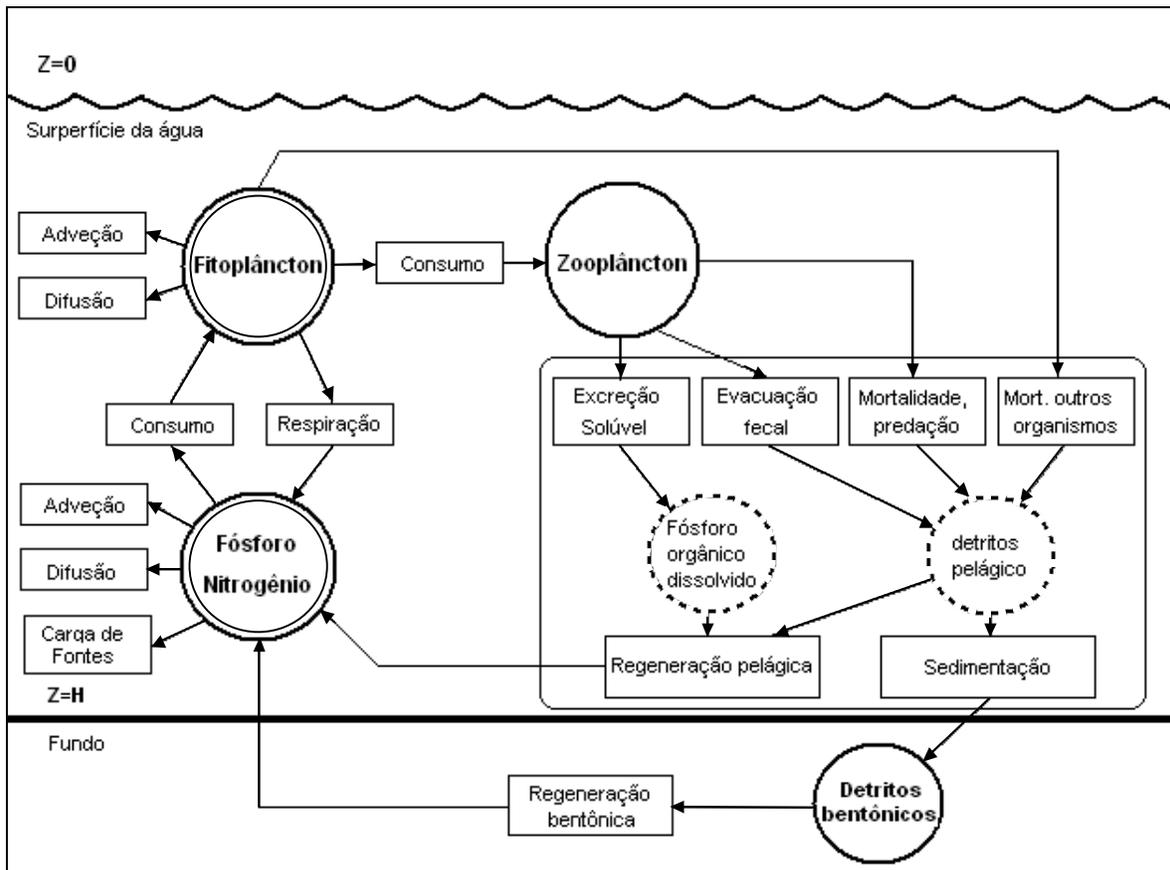


Figura 2.1 – Representação simplificada das interações envolvendo as variáveis de prognóstico (círculo duplo), as variáveis de diagnóstico (círculo simples), as variáveis modeladas indiretamente (círculo tracejado) e os processos (retângulos). Adaptado de Wei *et al.* (2004).

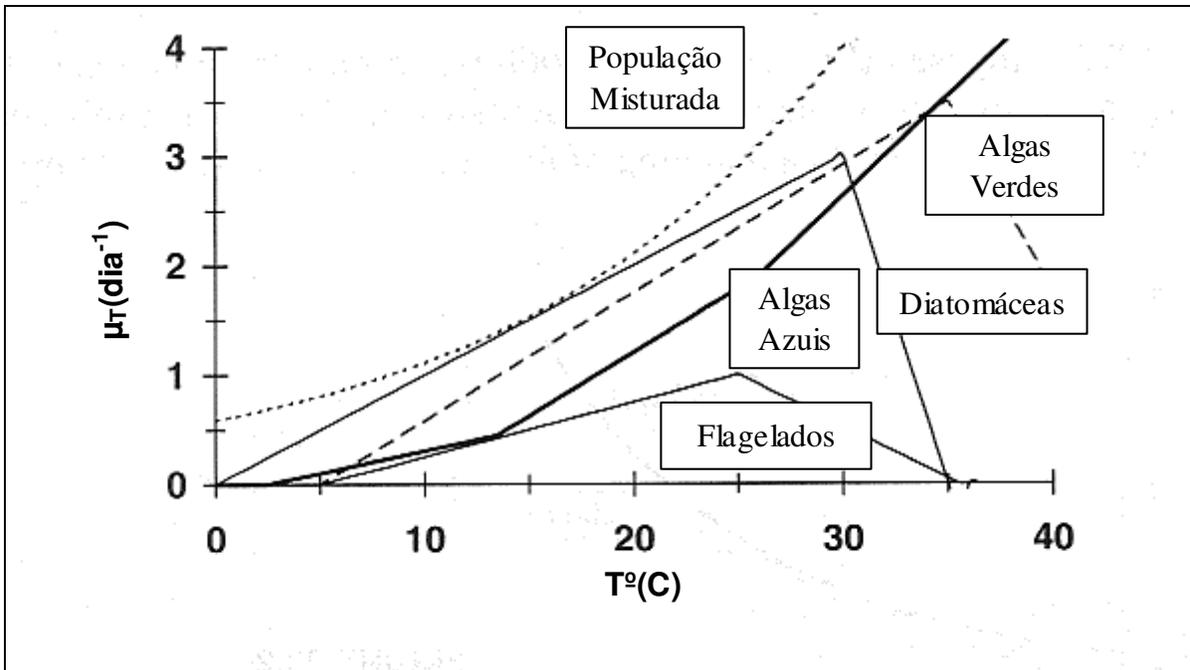


Figura 2.2 – Taxa de crescimento devido à temperatura (μ_T) para vários grupos de algas e para a população algal como um todo (Chapra, 1997).

Os principais fatores que influenciam na taxa de perdas de biomassa do fitoplâncton são: o consumo por bentos e zooplâncton, respiração e excreção. Na coluna d'água, o fitoplâncton que é consumido pelo zooplâncton e por outros organismos é transformado em excreção e material morto. A excreção do zooplâncton é dividida em excreção solúvel, evacuação fecal e material morto. Uma parte da matéria morta (detritos pelágicos) sedimenta no fundo e outra parte é regenerada na forma de nitrogênio e fósforo novamente. A parcela que sedimenta, também sofre regeneração auxiliando a reciclagem de nutrientes, sedimentos, e a resuspensão do material particulado sendo disponibilizado para o consumo do fitoplâncton (Figura 2.1). Lucas (1997) comenta que as comunidades zooplantônica e bentônica são os principais elementos de mortalidade para o fitoplâncton, tendo maior influência o consumo pelo bentos nas regiões mais rasas (i.e. para as colunas de águas

rasas, a acessibilidade do bentos sobre a população de fitoplâncton na coluna d'água é maior) e nas regiões mais profundas o consumo pelo zooplâncton.

2.1.3 Aspectos relacionados à floração de algas

Muitas espécies crescem em altas densidades quando dispostas em condições favoráveis. Este fenômeno é denominado de floração de algas, que geralmente ocorre em dias quentes e calmos e principalmente em lagos eutróficos (rico em nutrientes) ou eutrofizados artificialmente (Esteves, 1998). Conforme detalhado em Lucas (1999a;b), a formação e a distribuição espacial de floração de fitoplâncton em estuários são controlados por: (a) mecanismos locais (altura da coluna d'água, disponibilidade de luz, temperatura, concentrações de nutrientes, predação por zooplâncton e bentos), os quais determinam o equilíbrio entre produção e perda para uma coluna de água em uma posição espacial particular (i.e. controlam a possibilidade de que uma floração ocorra), e (b) mecanismos relacionados ao transporte, os quais governam a distribuição da biomassa (i.e. controlam onde uma floração de algas ocorre e se é possível acontecer).

A proliferação exagerada do fitoplâncton, associada ao excesso de luz, nutrientes e profundidade, está diretamente relacionada ao problema da eutrofização em lagos, estuários, reservatórios e oceano. Os principais problemas relacionados à eutrofização são (ACD, 2004):

- Redução da diversidade biológica e do desenvolvimento de plantas aquáticas profundas, uma vez que o desenvolvimento intensivo de algas se espalha por toda a superfície da água, impedindo a penetração da luz nas camadas inferiores. A Figura

2.3 mostra um exemplo da proliferação de algas no Lago Mission em Saskatchewan/Canadá, impedindo a passagem de luz para o meio;



Figura 2.3 – Proliferação das algas no Lago Mission em Saskatchewan/Canadá, impedindo a passagem de luz para o meio. Fonte: Leavitt (2005).

- Condições anaeróbias no fundo do corpo d'água e no corpo d'água como um todo. O aumento da produtividade do corpo d'água causa uma elevação da concentração de bactérias heterotróficas, que se alimentam da matéria orgânica das algas e de outros microrganismos mortos, consumindo oxigênio dissolvido do meio líquido. No fundo do corpo d'água predominam condições anaeróbias, devido à sedimentação da matéria orgânica, e à reduzida penetração do oxigênio a estas profundidades, bem como à ausência de fotossíntese (ausência de luz);
- Liberação de toxinas para o meio aquático. Algumas espécies de fitoplâncton do grupo das cianobactérias produzem toxinas. Estas toxinas podem causar a morte de outras espécies aquáticas. Os moluscos e os crustáceos acumulam toxinas quando

consomem o fitoplâncton e estas toxinas podem, então, passar para os humanos quando os consomem. Isto causa, geralmente, apenas pequenos desarranjos gástricos, mas em alguns casos raros, estas toxinas podem provocar problemas respiratórios que, às vezes, são mortais. A Figura 2.4 mostra um aviso público no Golfo do México, proibindo pesca de moluscos e crustáceos que se encontram contaminados por toxina algal;



Figura 2.4 – Aviso público proibindo a pesca de moluscos no Golfo do México. Fonte: NOAA (2005).

- Deposição de espuma na costa marítima. As grandes florações de fitoplâncton podem causar uma espécie de espuma nas praias. Estas espumas não são tóxicas, porém aborrecem as pessoas que tinham intenção de se banhar. Os efeitos sobre o turismo são nefastos quando as praias são afetadas por este problema (Figura 2.5);

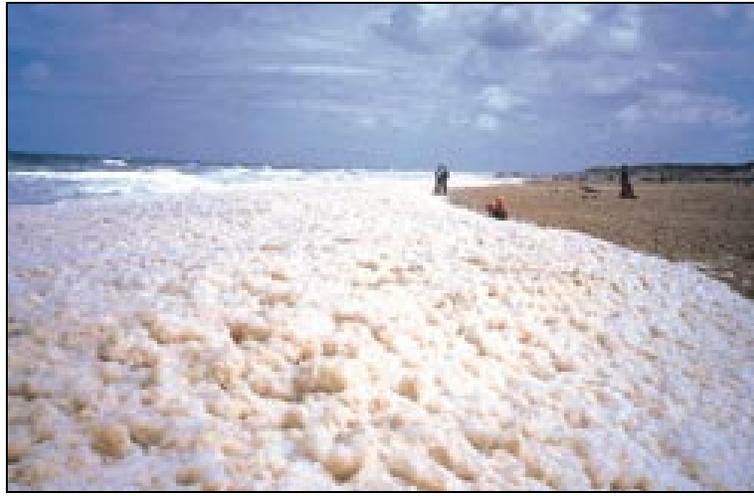


Figura 2.5 – Espumas depositada na costa oceânica devido à floração de algas. Fonte: ACD (2004).

- Eventuais mortandades de peixes (Figura 2.6). A mortandade de peixes pode ocorrer em função de: (a) condições anaeróbias (já comentada acima), (b) toxicidade por amônia. Em condições de pH elevado (frequentes durante os períodos de elevada fotossíntese), a amônia apresenta-se em grande parte na forma livre (NH_3), tóxica aos peixes, ao invés da forma ionizada (NH_4^+), não tóxica;
- Maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água. A presença excessiva de algas afeta substancialmente o tratamento da água captada no lago ou represa, devido à necessidade de: (a) remoção da própria alga, (b) remoção de cor,

- (c) remoção de sabor e odor, (d) maior consumo de produtos químicos e (e) lavagens mais freqüentes dos filtros;
- Problemas com o abastecimento de águas industrial. Elevação dos custos para o abastecimento de água industrial devido a razões similares às anteriores, e também aos depósitos de algas nas águas de resfriamento;



Figura 2.6 – Mortalidade de peixes devido à sedimentação do fitoplâncton. Fonte: ACD (2004).

- Redução na navegação e capacidade de transporte. O crescimento excessivo de algas associadas com macrófitas enraizadas interfere com a navegação, aeração e capacidade de transporte do corpo d'água;
- Desaparecimento gradual do lago como um todo. Em decorrência da eutrofização e do assoreamento, aumenta a acumulação de matérias e de vegetação, e o lago se torna cada vez mais raso, até vir a desaparecer. Esta tendência de desaparecimento de lagos (conversão a brejos ou áreas pantanosas) é irreversível, porém usualmente

extremamente lenta. Com a interferência do homem, o processo pode se acelerar abruptamente. Caso não haja um controle na fonte e/ou dragagem do material sedimentado, o corpo d'água pode desaparecer relativamente rápido.

2.2 MODELAGEM DOS PROCESSOS HIDRODINÂMICOS E ECOLÓGICOS

2.2.1 Histórico

Simular os processos bioquímicos e biológicos relacionados ao crescimento algal e a sua interação com os nutrientes requer, fundamentalmente, o conhecimento prévio da hidrodinâmica do sistema e da distribuição dos nutrientes. A circulação da água influencia diretamente a distribuição espacial dos nutrientes e poluentes, bem como a dinâmica dos parâmetros de qualidade da água, como OD, DBO, pH, coliformes fecais e do fitoplâncton (Reynolds, 1994). A distribuição espacial e temporal dos nutrientes indica a possibilidade da ocorrência de uma floração, uma vez que a sua disponibilidade no meio, principalmente de fósforo e nitrogênio, serve como fonte de alimento para a produção primária das algas. Nesse sentido, é prática comum a utilização da modelagem para melhor quantificar estes processos.

Os primeiros modelos hidrodinâmicos e de qualidade da água surgiram através dos problemas de alocação da carga de esgoto gerada nos centros urbanos. O trabalho gênese neste campo foi o modelo desenvolvido por Streeter e Phelps (1925) aplicado, no Rio Ohio/EUA. Este e outros trabalhos subsequentes avaliaram níveis de oxigênio dissolvido e da demanda bioquímica de oxigênio em rios e estuários (e.g., Velz, 1947; O'Connor, 1962). Com o avanço computacional, a partir da década de 60, foi ampliado o alcance de emprego

dos modelos hidrodinâmicos e de qualidade. O oxigênio ainda era o foco, porém existiu um avanço na análise de sistemas com geometrias complicadas, reações cinéticas e simulações variáveis no tempo (Thomann, 1963). Estes modelos foram aplicados em sistemas bidimensionais, tais como, estuários e baías. Já na década de 70, com o aumento da problemática da eutrofização, foram desenvolvidos os primeiros modelos biológicos. Alguns destes modelos baseavam-se apenas no balanço de massa (Vollenweider, 1968; OECD, 1982), outros, ainda mais complexos, consideram a interação da cadeia alimentar com os nutrientes (Chen, 1970; Chen e Orlob, 1975). Atualmente, a eutrofização em lagos, estuários e reservatórios, ainda é um grande problema, entretanto a atenção também se voltou à modelação de substâncias tóxicas (e.g. pesticidas, produtos de limpeza, combustíveis, etc.) nestes ecossistemas (Chapra, 1997).

2.2.2 Modelos hidrodinâmicos e de qualidade

Existe uma miríade de modelos hidrodinâmicos e de qualidade da água, desenvolvidos e disponíveis em todo o mundo, cada um com sua particularidade. Estes modelos podem ser classificados, basicamente, quanto: (a) à sua dimensão espacial (uni, bi, e tridimensionais); (b) ao seu esquema numérico de discretização (diferenças finitas, elementos finitos, etc.); e (c) aos tipos de grades utilizadas (regular, curvilínea, ou não estruturada).

Os modelos unidimensionais são a mais simples opção para representar o escoamento e o transporte dos parâmetros de qualidade da água em rios e canais (Rosauero, 1979). Eles retratam os processos de maneira mais simplificada e de forma rápida, entretanto são incapazes de descrever, verdadeiramente, os processos em duas dimensões,

tais como, a sinuosidade de um canal, a circulação dentro de corpos d'água largos, ou estratificação (Moffatt & Nichol Engineers, 2003). Dentre os modelos unidimensionais disponíveis, destaca-se a série de modelos HEC (HEC, 1978), que estimam a hidrodinâmica além do transporte de sedimentos, tendo diversas aplicações no mundo (Martín-Videa *et al.*, 1999) (Sinnakaudan *et al.*, 2003). O modelo MIKE11 (DHI, 2000), cujos módulos existentes cobrem a hidrodinâmica, transporte de sedimentos, qualidade da água e geração/transformação de ondas, também é outra boa alternativa.

Um modelo bidimensional (horizontal ou vertical) é indispensável se o problema envolve complicados padrões de circulação, como o caso de lagos rasos, estuários e reservatórios, onde duas dimensões quaisquer prevalecem sobre a terceira (Rosman, 1999). No modelo bidimensional horizontal as características de escoamentos são assumidas uniformes na dimensão vertical e, portanto, a estratificação não é representada. O modelo bidimensional vertical, geralmente aplicados em rios e reservatórios, assume uma homogeneidade lateral no intuito de representar os processos na vertical. Esses modelos requerem mais informações de campo e tempo de processamento, comparando com os modelos unidimensionais. Grande parte dos modelos bidimensionais desenvolvidos são pacotes de domínio comercial, entretanto existem códigos disponíveis de livre acesso. Dentre os modelos comerciais e de livre acesso, pode-se destacar: (a) o modelo SED-2D (King *et al.*, 2000), desenvolvido pelo *Engineer Research and Development Center* de Mississipi/EUA; (b) o modelo DELFT2D, desenvolvido pela *Delft Hydraulics* na Holanda; (c) a série de modelos MIKE (MIKE21 e MIKE12) desenvolvida pelo *DHI Water & Environmental* (DHI, 2004); (d) modelo TRIM2D, concebido na Itália por Casulli (1990) com aplicações na Baía de São Francisco/EUA (Cheng *et al.*, 1993); (e) o modelo IPH-A, feito no Instituto de Pesquisas Hidráulicas por Borche (1996), com aplicações no Rio e

Lago Guaíba/RS (Silveira, 1986) (Silveira e Tucci, 1988) e, recentemente, na Lagoa Itapeva (Lopardo, 2002) e no Banhado do Taim/RS (Paz *et al.*, 2005); (f) os modelos CH2D e CE-QUAL-W2 (Cole e Wells, 2002), divulgados pelo *U.S. Army Corps of Engineers*. Todos estes modelos estimam a hidrodinâmica empregando, particularmente, diferentes esquemas numéricos (diferenças finitas ou elementos finitos). Alguns destes modelos descrevem o transporte de sedimentos com a dinâmica da morfologia de fundo, a qualidade da água e a geração/transformação de ondas.

Os modelos tridimensionais são mais complexos e avançados (Lopardo, 2002), exigindo um maior custo computacional com relação aos modelos anteriormente citados. Estes modelos são usados quando existe estratificação no corpo d'água (Hodges *et al.*, 2000) ou quando se deseja um maior detalhamento da configuração hidrodinâmica (Cheng e Cassulli, 2001). Problemas como intrusão salina em córregos e rios, dispersão de poluentes e transporte de sedimentos (Drago *et al.*, 2001) (Rajar *et al.*, 1997) (Cugier e Le Hir, 2002), são retratados com mais fidelidade neste tipo de modelo. Com o avanço tecnológico dos micro-computadores e com a aplicação de novas práticas computacionais para maximizar a eficiência da estimativa, como por exemplo, o processamento em paralelo através da utilização de clusters (supercomputadores), os custos computacionais foram bruscamente reduzidos e passaram a não ser mais um problema. Esse progresso computacional finalmente propiciou o desenvolvimento de modelos tridimensionais, os quais, até a pouco tempo, estavam distante da realidade. Quando os processos horizontais (distribuição) e verticais (estratificação) são importantes, a escolha de um modelo hidrodinâmico tridimensional (3D) pode ser uma boa opção. Semelhante aos bidimensionais, a maioria dos modelos disponíveis é de domínio comercial, destacam-se: (a) o modelo MIKE3 (DHI, 2000); (b) o modelo DELFT3D da Holanda; (c) o modelo

TELEMAC desenvolvido pelo H.R. Wallingford, U.K; (d) o modelo TRIM3D da Itália (Casulli e Walters, 2000) (Casulli e Cattani, 1994); (e) o modelo CH3D dos EUA (Cole e Wells, 2002); (f) ADCIRC desenvolvido na Inglaterra (Luettich *et al.*, 1992) (Luettich e Westerink, 1994).

Em resumo, os esquemas numéricos utilizados nestes modelos para a discretização das equações diferenciais parciais são o de diferenças finitas e de elementos (volumes) finitos. O método de diferenças finitas, geralmente com malhas numéricas regulares, ainda domina sobre os demais por sua simplicidade para discretização das equações (Navarro *et al.*, 1995). Por outro lado, o esquema de elementos finitos, representa melhor a geometria (contorno) do sistema (malha irregular), mas usa mais tempo computacional. Cada esquema numérico tem sua particularidade e a opção fica a cargo da preferência do modelador.

A escolha do modelo mais apropriado para um determinado fenômeno em um dado corpo d'água é uma questão de custo e benefício (Rosman, 1999). Sem dúvida o modelo mais geral se aplica a qualquer caso, mas os custos envolvidos podem ser muito grandes. Além do mais, para um determinado sistema, alguns processos são menos importantes que outros, podendo ser simplificados. Portanto, um modelo hidrodinâmico e de transporte bidimensional na horizontal (2DH) foi escolhido, uma vez que as dimensões horizontais predominam sobre a dimensão vertical e a estratificação no local de estudo praticamente não existe.

O modelo bidimensional a ser utilizado é uma adaptação do modelo TRIM2D (*Tidal, Residual, Intertidal Mudflat*), desenvolvido por Casulli (1990) e Cheng *et al.* (1993), cuja versão inicial foi desenvolvida no Instituto de Pesquisas Hidráulicas por Collischonn e Motta Marques (2003), capaz de modelar a hidrodinâmica e transporte de sedimentos e nutrientes. Este modelo emprega um esquema semi-implícito de diferenças finitas, com

abordagem mista Euleriana-Lagrangiana (emprego de um sistema de coordenadas estático e dinâmico simultâneo) para os termos convectivos (representam as acelerações local e advectiva), a fim de obter a solução das equações de hidrodinâmica de águas rasas. Segundo Casulli (1990), o emprego deste esquema garante a estabilidade e proporciona a utilização de intervalos de tempo maiores do que os utilizados em outros esquemas, como por exemplo, o esquema ADI (*Alternative Direction Implicit*) utilizado pelo modelo IPH-A. A metodologia empregada pelo TRIM2D é considerada uma inovação em termos de modelos bidimensionais para lagos e estuários (Martin e McCutcheon, 1998) e vem sendo aplicado por agências de recursos hídricos nos EUA (USGS) (Fulford, 2003), na Alemanha (BAW, 1998) e em estudos específicos (Sankaranarayanan e McCay, 2002) (Cheng et al., 1993), com constantes revisões e propostas de melhorias no esquema numérico (Wang et al., 1998), na solução tridimensional (Casulli e Cheng, 1992), e na concepção não estruturada de discretização espacial (Casulli e Walters, 2000) (Casulli e Cattani, 1994) (Cheng e Casulli, 2001).

2.2.3 Modelagem do fitoplâncton

Existem várias alternativas de modelar a população fitoplanctônica e sua interação com os nutrientes e outros organismos do meio aquático. Os modelos de balanço de massa para o fósforo do tipo Vollenweider e OECD (Vollenweider, 1968; OECD, 1982) são uma alternativa mais simples, porém não podem ser aplicados em muitos estudos importantes Limnológicos (Håkanson e Boulion, 2002), por não levarem em conta fatores importantes que afetam diretamente a produtividade das algas (e.g. radiação solar, interação com nutrientes). Outros modelos agregam fatores fundamentais de produtividade (e.g. luz,

temperatura, profundidade, etc), entretanto consideram o meio sempre saturado de nutrientes (Lucas, 1997) (Thébault e Rabouille, 2003). Uma modelagem biológica mais realista demanda um esquema que simbolize a interação conjunta entre os organismos predadores (zooplâncton, bentos, etc.) e os nutrientes (fonte de energia). Existe uma variedade destes modelos, os quais são baseados nas equações de Lotka-Volterra (Chapra, 1997) e, comumente, chamados de modelos “presa-predador”. Estes modelos consideram dois organismos interagindo entre si, onde um deles serve de fonte de alimento primário para o outro. Alguns destes modelos são mais complexos e avaliam as interações conjuntas entre fitoplâncton, zooplâncton, macrófitas submergentes, os processo de decomposição e a dinâmica de nutrientes (Asaeda *et al.*, 2001; Chen *et al.*, 2002). Simular as comunidades zooplânctonica, de macrófitas aquáticas e bentônica não é objetivo deste estudo, e um modelo mais simples foi assumido. Este modelo considera os nutrientes funcionando como a presa, e o fitoplâncton fazendo o papel do predador, de acordo com Chapra (1997). Desta forma, o consumo das algas por outros organismos é simplificado e representado por uma simples taxa de decaimento. Esta é a hipótese básica do módulo biológico, a qual tenta aproximar de maneira mais realística os processos relacionados ao crescimento, consumo e interação das algas com os nutrientes.

3. DESCRIÇÃO DO MODELO

3.1 ESTRUTURA DO MODELO

Este capítulo descreve o modelo, em conjunto com seus módulos, aplicado em estudos de qualidade da água para corpos de água rasos. Dentro do contexto deste estudo, este modelo foi desenvolvido para retratar os fenômenos relacionados à hidrodinâmica, transporte de sedimentos, matéria orgânica e biomassa de fitoplâncton ao longo do sistema de interesse.

O modelo construído nesta pesquisa está estruturado nos seguintes módulos: (a) Hidrodinâmico, que simula as variáveis que quantificam o fluxo (velocidade e elevação da superfície da água); (b) Transporte, que representa o transporte de massa dos constituintes do sistema (nutrientes, sedimentos, poluentes, etc); e (c) Biológico, que retrata os condicionantes de crescimento e consumo da biomassa fitoplactônica na equação de transporte (Figura 3.1). O módulo biológico faz uso das soluções hidrodinâmicas e de transporte de nutrientes para estimar a dinâmica de biomassa de fitoplâncton. A Figura 3.2 ilustra o processo de modelagem e os módulos necessários para o cálculo da avaliação da dinâmica de biomassa fitoplanctônica.

Este modelo, no formato em que ele foi escrito, pode trabalhar de duas formas específicas. A primeira forma é aquela em que os módulos estão acoplados. Neste caso todos os módulos são ativados e para cada passo de tempo se tem a solução seqüencial dos três módulos em batelada, fazendo com que eleve o custo computacional. Este tipo de

esquema é usado quando se pretende simular poucas vezes períodos curtos de um determinado evento. Para simulações repetitivas e de períodos longos este tipo de procedimento já não é vantajoso. A segunda forma é aquela onde os módulos estão desacoplados, ou seja, as variáveis hidrodinâmicas são previamente processadas, armazenadas e em seguida utilizadas para no cálculo dos módulos seguintes. Isso faz com que o processo computacional seja bastante minimizado, uma vez que a solução hidrodinâmica tem maior peso numérico. Muitas vezes essa alternativa é inviável devido à falta de espaço físico para armazenar essas variáveis. Por exemplo, considere um sistema com 100.000 células computacionais de cálculo, onde se queira obter a solução da dinâmica de fitoplâncton, optando pela forma desacoplada. Para armazenar as cinco variáveis de interesse (duas componentes de velocidade, concentrações de fósforo e nitrogênio, além da elevação da superfície da água) em um passo de tempo de 1 minuto, no formato numérico real binário com 4 bytes por informação, é necessário um espaço livre em disco de aproximadamente 2,67 Gigabytes para um dia de simulação. Para um mês de simulação esse valor pula para 80 Gigabytes, tornando este processo quase que inviável. Em sistemas com discretizações mais simples e intervalos de tempo de cálculos maiores esse esquema é altamente recomendado, podendo ser aplicado sem maiores esforços computacionais. A Figura 3.1 mostra de forma esquemática estes dois possíveis processos de cálculo. Ainda nesta mesma figura, nota-se que o caminho utilizado pela forma desacoplada para obtenção da solução final é bem mais curto. Entretanto, o uso desse esquema pode gerar um banco de dados amplo, muitas vezes incapaz de ser armazenado.

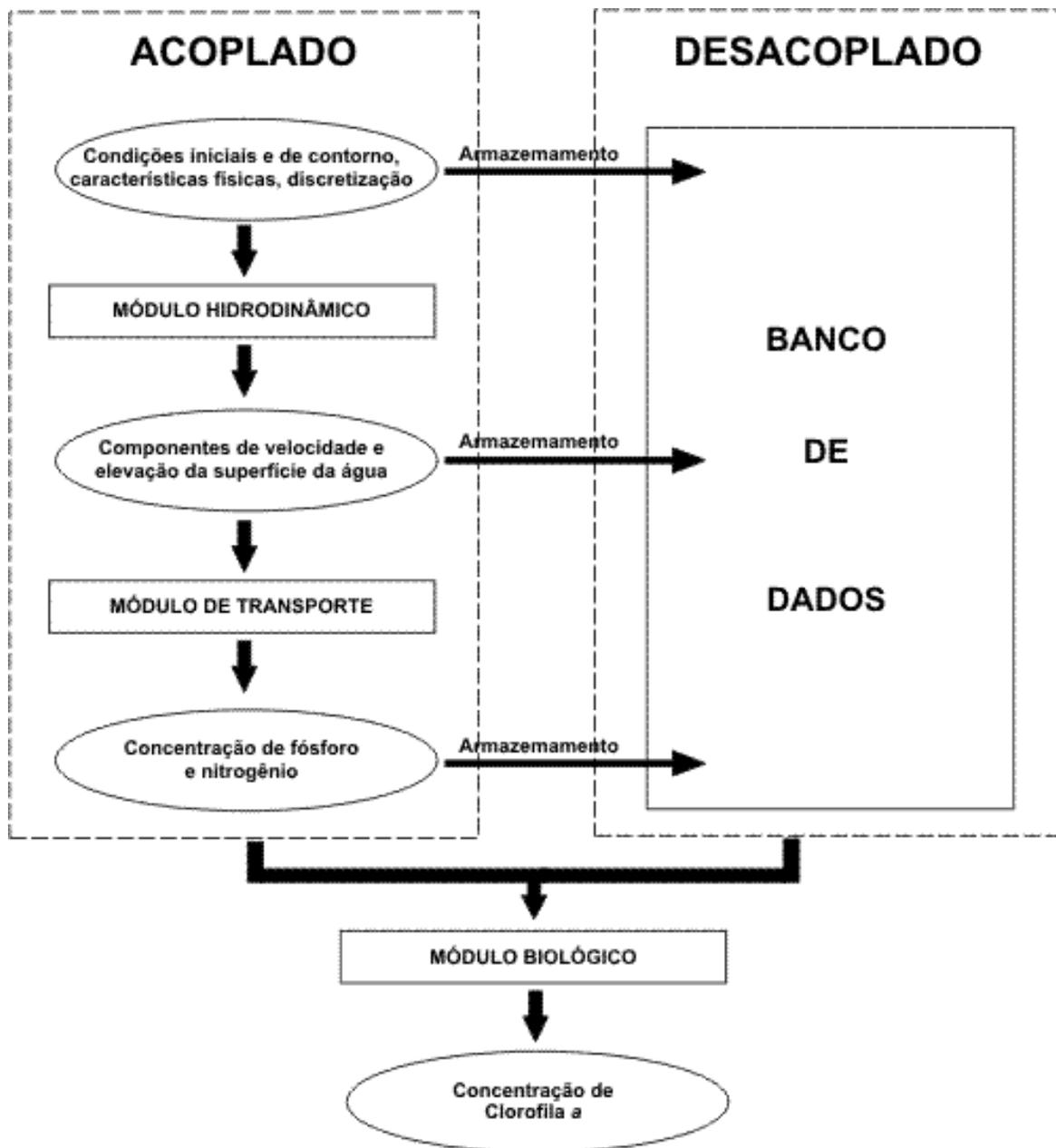


Figura 3.1 – Representação esquemática dos processos de cálculo utilizados no modelo.

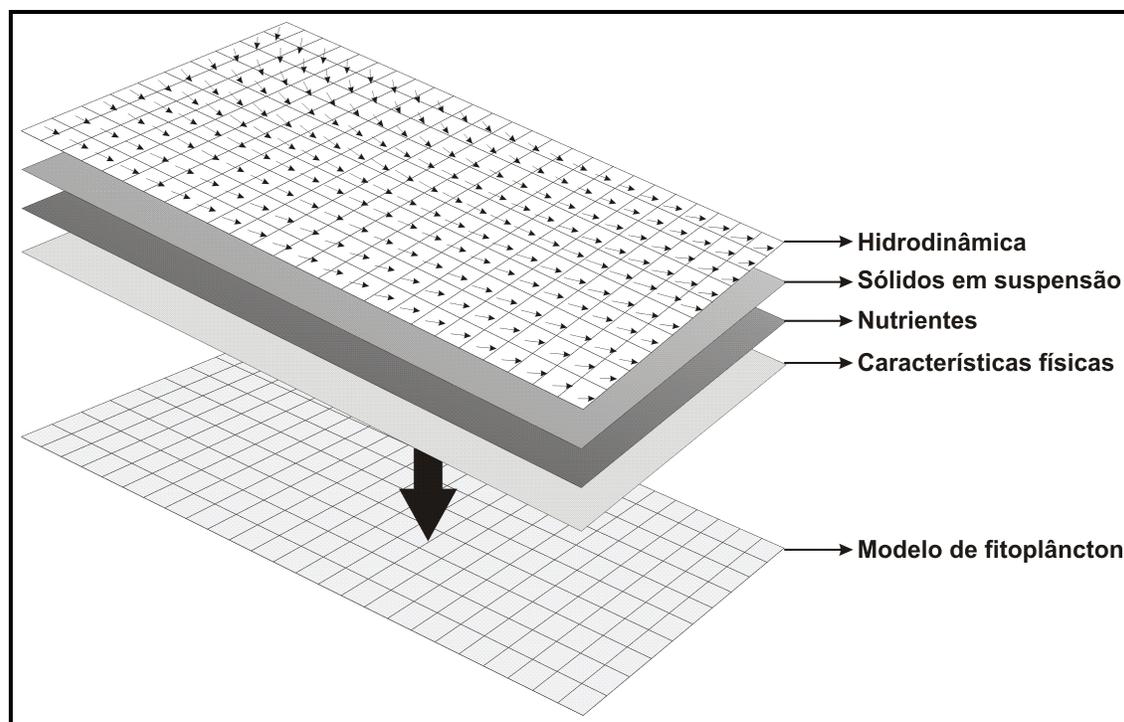


Figura 3.2 – Esquema representativo dos planos computacionais utilizados para a estimativa da dinâmica de biomassa fitoplactônica.

3.2 MÓDULO HIDRODINÂMICO

3.2.1 Escala de interesse

Devido às condições físicas e geológicas que interagem entre si de forma complexa, o escoamento em corpos de águas rasos é considerado turbulento, na maioria dos casos. Admite-se que este tipo de escoamento deve ser governado pelas as equações de Navier-Stokes, deduzidas a partir da segunda lei de Newton, que representam o princípio da conservação da quantidade de movimento aplicadas a uma partícula de massa $\rho \cdot dx dy dz$, onde ρ é a densidade e $dx dy dz$ o volume da partícula.

Uma das características dos escoamentos turbulentos é a presença de vórtices que se apresentam em uma vasta gama de escalas espaciais e temporais. Rosman (1990) esclarece que os maiores vórtices são possuidores de grande parte da energia dos agentes externos, e.g. vento, maré, corrente. Estes vórtices são bastantes anisotrópicos devido ao fato de pertencerem a uma fração considerada do domínio estudado, uma vez que dependem fortemente da geometria do corpo d'água. O comprimento dos maiores vórtices é muito maior do que as escalas de profundidade destes corpos d'águas rasos, o que torna viável a modelagem computacional bidimensional na horizontal. Por outro lado, é impraticável a aplicação das equações de Navier-Stokes para partículas nesta faixa de escala onde não prevalece a isotropia.

Resolver um problema na escala de interesse significa utilizar no modelo numérico discretizações temporais e espaciais compatíveis. Por exemplo, na pretensão de resolver um vórtice de tamanho L , é necessário ter espaçamentos inferiores a $L/2$ ao longo da malha de discretização, e no mínimo $L/4$ para uma resolução razoável (Rosman, 1989). Na realidade, quando o sistema possui variações turbulentas a solução média pode não ser representativa. Estas variações ocorrem em sistemas fortemente não-lineares, como no caso desta pesquisa, e uma discretização adequada é fundamental.

Visando resolver este problema, os modelos para escoamentos turbulentos necessitam de bases estatísticas bem desenvolvidas e filtradas em grande escala, bem como a aplicação de uma simplificação padrão para o sistema, i. e., a separação de cada variável global dividida em uma parte “média” ou de grande escala, e uma parte de flutuação ou de pequena escala, da qual os efeitos gerais e não os detalhes aparecem no modelo, ou seja, deseja-se modelar matematicamente as variáveis para que se possa estudar fenômenos hidrodinâmicos e biológicos em grande escala e assim obter um modelo determinístico para

o escoamento e dinâmica de fitoplâncton a uma profundidade média.

3.2.2 Equações governantes

As equações de águas rasas descrevem um escoamento bidimensional, integrado verticalmente (valores médios) e irregular (não uniforme). Estas equações são baseadas na conservação da massa e quantidade de movimento. As equações assumem que o fluido é incompressível e que a distribuição de pressão é hidrostática. Outra suposição é que não há estratificação de densidade e que a velocidade na vertical é considerada pequena em relação à velocidade na horizontal. Escrita na forma diferencial, as equações governantes têm a forma (Casulli, 1990):

Equação da Continuidade:

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial [(h + \eta)u]}{\partial x} + \frac{\partial [(h + \eta)v]}{\partial y} = 0 \quad (3.1)$$

Equação da Quantidade de Movimento:

$$\text{direção x:} \quad \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} = -g \frac{\partial \eta}{\partial x} - \gamma u + \tau_x + A_h \nabla^2 u + fv \quad (3.2)$$

$$\text{direção y:} \quad \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} = -g \frac{\partial \eta}{\partial y} - \gamma v + \tau_y + A_h \nabla^2 v - fu \quad (3.3)$$

onde t é o tempo; u e v são as componentes da velocidade nas direções x e y no plano horizontal, respectivamente; η é elevação da superfície da água medida a partir de um nível de referência (Figura 3.3); h é a profundidade medida a partir de um nível de

referência; g é a aceleração da gravidade; f é o parâmetro de Coriolis; τ_x e τ_y são as tensões do vento na direções x e y , respectivamente; $\nabla = \partial/\partial x \cdot \vec{i} + \partial/\partial y \cdot \vec{j}$ é um operador vetorial no plano x - y ; e A_h é o coeficiente de viscosidade turbulenta horizontal; e γ é coeficiente de fricção junto ao fundo.

O coeficiente de fricção junto ao fundo (γ) pode ser escrito como:

$$\gamma = \frac{g\sqrt{u^2 + v^2}}{C_z^2 H} \quad (3.4)$$

onde $H = h + \eta$ é a profundidade total; e C_z é o coeficiente de atrito de Chezy.

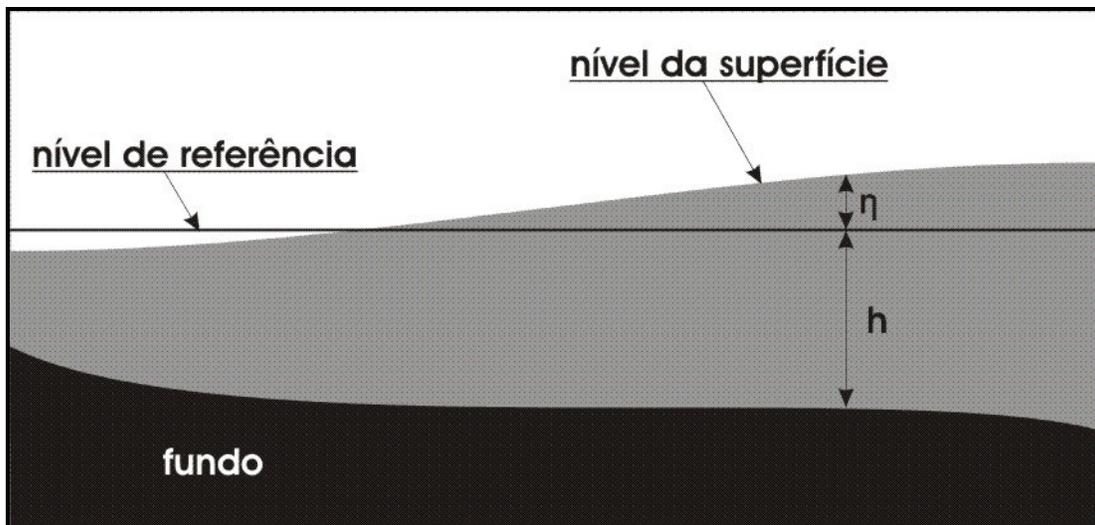


Figura 3.3 – Esquema dos elementos integrantes das equações de movimento.

Como é comum em modelos de escoamentos, a tensão de atrito na superfície livre pelo vento é escrita em termos da velocidade do vento (Rosman, 1999):

$$\tau_x = C_D \cdot W_x \cdot \|W\| \quad (3.5)$$

$$\tau_y = C_D \cdot W_y \cdot \|W\| \quad (3.6)$$

onde C_D é o coeficiente de arraste do vento; W_x e W_y são as componentes do vetor velocidade do vento nas direções x e y em m/s, respectivamente, medidas a 10 metros da superfície livre e $\|W\|$ é a norma do vetor velocidade do vento.

3.2.3 Discretização numérica

As equações de águas rasas (Equações (3.1) a (3.3)) não têm solução analítica direta. O método de diferenças finitas resolve as equações governantes para um número finito de pontos no espaço e no tempo. Este método necessita subdividir o domínio de aplicação em uma malha, com um número finito de células. As equações são discretizadas espacialmente em uma grade retangular que consiste em células computacionais quadradas com comprimento Δx e largura Δy . A Figura 3.4 ilustra a malha computacional utilizada na discretização espacial. As variáveis hidrodinâmicas (u , v e η) são calculadas em cada uma das células. Cada célula é numerada em seu centro, com os índices i e j , que se referem, respectivamente, à posição da célula nos eixos x e y .

A elevação da superfície da água, η , está definida no centro da célula com um índice (i,j) , e as velocidades u , v são definidas nas fronteiras médias das células, com índices $(i \pm \frac{1}{2}, j)$ e $(i, j \pm \frac{1}{2})$, respectivamente, como indicado na Figura 3.4.

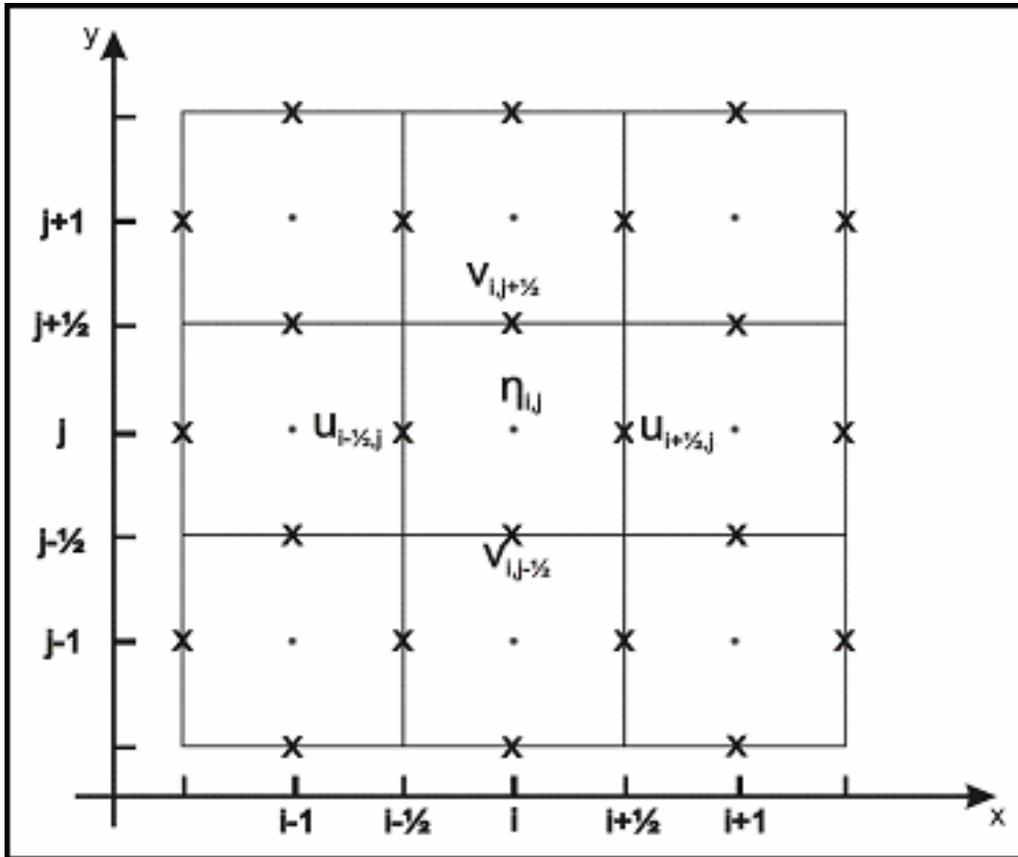


Figura 3.4 – Malha utilizada na discretização espacial, assim como a posição de avaliação das variáveis no esquema de diferenças finitas adotado (Fulford, 2003)

O esquema numérico de discretização adotado no modelo é o semi-implícito, ou seja, alguns termos diferenciais são substituídos por diferenças finitas válidas para o tempo atual (discretização explícita), outros por diferenças finitas válidas para o tempo posterior (discretização implícita). Os termos que são tratados implicitamente são os gradientes de elevação da superfície da água nas equações da quantidade de movimento $(g \partial \eta / \partial x, g \partial \eta / \partial y)$, o gradiente das velocidades na equação da continuidade $(\partial u / \partial x, \partial v / \partial y)$ e a velocidade dos termos de rugosidade junto ao fundo $(\gamma u, \gamma v)$. Os demais termos são discretizados explicitamente.

Os termos advectivos nas equações da conservação da quantidade de movimento podem ser expressos como uma derivada substancial, D/Dt , calculada ao longo de uma linha de corrente. A derivada substancial é aproximada segundo um esquema Euleriano-Lagrangiano (Casulli, 1990), resultando em:

$$\frac{Du}{Dt} = \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} \approx \frac{u_{i+\frac{1}{2},j}^{k+1} - Fu_{i+\frac{1}{2},j}^{k+1}}{\Delta t} \quad (3.7)$$

$$\frac{Dv}{Dt} = \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} \approx \frac{v_{i+\frac{1}{2},j}^{k+1} - Fv_{i+\frac{1}{2},j}^{k+1}}{\Delta t} \quad (3.8)$$

onde $Fu_{i+\frac{1}{2},j}^{k+1} = u_{i-a,j-b}^k$ é o valor de u no intervalo de tempo k no ponto $(i + \frac{1}{2} - a, j - b)$ que leva uma partícula fluida até o ponto $(i + \frac{1}{2}, j)$ no intervalo $k+1$ e $Fv_{i+\frac{1}{2},j}^{k+1} = v_{i-a,j-b}^k$ é o valor de v no intervalo de tempo k no ponto $(i - a, j + \frac{1}{2} - b)$ que leva uma partícula fluida até o ponto $(i, j + \frac{1}{2})$ viajando através de uma linha de corrente. Na prática, considera-se que os valores de $u_{i-a,j-b}^k$ e $v_{i-a,j-b}^k$ podem ser aproximados por uma interpolação bilinear sobre os quatros pontos vizinhos inteiros da malha (Figura 3.5), através das equações (Casulli, 1990):

$$\text{direção x:} \quad u_{i-a,j-b}^k = (1-p)\left[(1-q) \cdot u_{i-n,j-m}^k + q \cdot u_{i-n,j-m-1}^k\right] + p\left[(1-q) \cdot u_{i-n-1,j-m}^k + q \cdot u_{i-n-1,j-m-1}^k\right] \quad (3.9)$$

$$\text{direção y:} \quad v_{i-a,j-b}^k = (1-p)\left[(1-q) \cdot v_{i-n,j-m}^k + q \cdot v_{i-n,j-m-1}^k\right] + p\left[(1-q) \cdot v_{i-n-1,j-m}^k + q \cdot v_{i-n-1,j-m-1}^k\right] \quad (3.10)$$

onde $a=n+p$ e $b=m+q$, sendo que n e m são inteiros e $0 \leq p, q < 1$ (Figura 3.5).

Na prática, o valor de $Fu_{i+1/2,j}^{k+1}$ e $Fv_{i,j+1/2}^{k+1}$ é calculado encontrado os valores de a e b , que correspondem à distância percorrida em x e y pelas partículas de água que estavam nos pontos $(i + 1/2 - a, j - b)$ e $(i - a, j + 1/2 - b)$, e chegam aos pontos $(i+1/2,j)$ e $(i,j+1/2)$, respectivamente, em um intervalo de tempo (Figura 3.5). Isto é feito dividindo o intervalo de tempo em N subintervalos iguais ($\xi = \Delta t / N$) e calculando $Fu_{i+1/2,j}^{k+1}$ e $Fv_{i,j+1/2}^{k+1}$ de forma iterativa e retroativa, atualizando a posição de cada partícula de água nas direções x e y através das seguintes equações:

$$x^{s-1} = x^s - \xi \cdot u^k(x^s, y^s) \xrightarrow{\text{para } s = N, N-1, N-2, \dots, 2, 1} \quad (3.11)$$

$$y^{s-1} = y^s - \xi \cdot v^k(x^s, y^s) \xrightarrow{\text{para } s = N, N-1, N-2, \dots, 2, 1} \quad (3.12)$$

onde $u^k(x^s, y^s)$ e $v^k(x^s, y^s)$ são calculados em cada subintervalo de tempo a partir da interpolação dos dados conhecidos na grade Euleriana. Então, o valor de a e b pode ser calculado através dos valores de x e y , das Equações (3.11) e (3.12), nos passos inicial e final do processo iterativo, por:

$$a = \frac{x^N - x^0}{\Delta x} \quad \text{e} \quad b = \frac{y^N - y^0}{\Delta y} \quad (3.13)$$

Portanto, a discretização semi-implícita das Equações (3.1) a (3.3) tem a seguinte forma:

$$\begin{aligned} \eta_{i,j}^{k+1} = & \eta_{i,j}^k - \frac{\Delta t}{\Delta x} \left[\left(h_{i+1/2,j} + \max(\eta_{i,j}^k, \eta_{i+1,j}^k) \right) u_{i+1/2,j}^{k+1} - \left(h_{i-1/2,j} + \max(\eta_{i,j}^k, \eta_{i-1,j}^k) \right) u_{i-1/2,j}^{k+1} \right] + \\ & - \frac{\Delta t}{\Delta y} \left[\left(h_{i,j+1/2} + \max(\eta_{i,j}^k, \eta_{i,j+1}^k) \right) v_{i,j+1/2}^{k+1} - \left(h_{i,j-1/2} + \max(\eta_{i,j}^k, \eta_{i,j-1}^k) \right) v_{i,j-1/2}^{k+1} \right] \end{aligned} \quad (3.14)$$

$$u_{i+1/2,j}^{k+1} = F u_{i+1/2,j}^k - g \frac{\Delta t}{\Delta x} (\eta_{i+1,j}^{k+1} - \eta_{i,j}^{k+1}) - \Delta t \left(\gamma_{i+1/2,j}^k \cdot u_{i+1/2,j}^{k+1} - W_x_{i+1/2,j}^k \right) \quad (3.15)$$

$$v_{i,j+1/2}^{k+1} = F v_{i,j+1/2}^k - g \frac{\Delta t}{\Delta y} (\eta_{i,j+1}^{k+1} - \eta_{i,j}^{k+1}) - \Delta t \left(\gamma_{i,j+1/2}^k \cdot v_{i,j+1/2}^{k+1} - W_y_{i,j+1/2}^k \right) \quad (3.16)$$

onde W_x e W_y são os termos que agregam a tensão de cisalhamento na superfície da água devido ao vento, a viscosidade turbulenta e a força de Coriolis, avaliados no intervalo de tempo k e nas células $(i+1/2,j)$ e $(i,j+1/2)$, respectivamente, conforme as equações abaixo:

$$W_x_{i+1/2,j}^k = \left[\tau_x + A_h \cdot \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) + f \cdot v \right]_{i+1/2,j}^k \quad (3.17)$$

$$W_y_{i,j+1/2}^k = \left[\tau_y + A_h \cdot \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right) - f \cdot u \right]_{i,j+1/2}^k \quad (3.18)$$

Na Equação (3.14), os termos similares à $\max(\eta_{i,j}^k, \eta_{i+1,j}^k)$ são introduzidos em função de um algoritmo especial do modelo que permite a simulação de lagos e estuários em que áreas grandes secam e voltam a ser inundadas, de acordo com a oscilação do nível da água. Neste caso, o valor máximo do nível de uma célula e de sua vizinha é selecionado,

e utilizado na equação. Este algoritmo está consagrado (Cheng *et al*, 1993), e será descrito na sequência.

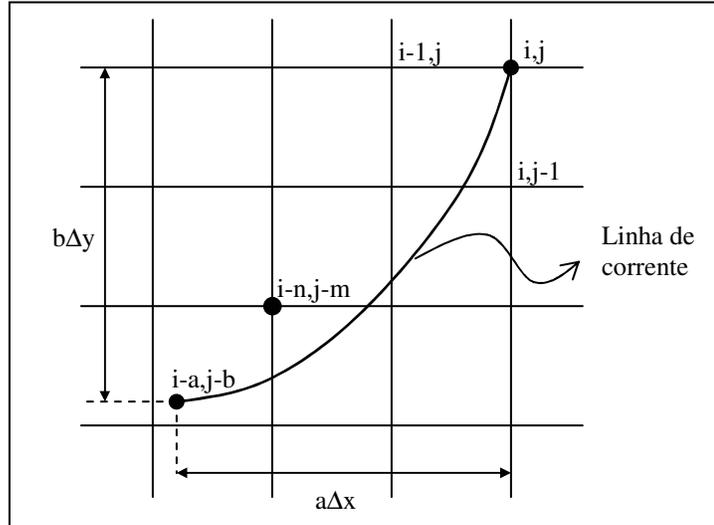


Figura 3.5 – Esquema Euleriano-Lagrangiano de convecção para calcular o valor das componentes da velocidade no intervalo de tempo k no ponto $(i-a, j-b)$ que leva uma partícula fluida até o ponto (i, j) no tempo $k+1$, viajando através de uma linha de corrente

As Equações (3.14), (3.15) e (3.16) são reduzidas à Equação (3.19), isolando as variáveis $u_{i+1/2, j}^{k+1}$ e $v_{i, j+1/2}^{k+1}$ das Equações (3.15) e (3.16), e, em seguida, substituindo-as na Equação (3.14).

$$A \cdot \eta_{i, j}^{k+1} + B \cdot \eta_{i+1, j}^{k+1} + C \cdot \eta_{i-1, j}^{k+1} + D \cdot \eta_{i, j+1}^{k+1} + E \cdot \eta_{i, j-1}^{k+1} = F \quad (3.19)$$

onde:

$$A = 1 - B - C - D - E \quad (3.20)$$

$$B = -\frac{P_B \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta x^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i+1/2,j}^k)} \quad (3.21)$$

$$C = -\frac{P_C \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta x^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i-1/2,j}^k)} \quad (3.22)$$

$$D = -\frac{P_D \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta y^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j+1/2}^k)} \quad (3.23)$$

$$E = -\frac{P_E \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta y^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j-1/2}^k)} \quad (3.24)$$

$$F = \eta_{i,j}^k - \frac{P_B \cdot \Delta t \cdot (Fu_{i+1/2,j}^k + \Delta t \cdot Wx_{i+1/2,j}^k)}{\Delta x \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i+1/2,j}^k)} + \frac{P_C \cdot \Delta t \cdot (Fu_{i-1/2,j}^k + \Delta t \cdot Wx_{i-1/2,j}^k)}{\Delta x \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i-1/2,j}^k)} - \frac{P_D \cdot \Delta t \cdot (Fv_{i,j+1/2}^k + \Delta t \cdot Wy_{i,j+1/2}^k)}{\Delta y \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j+1/2}^k)} + \frac{P_E \cdot \Delta t \cdot (Fv_{i,j-1/2}^k + \Delta t \cdot Wy_{i,j-1/2}^k)}{\Delta y \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j-1/2}^k)} \quad (3.25)$$

onde os termos P_B , P_C , P_D e P_E representam a profundidade média em direção a cada uma das células i,j , de acordo com as equações abaixo:

$$P_B = \frac{(\eta_{i,j}^k + h_{i,j}) + (\eta_{i+1,j}^k + h_{i+1,j})}{2} \quad (3.26)$$

$$P_C = \frac{(\eta_{i,j}^k + h_{i,j}) + (\eta_{i-1,j}^k + h_{i-1,j})}{2} \quad (3.27)$$

$$P_D = \frac{(\eta_{i,j}^k + h_{i,j}) + (\eta_{i,j+1}^k + h_{i,j+1})}{2} \quad (3.28)$$

$$P_E = \frac{(\eta_{i,j}^k + h_{i,j}) + (\eta_{i,j-1}^k + h_{i,j-1})}{2} \quad (3.29)$$

Nas Equações de (3.20) a (3.25) os coeficientes A, B, C, D, E e F são termos calculados no tempo k. A Equação (3.19), aplicada em todas as células, resulta num sistema de equações lineares. A matriz que representa este sistema é positiva definida e tem uma única solução quando $H_{i\pm 1/2,j}^k \geq 0$ e $H_{i,j\pm 1/2}^k \geq 0$. A matriz é resolvida utilizando o método dos gradientes conjugados pré-condicionados (Press *et al*, 1992).

O esquema de diferenças finitas semi-implícito é estável, de acordo com a condição de Von Neumann (Casulli e Cattani, 1994), se a seguinte inequação for satisfeita:

$$\Delta t \leq \left[2A_h \left(\frac{1}{\Delta x^2} + \frac{1}{\Delta y^2} \right) \right]^{-1} \quad (3.30)$$

A adaptação inicial do modelo TRIM2D desenvolvida por Collischonn e Motta Marques (2003), foi realizada utilizando a linguagem FORTRAN, podendo ser aplicado em microcomputadores tipo PC. Em relação à versão inicial, a versão descrita neste trabalho foi aperfeiçoada através da introdução de um algoritmo de secagem e inundação (Cheng, *et al*, 1993) (BAW, 1990); incorporação de um ponderador temporal no esquema de diferenças finitas para o módulo hidrodinâmico (Casulli e Cattani, 1994); e da mudança do esquema numérico aplicado aos termos advectivos da equação de transporte (Gross *et al*, 1999a) (Dehghan, 2004).

3.2.4 Algoritmo de secagem e inundação

Um algoritmo de secagem e inundação, semelhante ao desenvolvido por Paz (2003), é necessário toda a vez que uma célula computacional não seja inundada perenemente, ou seja, toda a vez que uma célula ora esteja seca e ora esteja molhada (Paz *et al.*, 2003). O código computacional original não levava em consideração este processo. Assim, foi necessário o desenvolvimento de um algoritmo de secagem e inundação uma vez que o sistema apresentou freqüentemente este fenômeno durante as simulações. Este algoritmo foi implementado e examinado no módulo hidrodinâmico.

A forma como o modelo foi escrito permitiu incluir o algoritmo de secagem e inundação sem utilizar procedimentos numéricos complicados em sua implementação. Quando o valor da profundidade total, em uma face média de uma célula computacional, for igual a zero ou negativo significa que aquela face está seca e que não há fluxo de massa passando por ela. No intuito de representar este processo, o valor do coeficiente de rugosidade junto ao fundo (γ) é aumentado artificialmente, tendendo ao infinito, naquela face (Fulford, 2003). Este artifício produz uma força oposta ao movimento no sentido de anular o escoamento perpendicular a face, tornando-a seca. Além disso, é necessário evitar a introdução de valores de profundidade total sem significado físico, ou seja, valores negativos. Assim a profundidade total (H) é assumida como sendo $\max(0, h + \eta)$. Uma célula é considerada seca somente se a profundidade total nas quatro faces for zero. Neste caso, a Equação (3.19) se reduz a $\eta_{i,j}^{k+1} = \eta_{i,j}^k$, que representa a não variação da elevação da superfície da água em uma célula seca.

Nas primeiras simulações com o algoritmo de secagem e inundação, foi possível observar que a metodologia descrita acima tornava o modelo instável, resultante da admissão de uma transição brusca no valor do coeficiente de fricção junto ao fundo na passagem de configuração seca para molhada de uma face médias. No sentido de eliminar tal problema, foi proposta outra metodologia, a qual está ilustrada em detalhes na Figura 3.6. Esta metodologia substitui esta transição brusca por outra mais suave, através de um multiplicador para o coeficiente de fricção, aplicada toda a vez que o tirante na face média seja menor ou igual a 10 cm. O critério da escolha de um tirante crítico equivalente a 10 cm tem duas razões, uma prática e outra teórica. O motivo prático é que para valores menores que 10 cm o algoritmo torna a solução instável (foram testados tirantes críticos de 5 cm e 8 cm), e o motivo teórico é que foi considerado que lâminas de água inferiores a 10 cm não proporcionariam escoamento, devido à grande resistência causada pela presença de vegetação e material depositado no fundo. Este multiplicador é uma função do tipo exponencial, fazendo com que a rugosidade aumente seu valor à medida que a profundidade total se aproxime de zero (Figura 3.7). Assim o coeficiente de fricção assume a seguinte forma:

$$\gamma_n = \gamma_n \cdot \left\{ \exp[(-H_n + 0,10) \cdot c] \right\} \xrightarrow{\text{para}} 0 < H_n \leq 0,10 \text{ m} \quad (3.31)$$

onde γ_n é o coeficiente de fricção na face média n ; H_n é a profundidade total em uma das faces médias n ; e c é o coeficiente de curvatura da função exponencial.

Dependendo do valor do coeficiente de curvatura (c) utilizado, a curva que representa a variação do coeficiente de fricção com a profundidade total muda de formato.

A escolha do valor do coeficiente de curvatura vai depender da intensidade do módulo do gradiente de elevação da superfície da água em que as células sujeitas à secagem e inundação são submetidas. Em outras palavras, se o módulo da variação da superfície da água entre dois passos de tempo $\left(\left\| \eta_{i,j}^{k+1} - \eta_{i,j}^k \right\| \right)$ for alto, a inclinação inicial da curva exponencial deverá ser também alta para retardar a redução da lâmina d'água na célula, neste caso um valor alto de c é recomendado. Mas se esta variação se der de forma lenta, valores menores de c podem ser utilizados. A faixa de variação do coeficiente de curvatura variou entre 100 (limite inferior) e 600 (limite superior) neste estudo. É importante ressaltar que este algoritmo é totalmente empírico sem nenhuma base matemática, mas que representa fisicamente o fenômeno da secagem e inundação.

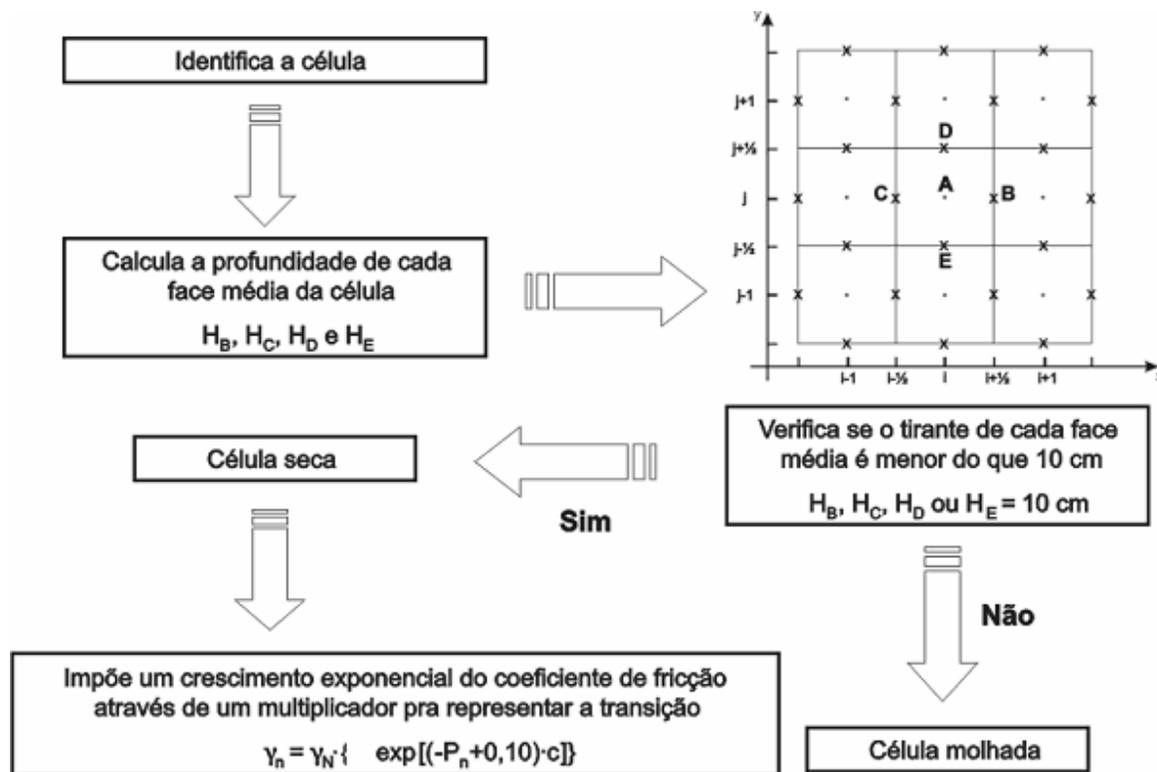


Figura 3.6 – Esquema de montagem do algoritmo de secagem e inundação

3.2.5 Aperfeiçoamento do esquema numérico

Foi constatado, nos primeiros testes preliminares de simulações, que mesmo utilizando uma discretização espacial e temporal compatível, ou seja, adotando um Δt e um Δx que estão dentro dos limites de estabilidade segundo a condição de Von Neumann (Equação (3.30)), o esquema numérico semi-implícito de diferenças finitas está sujeito a imprecisões em sua solução e, principalmente, problemas na conservação de volume. No intuito de minimizar os erros numéricos gerados intrinsecamente por esse tipo de esquema adotado, recomenda-se a introdução de um parâmetro que pondera, no tempo, os termos inicialmente discretizados implicitamente (Wang *et al*, 1998). Este procedimento melhora a precisão e assegura a estabilidade da predição do modelo.

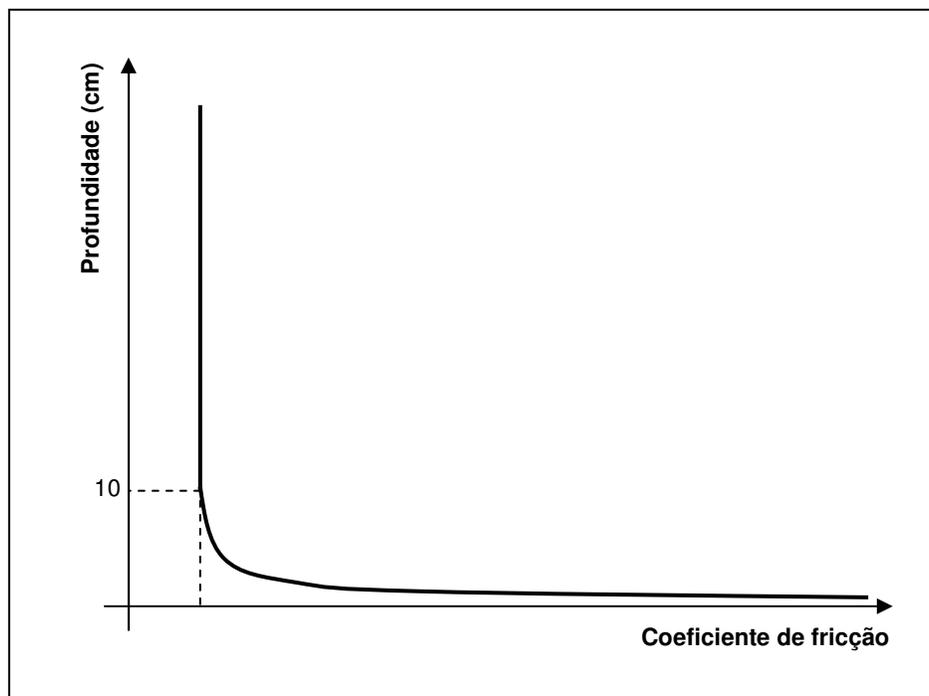


Figura 3.7 – Variação do coeficiente de fricção para a faixa de valores de profundidade (H).

Desta forma o modelo hidrodinâmico é aperfeiçoado. Este parâmetro pondera entre o tempo k e o tempo $k+1$, em substituição ao esquema completamente implícito utilizado inicialmente para todos os termos dos gradientes de elevação da superfície da água ($g \partial \eta / \partial x$, $g \partial \eta / \partial y$) nas equações de quantidade de movimento, e do gradiente das velocidades ($\partial u / \partial x$, $\partial v / \partial y$) na equação da continuidade. O ponderador temporal θ pode assumir valores entre 0 e 1. Observe que para $\theta = 1$ o esquema numérico fica completamente implícito, como pode ser observado nas Equações (3.32) e (3.33), enquanto que para $\theta = 0$ o esquema fica totalmente explícito.

$$\begin{aligned} \partial \eta / \partial x &= \theta \cdot \frac{\eta_{i+1,j}^{k+1} - \eta_{i,j}^{k+1}}{\Delta x} + (1 - \theta) \cdot \frac{\eta_{i+1,j}^k - \eta_{i,j}^k}{\Delta x} \\ \partial \eta / \partial y &= \theta \cdot \frac{\eta_{i,j+1}^{k+1} - \eta_{i,j}^{k+1}}{\Delta y} + (1 - \theta) \cdot \frac{\eta_{i,j+1}^k - \eta_{i,j}^k}{\Delta y} \end{aligned} \quad (3.32)$$

$$\begin{aligned} \partial u / \partial x &= \theta \cdot \frac{u_{i+1,j}^{k+1} - u_{i,j}^{k+1}}{\Delta x} + (1 - \theta) \cdot \frac{u_{i+1,j}^k - u_{i,j}^k}{\Delta x} \\ \partial v / \partial y &= \theta \cdot \frac{v_{i,j+1}^{k+1} - v_{i,j}^{k+1}}{\Delta y} + (1 - \theta) \cdot \frac{v_{i,j+1}^k - v_{i,j}^k}{\Delta y} \end{aligned} \quad (3.33)$$

Para um sistema com densidade constante, o método é estável para valores de θ maiores do que 0,5, e instável para valores de θ menores do que 0,5 (Casulli e Cattani, 1994). Estes mesmos autores verificaram que a medida que θ se aproxima de 0,5, a diagonal principal da matriz solução do sistema de equações torna-se crescentemente dominante, garantindo uma rápida convergência além de uma maior eficiência computacional na solução da matriz. Teoricamente, se θ for igual a 0,5, o método numérico permanece estável conduzindo o modelo a uma máxima precisão e eficiência da solução.

Entretanto, para este valor ($\theta=0,5$), pequenas perturbações de onda podem se propagar indefinidamente ao longo do sistema. Portanto, em aplicações práticas, recomenda-se utilizar valores de θ compreendidos entre 0,55 e 0,60 (Wang *et al*, 1998).

Assim, os coeficientes A, B, C, D, E e F da Equação (3.19) são atualizados e reescritos da seguinte forma:

$$A = 1 - B - C - D - E \quad (3.34)$$

$$B = -\theta^2 \cdot \frac{P_B \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta x^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i+1/2,j}^k)} \quad (3.35)$$

$$C = -\theta^2 \cdot \frac{P_C \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta x^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i-1/2,j}^k)} \quad (3.36)$$

$$D = -\theta^2 \cdot \frac{P_D \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta y^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j+1/2}^k)} \quad (3.37)$$

$$E = -\theta^2 \cdot \frac{P_E \cdot g \cdot \Delta t^2}{\Delta y^2 \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j-1/2}^k)} \quad (3.38)$$

$$\begin{aligned}
F = \eta_{i,j}^k - & \\
\frac{\theta \cdot P_B \cdot \Delta t \cdot \left(Fu_{i+1/2,j}^k - (1-\theta) \cdot (g \cdot \Delta t / \Delta x) \cdot (\eta_{i+1,j}^k - \eta_{i,j}^k) + \Delta t \cdot W_{x_{i+1/2,j}}^k \right)}{\Delta x \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i+1/2,j}^k)} + & \\
\frac{\theta \cdot P_C \cdot \Delta t \cdot \left(Fu_{i-1/2,j}^k - (1-\theta) \cdot (g \cdot \Delta t / \Delta x) \cdot (\eta_{i,j}^k - \eta_{i-1,j}^k) + \Delta t \cdot W_{x_{i-1/2,j}}^k \right)}{\Delta x \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i-1/2,j}^k)} - & \\
\frac{\theta \cdot P_D \cdot \Delta t \cdot \left(Fv_{i,j+1/2}^k - (1-\theta) \cdot (g \cdot \Delta t / \Delta y) \cdot (\eta_{i,j+1}^k - \eta_{i,j}^k) + \Delta t \cdot W_{y_{i,j+1/2}}^k \right)}{\Delta y \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j+1/2}^k)} + & \quad (3.39) \\
\frac{\theta \cdot P_E \cdot \Delta t \cdot \left(Fv_{i,j-1/2}^k - (1-\theta) \cdot (g \cdot \Delta t / \Delta y) \cdot (\eta_{i,j}^k - \eta_{i,j-1}^k) + \Delta t \cdot W_{y_{i,j-1/2}}^k \right)}{\Delta y \cdot (1 + \Delta t \cdot \gamma_{i,j-1/2}^k)} - & \\
(1-\theta) \cdot (\Delta t / \Delta y) \cdot (P_B \cdot u_{i+1,j}^k - P_C \cdot u_{i,j}^k) - & \\
(1-\theta) \cdot (\Delta t / \Delta y) \cdot (P_D \cdot v_{i,j+1}^k - P_E \cdot v_{i,j}^k) &
\end{aligned}$$

3.3 MÓDULO DE TRANSPORTE DE ESCALARES

3.3.1 Equação de transporte

A partir da solução do problema hidrodinâmico, gerando as variáveis u , v e η em cada intervalo de tempo e em cada célula, é possível resolver a equação de transporte para uma substância escalar dissolvida na água de forma homogênea (Chapra, 1997) (Gross *et al*, 1999b), conforme apresentada abaixo:

$$\frac{\partial(\text{HC})}{\partial t} + \frac{\partial(u\text{CH})}{\partial x} + \frac{\partial(v\text{CH})}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(\text{HC})}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(\text{HC})}{\partial y} \right) + \text{fontes} \quad (3.40)$$

onde C é a concentração escalar média na vertical em mg/l; H é a profundidade em metros; u e v são as velocidades médias horizontais nas direções x e y , respectivamente, em m/s; e K_h é a difusividade escalar horizontal em m^2/s . Quando existe contribuição de cargas externas pontuais ou difusas ao sistema um termo de fonte deve ser adicionado à equação.

A Equação (3.40) é conservativa, isto é, não há um termo de perdas ou ganhos de concentração, como um termo de decaimento ou sedimentação. Em outras palavras, a concentração em um determinado ponto pode ser alterada pelo transporte advectivo (os dois últimos termos do lado esquerdo da equação), ou pelo transporte difusivo, que inclui tanto a difusão como a dispersão turbulenta (os dois primeiros termos do lado direito da equação).

3.3.2 Esquemas de advecção-difusão

Diferentes esquemas numéricos foram propostos para a solução da equação de transporte (Chapra, 1997) (Gross *et al*, 1999a), entretanto muitos deles podem ter problemas de conservação de massa, ou problemas de difusividade numérica. Os problemas de conservação de massa podem gerar valores errôneos, atenuando ou aumentando exageradamente a concentração. Os problemas de difusividade numérica são indesejáveis e tende a reduzir, artificialmente, o gradiente de concentrações, e amortecer numericamente as concentrações máximas, sendo crítico próximo de grande gradientes de velocidade (Tucci, 1998).

O esquema mais usado na modelagem da costa oceânica e estuarina é o de diferenças centrais (Casulli, 1990), que é simples e eficiente, mas apresenta oscilações em sua solução, tornando-o instável. Outro esquema altamente eficiente é o método Euleriano-Lagrangiano (Cheng *et al*, 1984) utilizado na primeira versão do modelo descrito neste

texto (Collischonn e Motta Marques, 2003), que permite utilizar um intervalo de tempo maior, mas tem problemas de conservação de massa.

Em função dos problemas dos esquemas numéricos mais simples, uma grande variedade de esquemas tem sido proposta (Sladkevich *et al*, 2000) (Burau *et al*, 1993), destacando-se o esquema limitador de fluxo denominado LWlim (Gross *et al*, 1999b), o qual elimina oscilações sem significado físico, além de preservar a massa.

Considerando os erros de conservação verificados na versão inicial do modelo (Collischonn e Motta Marques, 2003) e a variedade de esquemas numéricos encontrados na bibliografia, com as respectivas vantagens e desvantagens, foram introduzidos no modelo e testados diversos esquemas no intuito de avaliar as características de conservação de massa ao longo do tempo. Foram avaliados os esquemas de diferenças centrais totalmente implícito e explícito, regressivo de primeira ordem, *Leapfrog*-central, Euleriano-Lagrangiano e Lax-Wendroff (Chapra, 1997) (Gross *et al.*, 1999a). Esta avaliação indicou que a aplicação do esquema de diferenças centrais, dentro de um adequado intervalo de tempo, é suficiente para descrever o comportamento de um escalar, respeitando a consistência e a continuidade da matéria, para as aplicações propostas neste trabalho.

De acordo com Chapra (1997), o uso de um esquema de diferenças centrais totalmente explícito na equação de advecção de transporte, para um sistema estável e unidimensional, anula a dispersão numérica (erro induzido pelo esquema numérico) e garante a positividade dos valores de concentração quando é satisfeita a condição dada pela equação:

$$\Delta x_c < \frac{E_p}{0,5 \cdot U} \quad (3.41)$$

onde Δx_c é o tamanho crítico do volume de controle em metros; E_p [L^2T^{-1}] é o coeficiente de dispersão físico real, que é igual a soma dos coeficientes de dispersão do modelo e de dispersão numérica; e U é a velocidade [LT^{-1}].

Depois de ser estimado o valor do comprimento do volume de controle, é possível calcular o intervalo de tempo necessário para garantir a estabilidade (convergência da solução) e a não ocorrência de valores sem significado físicos (valores negativos), através da seguinte inequação (Chapra, 1997):

$$\Delta t < \frac{\Delta x^2}{2 \cdot E} \quad (3.42)$$

onde Δt é o intervalo de tempo e E é o coeficiente de dispersão do material.

Outro fator importante na discretização temporal é o fato de que o passo de tempo não pode exceder o tempo de residência do poluente, isto é, o tempo de permanência dentro do volume de controle, escrito em forma de equação isto significa que:

$$\Delta t < \frac{V}{Q} = t_R \quad (3.43)$$

onde V é o volume do elemento de controle [L^3]; Q [L^3T^{-1}] é a vazão que passa através do volume de controle e t_R é o tempo de residência do poluente. Multiplicando o numerador e o denominador da equação pela área da seção transversal, tem-se:

$$\Delta t < \frac{\Delta x}{U} \quad (3.44)$$

Note que a equação acima é formalmente conhecida como a condição de Courant. Ela é frequentemente apresentada como $\gamma < 1$, onde $\gamma = U \cdot \Delta t / \Delta x$ é o número de Courant.

3.4 MÓDULO BIOLÓGICO

3.4.1 Equação de transporte/crescimento/consumo

A representação da dinâmica de biomassa de fitoplâncton terá com base a equação de transporte de escalares, com suas devidas adaptações (Lucas, 1997). Este módulo considera a variabilidade das características de forma e densidade das partículas vivas e de seu, eventual, comportamento ativo (Collischonn e Motta Maques, 2003).

Incorporar a dinâmica de fitoplâncton dentro do TRIM2D requer uma equação que descreva simultaneamente os mecanismos de crescimento, consumo e transporte. Assim, um termo foi adicionado na equação de transporte de escalares (Equação (3.40)) para o caso do fitoplâncton. Este termo, destacado na Equação (3.45), expressa a perda e ganho de biomassa fitoplanctônica como proporção da sua quantidade por unidade de profundidade, resultando a seguinte equação:

$$\frac{\partial(\text{HB})}{\partial t} + \frac{\partial(u\text{BH})}{\partial x} + \frac{\partial(v\text{BH})}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(\text{HB})}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(\text{HB})}{\partial y} \right) + \mu_{\text{eff}} \text{BH} \quad (3.45)$$

onde B é a concentração de biomassa de fitoplâncton média (na vertical) em mg/l; μ_{eff} é a taxa efetiva de crescimento/consumo de fitoplâncton média em seg^{-1} . O parâmetro μ_{eff} leva em conta: (a) os efeitos do transporte horizontal; (b) a taxa de crescimento (fotossíntese) em função da temperatura, irradiação e nutrientes; (c) e as perdas através da respiração, excreção e consumo por predadores. O procedimento para o cálculo deste parâmetro será descrito em detalhes a seguir.

3.4.2 Cálculo da taxa efetiva de crescimento

A taxa efetiva de crescimento é um parâmetro que é adicionado na equação de transporte para representar os processos relacionados a perdas (respiração, predação, excreção) e ganhos (fotossíntese) de biomassa fitoplanctônica. Este parâmetro é heterogêneo no espaço e no tempo, e seu valor é calculado e atualizado em todo o domínio durante cada passo de tempo ao longo da simulação. A

Figura 3.8 apresenta o algoritmo para o cálculo da taxa efetiva de crescimento de fitoplâncton, bem como os parâmetros e as variáveis que estão envolvidas neste processo.

Os fatores que contribuem para o crescimento do fitoplâncton, através da fotossíntese, são: temperatura, nutrientes e disponibilidade de luz no local. Cada um destes fatores foi analisado particularmente e seus efeitos foram modelados matematicamente.

Uma grande variedade de formulações foi desenvolvida para representar os efeitos da temperatura no crescimento direto do fitoplâncton (Cloern *et al.*, 1995; Chapra, 1997; Reynolds, 1984). De forma geral, a metodologia mais utilizada é a do θ_T (Chapra, 1997).

Este parâmetro é um multiplicador dos efeitos da temperatura nas algas, fazendo com que a taxa de crescimento devido à temperatura seja escrita da seguinte forma:

$$\mu_T = G_{\max} \cdot (\theta_T)^{T-20} \quad (3.46)$$

onde μ_T é a taxa de crescimento devido à temperatura (d^{-1}); G_{\max} é a taxa de crescimento de algas a $20^{\circ}C$, este valor varia numa faixa de 1,5 a $3,0 \text{ dia}^{-1}$ (Chapra, 1997); T é a temperatura em graus Celsius; e θ_T é o multiplicador dos efeitos da temperatura nas algas. Eppley (1972) propôs que o valor de θ_T fosse de 1,066, baseado em um grande número de estudos envolvendo várias espécies de fitoplâncton, entretanto o valor de θ_T varia entre 1,02 e 1,14 (Schladow e Hamilton, 1996b).

A taxa de crescimento do fitoplâncton também varia de acordo com a disponibilidade de nutrientes no meio. Os principais nutrientes limitantes para o crescimento do fitoplâncton são o fósforo e o nitrogênio. A equação geralmente utilizada para determinar a limitação dos nutrientes é a de *Michaelis-Menten* (Chapra, 1997), dada por:

$$\mu_N = \frac{N}{k_{sN} + N} \quad (3.47)$$

onde N é a concentração do nutriente limitante; k_{sN} é a constante de meia saturação. A taxa de crescimento de fitoplâncton quando submetido a nutrientes, μ_N , é um parâmetro que

mede o grau de saturação de nutrientes dentro do sistema. Para um sistema repleto de nutrientes, $\mu_N = 1$; e, conseqüentemente, para um sistema carente em nutrientes, $\mu_N = 0$.

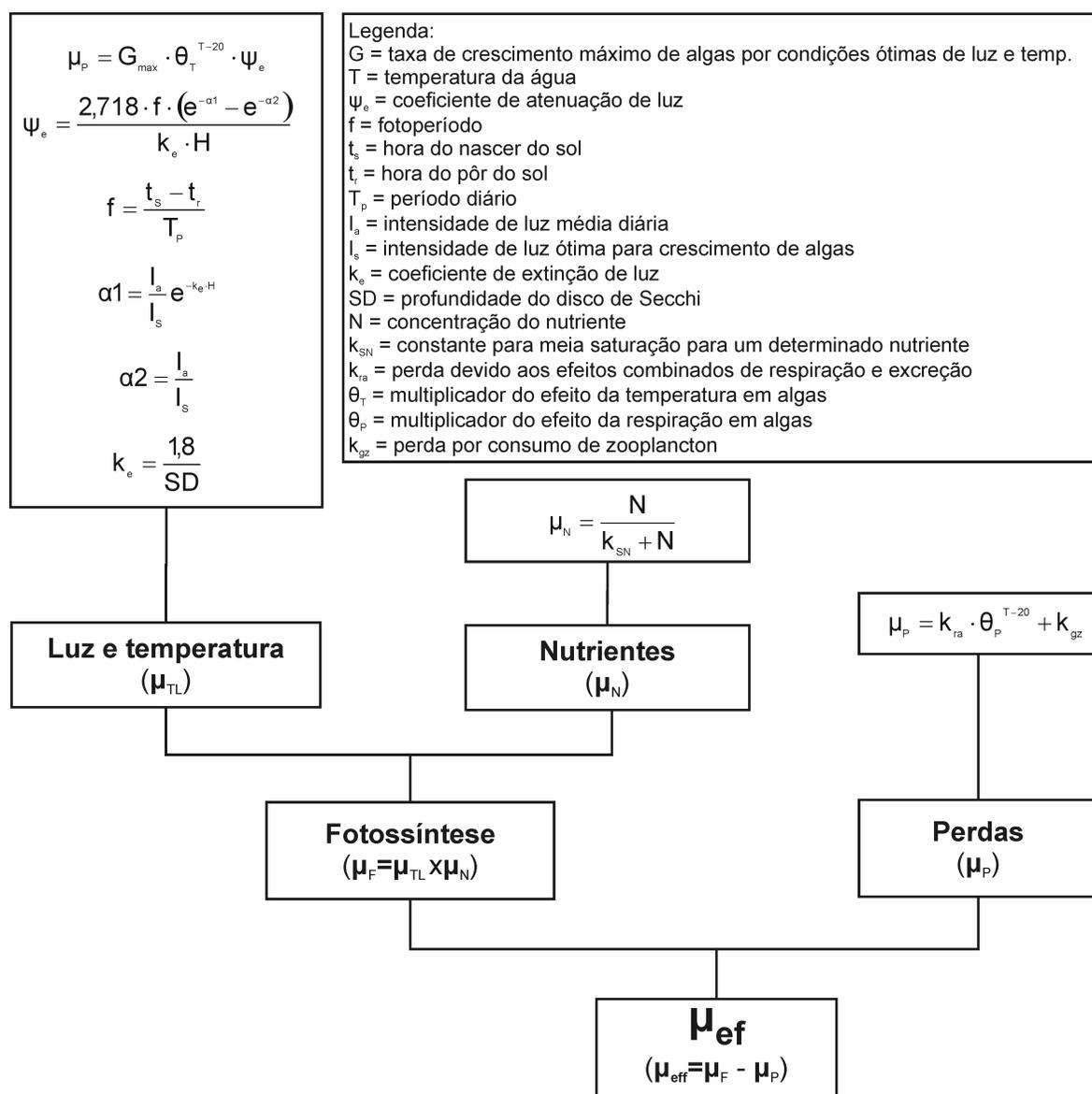


Figura 3.8 – Esquema para o cálculo da taxa efetiva de crescimento de fitoplâncton, e apresentação dos parâmetros e das variáveis envolvidas neste processo.

As equações para o fósforo e nitrogênio são escritas como:

$$\mu_p = \frac{p}{k_{sp} + p} \quad (3.48)$$

$$\mu_n = \frac{n}{k_{sn} + n} \quad (3.49)$$

onde p e n são as concentrações, respectivamente, de fósforo e nitrogênio. Nas equações acima, k_{sp} e k_{sn} representam as constantes de meia saturação para o fósforo e nitrogênio, respectivamente. Estas constantes variam de 1 a 5 $\mu\text{gP/l}$ para o fósforo, e de 5 a 20 $\mu\text{gN/l}$ para o nitrogênio (Chapra, 1997).

A determinação dos efeitos da luz no crescimento do fitoplâncton é bastante complexa, uma vez que diversos fatores precisam ser integrados para se obter o efeito total. Esses fatores são: (a) a variação da incidência de luz durante o dia; (b) a atenuação da luz com a profundidade; (c) e a dependência da taxa de crescimento com a intensidade da luz (Figura 3.9).

No intuito de modelar a inibição do crescimento algal de acordo com a incidência de luz, Steele (1965) propôs a seguinte equação:

$$F(I) = \frac{I}{I_s} e^{-\frac{I}{I_s} + 1} \quad (3.50)$$

onde I é a intensidade da luz em ly/dia; I_s é a intensidade ótima de luz que varia numa faixa de 100 a 500 ly/dia (Schladow e Hamilton, 1996b). A média de luz diária (I_a) pode ser calculada por:

$$I_a = I_m \left(\frac{2}{\pi} \right) \quad (3.51)$$

onde I_m é a máxima intensidade de luz diária. O valor de I_a pode ser obtido através de medida direta por equipamentos específicos, caso se disponibilize no local. A variação espacial de luz através da coluna d'água, e ao longo do tempo, pode ser calculada pela *Lei de Beer-Lambert* (Smaha e Gobbi, 2003), por meio de:

$$I(I_0, z) = I_0(t) \cdot e^{-k_e \cdot z} \quad (3.52)$$

onde I_0 é o valor da radiação solar na superfície durante o período diário (Figura 3.9a); z é a profundidade medida a partir da superfície da água; e k_e é o coeficiente de atenuação da luz que considera os efeitos bióticos (turbidez) e abióticos (auto-sombreamento) na coluna d'água. Para representar o efeito da atenuação solar abiótica, é assumida uma porcentagem da biomassa local. Já, o efeito da atenuação solar biótica é correlacionado linearmente em função da concentração de material particulado suspenso, ou turbidez. Por sua vez, este coeficiente é quantificado por Ripley (1956) através de:

$$k_e = k'_e + 0,0088 \cdot a + 0,054 \cdot a^{2/3} \quad (3.53)$$

onde k'_e é o coeficiente de extinção da luz biótico, devido ao material particulado suspenso na coluna d'água; e a é a concentração de clorofila a em mgChla/m^3 . O coeficiente k'_e pode ser medido diretamente *in situ*. Caso essa alternativa seja complicada, pode-se assumir alguns valores encontrados na literatura dentro da faixa que varia de 0,25 a 0,65 m^{-1} (Schladow e Hamilton, 1996b), ou obter este coeficiente por meio de Di Toro (1978):

$$k'_e = k_{ew} + 0,052 \cdot N + 0,174 \cdot D \quad (3.54)$$

onde k_{ew} é o coeficiente de atenuação devido à partículas livres na água e à cor (m^{-1}); N são os sólidos suspensos não voláteis em mg/l ; e D são os detritos em mg/l . O coeficiente de atenuação, k_{ew} , tem um valor típico de 0,3 m^{-1} , geralmente aplicados à reservatórios. Uma alternativa mais simples de calcular o coeficiente de atenuação da luz, k_e , é através da seguinte expressão (Chapra, 1997):

$$k_e = \frac{1,8}{SD} \quad (3.55)$$

onde SD equivale a profundidade do disco de Secchi e pode ser estimado a partir de medições *in situ*.

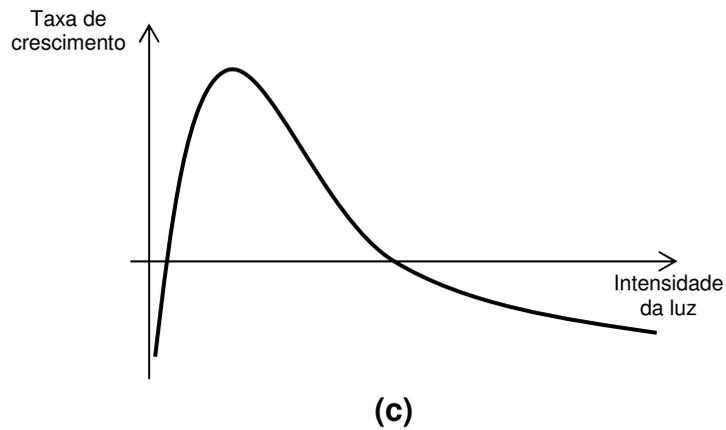
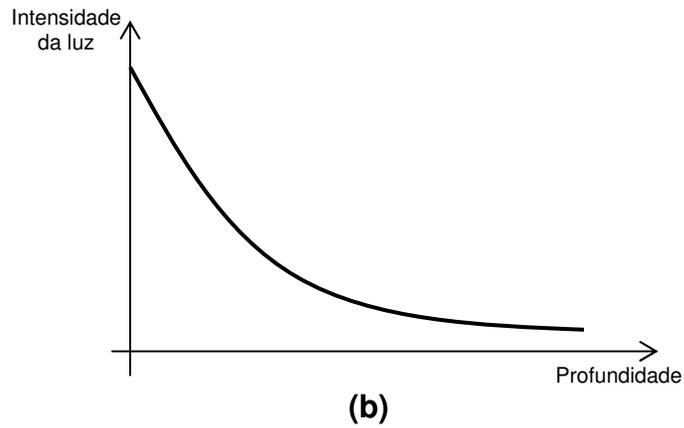
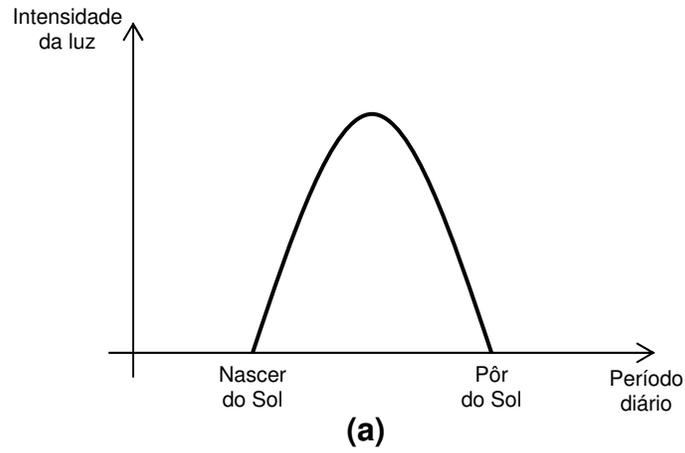


Figura 3.9 – Efeitos da luz no crescimento do fitoplâncton. (a) variação da incidência de luz durante o dia; (b) atenuação da luz com a profundidade; (c) dependência da taxa de crescimento com a intensidade da luz.

Substituindo a Equação (3.52) na Equação (3.50), a taxa de crescimento algal em função da radiação solar tem a forma:

$$\psi_e = \frac{2,718 \cdot f_p}{k_e \cdot H} (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_2}) \quad (3.56)$$

onde f_p é o fotoperíodo que é a razão do período de disponibilidade de luz diária pelo período total diário (24 horas). Os coeficientes α_1 e α_2 são dados por:

$$\alpha_1 = \frac{I_0}{I_s} e^{-k_e \cdot H_1} \quad (3.57)$$

$$\alpha_2 = \frac{I_0}{I_s} e^{-k_e \cdot H_2} \quad (3.58)$$

onde H_1 é a altura da coluna d'água e $H_2 = 0$, de acordo com a Figura 3.10.

Portanto, a taxa de crescimento com relação a luz e temperatura fica escrita da seguinte forma:

$$\mu_T = G_{\max} \cdot \psi_e \cdot (\theta_T)^{T-20} \quad (3.59)$$

As perdas de fitoplâncton são basicamente por: respiração, excreção e consumo pelo zooplâncton. Essas perdas são desmembradas em duas parcelas representadas pela equação:

$$\mu_P = k_{ra} \cdot (\theta_R)^{T-20} + k_{gz} \quad (3.60)$$

onde μ_P é a taxa de perdas devido a respiração, excreção e predação por zooplâncton (d^{-1}); k_{ra} é a taxa de perda por respiração algal a $20^{\circ}C$, este valor varia numa faixa de 0,05 a $0,25 \text{ dia}^{-1}$ (Chapra, 1997); T é a temperatura em graus Celsius; θ_R é o multiplicador dos efeitos da temperatura na respiração das algas, seu valor varia entre 1,02 e 1,14 (Schladow e Hamilton, 1996b); e k_{gz} é a taxa de perdas devido o consumo por zooplâncton e excreção do fitoplâncton, seu valor varia entre 0,1 a $0,2 \text{ dia}^{-1}$ (Chapra, 1997).

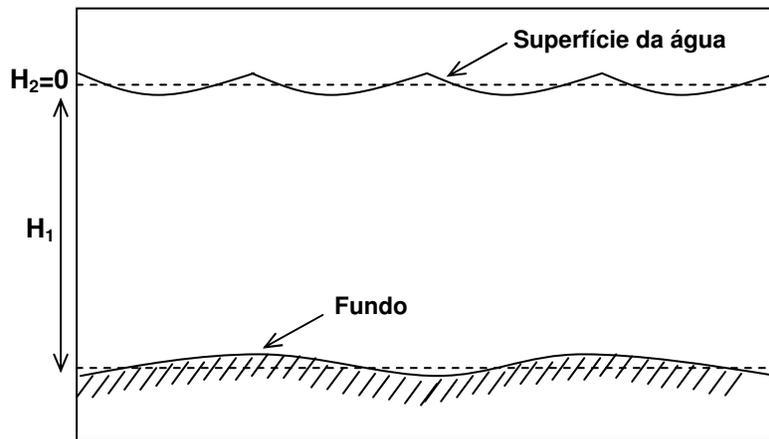


Figura 3.10 – Profundidades de referência. O nível de referência é a própria superfície de elevação da água, sendo assim, H_2 sempre é nulo e H_1 é a profundidade total.

Portanto, a taxa efetiva de crescimento do fitoplâncton, μ_{eff} , pode ser escrita como:

$$\mu_{eff} = \mu_T \cdot \psi_e \cdot \min(\mu_n, \mu_p) - \mu_P \quad (3.61)$$

Em resumo, o procedimento para calcular a taxa de crescimento efetiva de fitoplâncton é a seguinte:

1. Especifica os valores dos parâmetros G_{\max} , I_S , k_e' , θ_R , θ_T , k_{ra} , k_{gz} , f , k_p e k_n .
2. Estima a concentração de fósforo e nitrogênio para todo o domínio do sistema.
3. Calcula μ_n e μ_p (Equações (3.48) e (3.49)).
4. Especifica os valores de I_0 , H e T para todo o sistema.
5. Calcula k_e através da Equação (3.53).
6. Calcula os coeficientes α_1 e α_2 (Equações (3.57) e (3.58)).
7. Calcula ψ_e (Equação (3.56)).
8. Calcula μ_T (Equação (3.59)).
9. Calcula μ_p (Equação (3.60)).
10. Calcula μ_{eff} (Equação (3.61)).

3.5 MODELAGEM FITOPLÂNCTON/NUTRIENTES

O modelo sustentado pelas Equações (3.40) (nutrientes) e (3.45) (fitoplâncton), poderia ser aplicado supondo que o meio aquático estivesse saturado de nutrientes e que a parcela consumida de fitoplâncton não se disponibilizasse novamente para a massa d'água através da forma de nutrientes (resuspensão bentônica), como ilustrado na Figura 2.1. Se essas suposições não forem válidas, é necessário simular os nutrientes simultaneamente com o fitoplâncton. Assim, foram incorporadas as interações entre o fitoplâncton e os nutrientes, através das seguintes equações:

Clorofila *a*:

$$\frac{\partial(\text{Ha})}{\partial t} + \frac{\partial(u\text{Ha})}{\partial x} + \frac{\partial(v\text{Ha})}{\partial y} = \mu_{\text{eff}} \text{Ha} + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(\text{Ha})}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(\text{Ha})}{\partial y} \right) \quad (3.62)$$

Nitrogênio total:

$$\frac{\partial(\text{Hn})}{\partial t} + \frac{\partial(u\text{Hn})}{\partial x} + \frac{\partial(v\text{Hn})}{\partial y} = -a_{\text{na}} \mu_{\text{eff}} \text{Ha} + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(\text{Hn})}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(\text{Hn})}{\partial y} \right) \quad (3.63)$$

Fósforo total:

$$\frac{\partial(\text{Hp})}{\partial t} + \frac{\partial(u\text{Hp})}{\partial x} + \frac{\partial(v\text{Hp})}{\partial y} = -a_{\text{pa}} \mu_{\text{eff}} \text{Ha} - k_{\text{phos}} \text{P} + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(\text{Hp})}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(\text{Hp})}{\partial y} \right) \quad (3.64)$$

onde *a*, *n* e *p* são as concentrações de clorofila *a*, nitrogênio total e fósforo, respectivamente; *a_{na}* é a razão de nitrogênio por clorofila *a* na biomassa de fitoplâncton, seu valor é de 8 mgN/mgChl*a*; *a_{pa}* é a razão de fósforo por clorofila *a* na biomassa de fitoplâncton, seu valor é de 1,5 mgP/mgChl*a*; e *k_{phos}* é o coeficiente de sedimentação do fósforo (ano⁻¹), que pode ser calculado por (Chapra, 1997):

$$k_{\text{phos}} = \frac{10}{H} \quad (3.65)$$

As contribuições de fontes pontuais e difusas de fósforo e nitrogênio trazidas pela bacia não foram levadas em consideração. Esta simplificação foi adotada uma vez que informações sobre a contribuição de nutrientes pela bacia não estavam disponíveis para este estudo. Além do mais, esta pesquisa teve como interesse evidenciar os processos interativos

entre o fitoplâncton e os nutrientes. Porém, vale ressaltar que o modelo permite a entrada desta informação podendo ser implementada em outras aplicações.

É possível notar que termos análogos ao termo de crescimento na Equação (3.62) aparecem com o sinal trocado na equação de transporte para os nutrientes necessários para o crescimento de fitoplâncton (Equações (3.64) e (3.65)). Se a taxa efetiva de crescimento de fitoplâncton, μ_{eff} , for positiva, acontecerá um decaimento imediato da concentração dos nutrientes devido seu consumo pelas algas. Porém, se a taxa efetiva de crescimento de fitoplâncton for negativa, o efeito é inverso, ou seja, há uma maior concentração dos nutrientes fica disponível no meio por resuspensão bentônica, uma vez que a população de algas está se reduzindo. Este processo é conhecido como princípio “presa e predador” (Chapra, 1997), onde dois organismos interagem entre si, e um deles serve de fonte de alimento primário para o outro. Neste caso os nutrientes funcionam como presas e o fitoplâncton como predador. Se a população inicial de fitoplâncton (predador) for pequena, a disponibilidade de nutrientes (presa) no meio começa a aumentar. Em um certo ponto a população de presa torna-se tão numerosa que a população de predador começa a crescer. Eventualmente, o aumento de predadores causa o declínio da disponibilidade de nutrientes. Este declínio leva a um decaimento da população de fitoplâncton. Assim, fecha-se o ciclo de um processo repetitivo.

3.6 CONDIÇÕES INICIAIS E DE CONTORNO

Na resolução do sistema de equações diferenciais parciais, além da necessidade de recorrer a métodos numéricos, é necessário formalizar as condições iniciais e de contornos

do sistema. Normalmente, uma vez que é difícil obter medidas ao longo do sistema que venha a caracterizar um estágio da circulação, as condições iniciais são arbitrárias e, usualmente, são consideradas as velocidades u e v iguais a zero e o nível d'água (η) inicial prescrito pelo modelador, ao longo do sistema. Esta consideração leva a um resultado falso nas primeiras iterações, mas tende ao resultado real à medida que as iterações se sucedem, em um período que está relacionado com o tempo de transporte dentro do sistema simulado (Tucci, 1998). Em sistemas estuarinos, por exemplo, a solução numérica converge para solução real geralmente em um período de simulação correspondente a um ciclo de maré em (Souza *et al.*, 2000), fato que pode consumir muito tempo computacional em alguns casos, dependendo da definição da discretização espacial e temporal.

As condições de contorno serão estabelecidas de maneira a melhor se aproximar das condições reais. Ao longo da costa, que forma o contorno terra-água do sistema, a condição usada no contorno será a de fluxo nulo, a componente da velocidade normal ao contorno é nula. Analogamente, esta condição será também aplicada às fronteiras internas do sistema, e.g., nas ilhas. Se o sistema está sujeito a uma variação de nível (e.g. maré), então a variação de nível deve ser imposta ao longo de uma linha ou região, como no contato entre um rio e o oceano. Nos trechos de fronteiras do sistema representando entrada ou saída de rios ou canais, além da prescrição da velocidade ser diferente de zero ao trecho de fronteira em questão, há também que se prescrever a componente tangencial, usualmente zero, de acordo com Rosman (1999).

O vento assume um papel fundamental na simulação, uma vez que ele é o principal agente de circulação das águas na Lagoa Mangueira e afeta diretamente a resuspensão de sedimentos em lagos rasos (Paz, 2003) (Jin e Wang, 1998).

A heterogeneidade espacial e temporal do vento influencia os padrões de escoamento (Podsetchine e Schernewski, 1999) e foi inserida neste trabalho através de equações de interpolações lineares, descritas abaixo:

Interpolação espacial:

$$\vec{v}_n = (v_{nx}, v_{ny}) = \frac{\sum_{i=1}^m \vec{v}_i / d_i}{\sum_{i=1}^m 1/d_i} \quad (3.66)$$

Interpolação temporal:

$$v_t = v_k + \frac{(v_{k+1} - v_k) \cdot (t - t_k)}{t_{k+1} - t_k} \quad (3.67)$$

onde $\vec{v}_n = (v_{nx}, v_{ny})$ é o vetor velocidade do vento para um ponto qualquer (n) dentro do domínio de interesse cujas componentes estão nas direções x e y; \vec{v}_i é o vetor velocidade do vento na estação meteorológica i; m é o número de estações meteorológicas disponíveis no sistema; d_i é a distância entre um ponto qualquer dentro do sistema (n) e a estação i; v_t é o valor da velocidade do vento no tempo t que está entre os intervalos de tempo t_k e t_{k+1} ; v_k é o valor da velocidade do vento no tempo t_k ; v_{k+1} é o valor da velocidade do vento no tempo t_{k+1} . As Equações (3.66) e (3.67) representam as funções de interpolação espacial e temporal, respectivamente, para o sistema. A função de interpolação espacial pondera as informações das estações meteorológicas.

4. CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA

4.1 O SISTEMA HIDROLÓGICO DO TAIM

O Sistema Hidrológico do Taim (SHT) é uma extensa área úmida, com aproximadamente 2254 km², localizada no Sul do Rio Grande do Sul, compreendendo partes dos Municípios de Santa Vitória do Palmar e do Rio Grande entre as latitudes 32°20'S e 33°00' S, e pela Lagoa Mirim e o Oceano Atlântico sul entre as longitudes 52°20'W e 52°45'W, está próximo ao Arroio Chuí, na fronteira com o Uruguai (ver Figura 4.1).

A região de inserção do Sistema Hidrológico do Taim faz parte de um *continuum* de áreas alagáveis que se estende dos arredores da cidade de Pelotas, passa por Rio Grande e entra no Uruguai. Dentro deste *continuum* existe uma diversidade de sistemas aquáticos, tais como banhados e lagoas associadas, de água doce, em uma dinâmica de baixo relevo marginal ao Oceano Atlântico. Associada com o clima subtropical, esta região se distingue de outras áreas alagáveis existentes no Brasil. Um sistema similar pode ser encontrado no Estado da Flórida-U.S.A (Motta Marques *et al.*, 2002). A região de inserção do Sistema Hidrológico do Taim (SHT) é composta essencialmente de quatro unidades ecodinâmicas, a saber, a Planície Marinho-Eólica, o alinhamento dos Banhados Pós-Planícies Marinho-Eólica, o Platô de Santa Vitória do Palmar/Formação Chuí e o Mosaico do Sudeste da Lagoa Mirim.

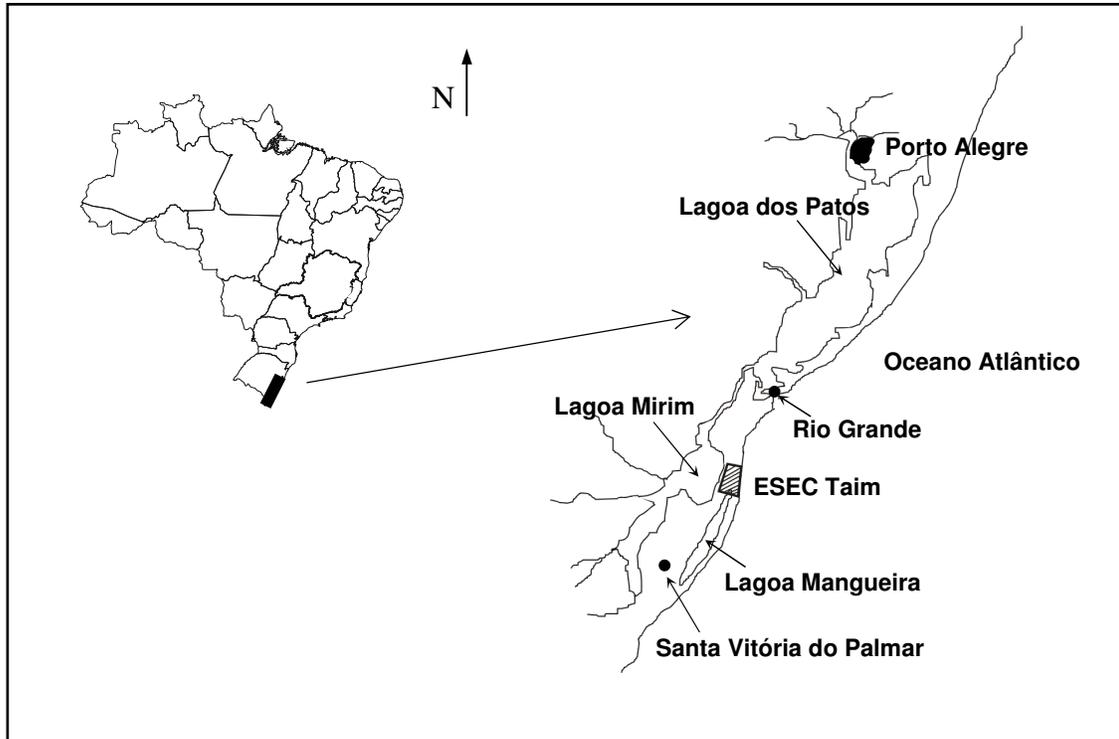


Figura 4.1 – Localização da Estação Ecológica do Taim, quando da sua criação.

Em termos gerais, existem oito subsistemas, podendo estes serem agrupados em três (Figura 4.2), a saber: (a) Subsistema Norte – com um total de 387 km², é constituído pelas lagoas Caiubé e das Flores e pelo Banhado do Maçarico que está conectado a Lagoa das Flores; (b) Subsistema Banhado – possui uma área total de 270 m², é composto pelas Lagoa Nicola, Lagoa Jacaré e, em sua maior parte, de uma região coberta de macrófitas aquáticas e biomassa considerável onde o fluxo é caracterizado por velocidades superficiais baixa; e (c) Subsistema Sul – formado pela Lagoa Mangueira e sua bacia de contribuição da lagoa, com uma área de 1597 km². O escoamento nesses subsistemas é distinto de acordo com suas próprias características, tais como: topografia, tipo e uso do solo e interferências antrópicas.

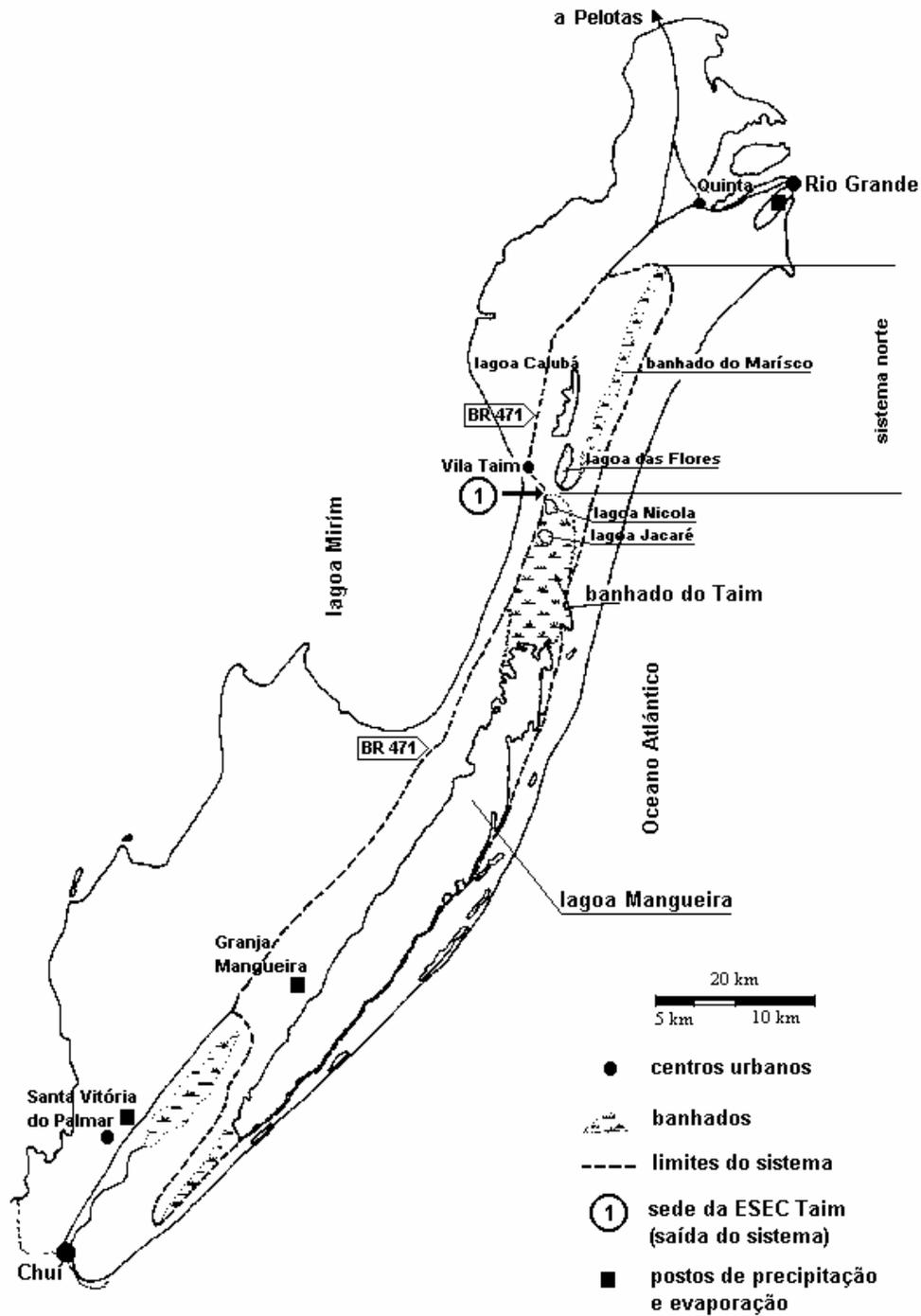


Figura 4.2 – Localização dos três subsistemas que compõem o Sistema Hidrológico do Taim: Sistema Norte, Banhado do Taim e Lagoa Mangueira. (Fonte: Villanueva, 1997).

Ao longo do sistema e na sua vizinhança, existem diferentes tipos de coberturas de solo, dentre eles podem ser citados: solo agrícola, pastagens, reflorestamento, dunas e áreas baixas, alagadas permanente ou temporariamente (Figura 4.3).

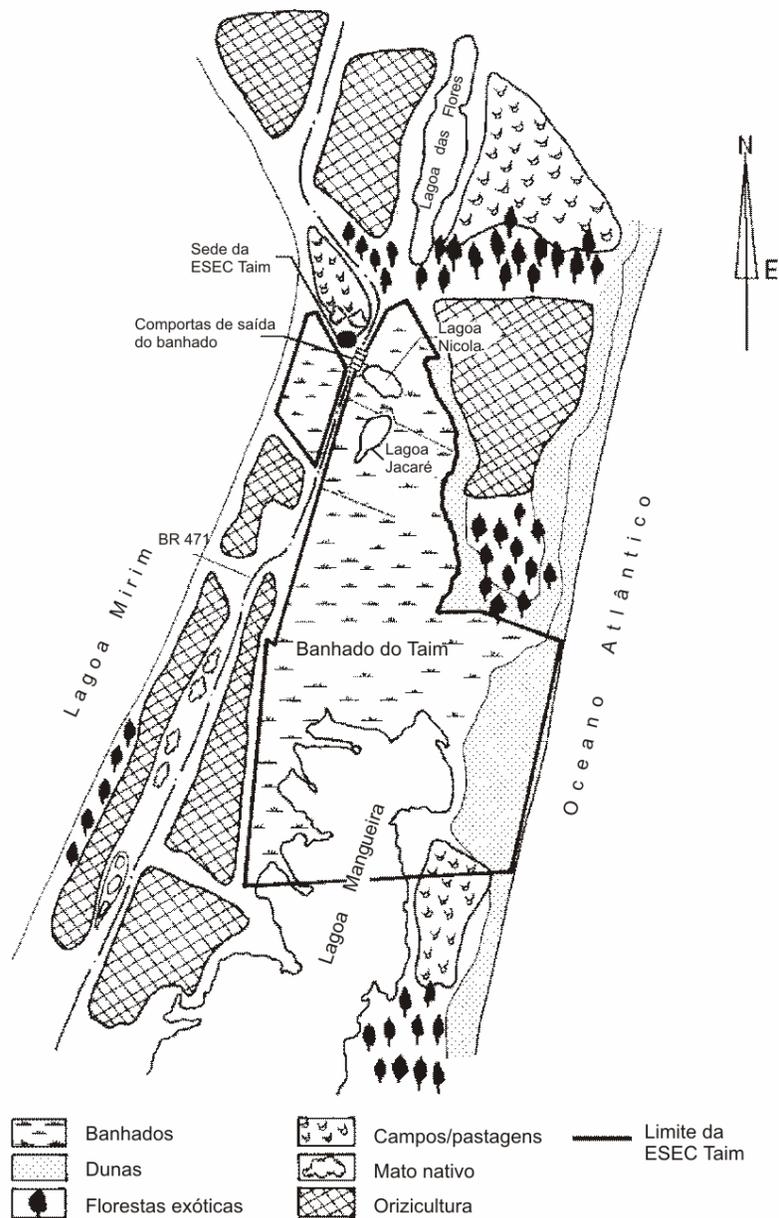


Figura 4.3 – Uso do solo na ESEC Taim (Fonte: Villanueva, 1997).

O SHT está inserido em uma unidade de conservação federal do IBAMA, denominada Estação Ecológica do Taim (ESEC Taim). A ESEC Taim foi criada através do Decreto presidencial. Nº 92.963, de 21 de julho de 1986, com o objetivo de proteger amostras dos Banhados do Sul e da fauna ameaçadas de extinção e preservar o local de passagem de aves migratórias, especialmente o cisne de pescoço preto (IBAMA, 1993). A ESEC Taim é equipada com infra-estrutura tal que as universidades e outras instituições de pesquisas possam fazer estudos comparativos ecológicos entre áreas protegidas e aquelas que sofreram alterações pelo homem. Somente em junho de 2003, a Lagoa Mangueira foi incluída na ESEC Taim (Torma e Melo, 2003) sobre responsabilidade do PELD (Pesquisas Ecológicas de Longa Duração). A área total da unidade é de aproximadamente 33.935 ha, compreendendo praias oceânicas, dunas, campos, matas, lagoas e principalmente banhados e alagados, estando contida no Sistema Hidrológico do Taim com 2254 km².

No contexto do projeto PELD diferentes variáveis hidrológicas, meteorológicas, físicas, químicas e biológicas vêm sendo monitoradas ao longo dos últimos anos. Dentre estas variáveis incluem: níveis da Lagoa Mangueira e no Banhado, precipitação, evaporação, temperatura da água, radiação solar incidente na superfície da água, velocidade e direção do vento em três locais diferentes (Sul, Centro e Norte), além de variáveis de qualidade da água, fundamentais para estudos deste porte.

O banhado do Taim encontra-se ao norte da Lagoa Mangueira, apresentando uma vegetação exuberante em macrófitas aquáticas emergentes, que chegam a cobrir 30% ou mais da área efetiva (Villanueva, 1997). O conjunto formado pelo Banhado do Taim e Lagoa Mangueira (Figura 4.2) é o objeto de estudo desta pesquisa, tendo uma área de aproximadamente 950 km².

4.2 DADOS DISPONÍVEIS

De forma geral, na aplicação de um modelo hidrodinâmico 2DH de transporte de nutrientes e fitoplâncton, várias informações são necessárias na entrada desse tipo de modelo, tais como o contorno e a topografia do fundo do terreno de toda a região simulada e dados meteorológicos relativos às condições de contorno (direção e intensidade do vento, nível da água, radiação solar incidente na superfície da água, temperatura da água, precipitação, evapotranspiração, etc), além da definição dos parâmetros hidrodinâmicos e biológicos, tais como os coeficientes de viscosidade turbulenta, de rugosidade e arrasto do vento. As informações físicas e meteorológicas são disponíveis para a Lagoa Mangueira e para o Banhado do Taim com base em levantamentos realizados pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS (Beltrame *et al.*, 1998) e pelo PELD, sem as quais dificilmente poderia realizar este tipo de estudo. As campanhas de medições no SHT estão sendo desenvolvidas desde de 2001. Os valores dos parâmetros hidrodinâmicos e biológicos foram adotados conforme a experiência em outras simulações em lagos e regiões semelhantes (Lopardo, 2002; Paz, 2003; Schettini, 1991; Chapra, 1997, Schladow e Hamilton, 1996a,b), ficando sujeitos a modificações durante a fase de ajuste do modelo.

O contorno do Taim, representado pela interface terra-água do sistema, foi digitalizado baseado na composição colorida RGB de uma imagem de satélite Landsat (WGS 84, UTM-22S) da região (Figura 4.4), utilizando ferramentas de geoprocessamento.

A Lagoa Mangueira apresenta levantamento batimétrico próprio, com uma boa densidade de pontos. Estes dados topobatimétricos utilizados foram obtidos em campanhas de medição realizadas pelo IPH em março de 2003 (Beltrame *et al.*, 1998). Como o banhado do Taim é uma região bastante plana com grande presença de macrófitas aquáticas

emergentes e de difícil levantamento batimétrico, os poucos dados disponíveis são de qualidade duvidosa.

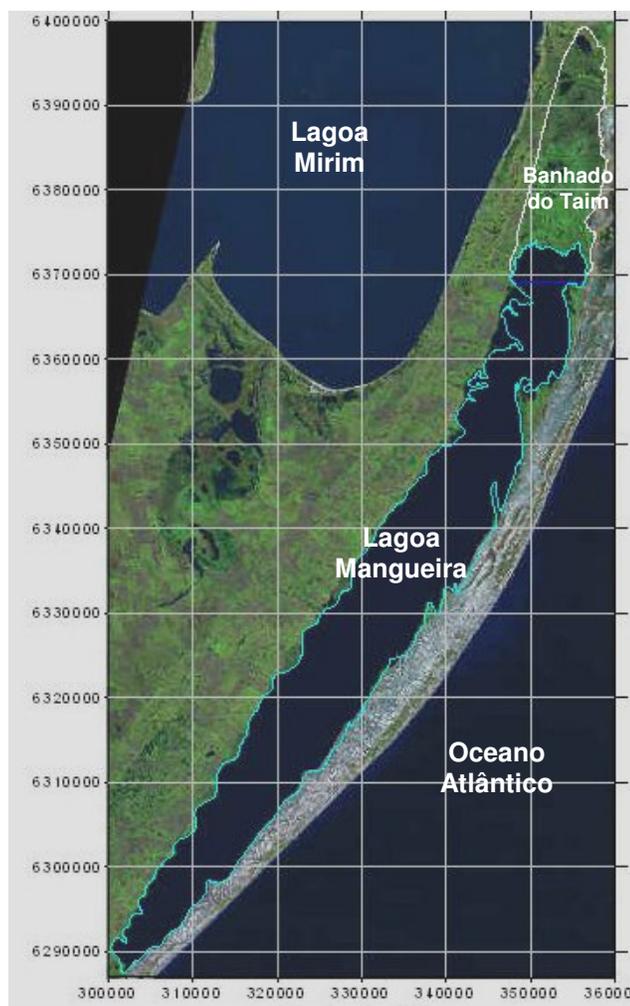


Figura 4.4 – Delimitação do contorno da Lagoa Mangueira sobre composição colorida RGB da imagem de satélite (WGS 84, UTM-22S).

O Modelo Numérico do Terreno (MNT) do Banhado do Taim foi gerado com a exclusão e inclusão dos pontos disponíveis até se obter uma configuração coerente com o conhecimento mínimo da topografia daquela região (Villanueva, 2002). Isso foi alcançado adotando-se as cotas empregadas por Villanueva (1997) para as zonas de interface entre as

celas do seu modelo. No sentido de corrigir eventuais distorções foi realizada uma análise de consistência, seguido da correção de falhas ocasionais destes dados. Logo em seguida, estas informações, especialmente dispersa, foi interpolada ao longo do sistema formado pelo conjunto Banhado do Taim e Lagoa Mangueira, gerando o Modelo Numérico de Terreno (MNT) do sistema (Figura 4.5).

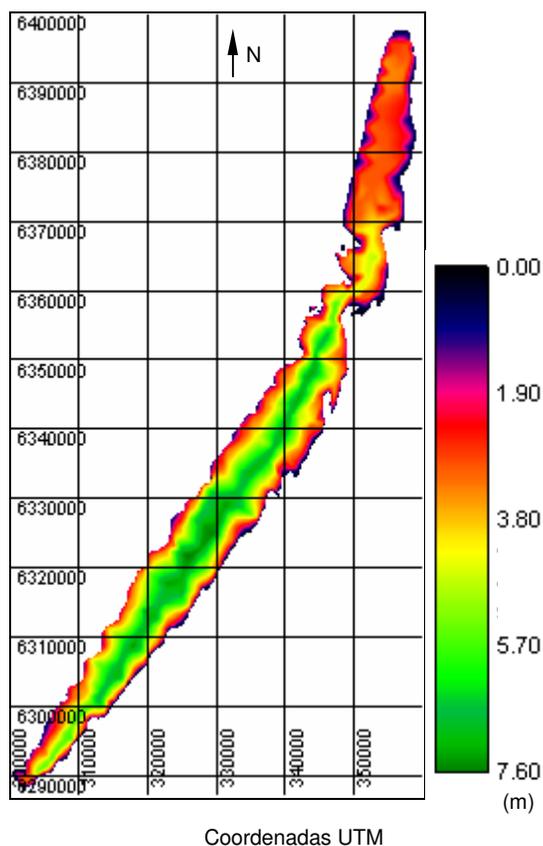


Figura 4.5 – Modelo Numérico de Terreno (MNT) do sistema Taim.

Ao longo do Taim existem três anemômetros com uma frequência de registro horário, relativos ao período compreendido entre março de 2001 e dezembro de 2003. Neste caso, foram selecionadas três estações meteorológicas dentro do sistema, uma na

parte sul, denominada TAMAS (lat. 33°30'18,5''S e long. 53°08'54,4''W), outra na parte central, denominada TAMAC (lat. 33°13'06,4''S e long. 52°55'58,4''W) e outra localizada ao norte da lagoa (TAMAN – lat. 32°46' 56''S e long. 52°37'39,2''W) (Figura 4.6).



Figura 4.6 – Localização das estações meteorológicas TAMAN (Ponto 1), TAMAC (Ponto 2) e TAMAS (Ponto 3) e suas respectivas distâncias d_1 , d_2 e d_3 para um ponto n dentro do sistema.

No período compreendido entre março e dezembro de 2003 foi possível observar uma predominância de ventos no eixo NE-SO, direção que correspondem à orientação do eixo longitudinal do sistema Taim (Figura 4.7). Este período é bem representativo do comportamento anual de vento naquela região (Paz, 2003).

Foram selecionados dois linígrafos com uma frequência de aquisição de 15 minutos, localizados nas estações TAMAS e TAMAN, relativos ao período de registro dos dados de

vento. A disponibilidade desses dados possibilitou calibrar e verificar o modelo hidrodinâmico. A obtenção dos dados de precipitação e evaporação se deu através das três estações meteorológicas ao longo do sistema (TAMAS, TAMAC e TAMAN), com uma frequência de registro horário, também compatível ao período de registro dos dados de vento.

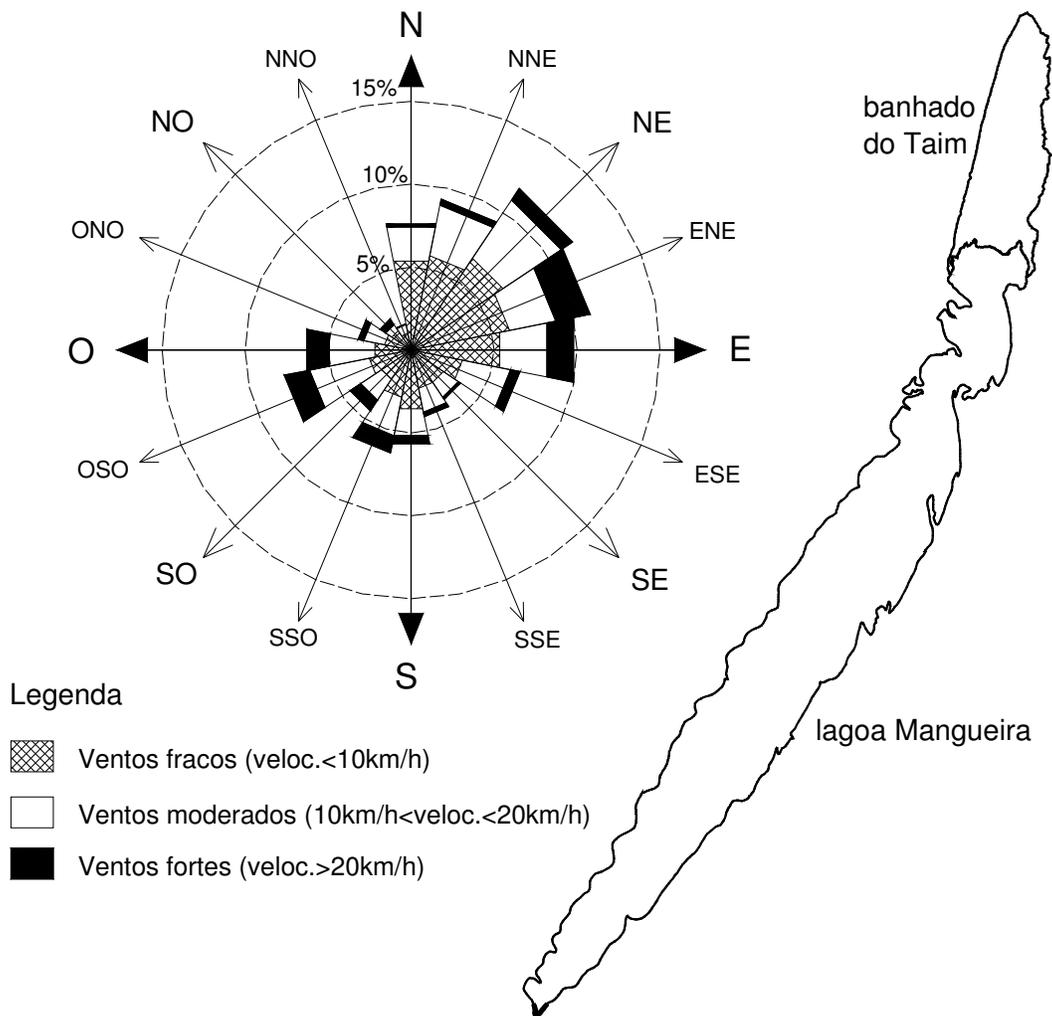


Figura 4.7 – Rosa dos ventos com distribuição de frequência dos ventos, agrupado em 3 classes conforme legenda (Paz, 2003).

4.3 COMPORTAMENTO CLIMÁTICO E HIDROLÓGICO

A região onde se insere o Banhado do Taim e a Lagoa Mangueira apresenta clima tipo Cfa, segundo a classificação de Köppen. Este tipo de clima é temperado e apresenta chuvas distribuídas ao longo do ano, constituído de invernos frios e verões quentes. As temperaturas nos meses mais quentes apresentam, em média, valores superiores a 22°C, enquanto nos meses mais frios a temperatura varia numa faixa entre -3 e 18°C (Gazulha, 2004).

A precipitação média anual nesta região é de 1300 mm, porém a lâmina d'água correspondente a evapotranspiração média anual é próxima ao valor da precipitação, isto significa que a capacidade de recuperação do sistema é baixa, e que uma seqüência de anos secos pode conduzir o sistema à escassez hídrica, modificando todo seu comportamento e funcionamento.

A bacia de contribuição do Sistema Hidrológico do Taim se desenvolve através de uma faixa estreita delimitada, ao oeste, pela BR-471 e, ao leste, pela área de dunas costeiras (Figura 4.2). O sistema recebe água de uma bacia pouco maior do que a própria Lagoa Mangueira, ou seja, a maior parcela de entrada de água se dá por precipitação direta sobre o sistema. As saídas de água do sistema ocorrem basicamente por evaporação, demanda para irrigação e, quando o nível está alto, escoamento para a Lagoa Mirim por um único ponto (Paz, 2003) (Villanueva, 1997), uma comporta. Esta comporta foi originalmente projetada como parte do esquema de drenagem da área (Figura 4.8).

O Banhado do Taim e a Lagoa Mangueira, inseridas no sistema hidrológico do Taim, não abrangem a totalidade da bacia hidrográfica que influencia os níveis de água do banhado, da Mangueira e da vizinhança. Ações externas, como por exemplo, irrigação das

lavouras de arroz, interferem diretamente na quantidade de água e na conservação das condições ambientais. Da mesma forma, qualquer ação sobre o sistema de comportas na saída do banhado pode afetar as propriedades fora da Estação Ecológica do Taim.



Figura 4.8 – Aspecto do canal de drenagem do Taim no local da comporta. (Fonte: PELD, 2005).

Outro aspecto importante no sistema, em especial no Banhado, é o hidroperíodo, ou seja, o período de oscilação natural do nível da água, fundamental para garantir a sobrevivência e funcionamento dos organismos que habitam esses ecossistemas, tais como, riqueza de espécies, alteração de padrões de comunidades, produtividade e *habitat*. Portanto, o hidroperíodo é a assinatura hidrológica de um banhado, a qual depende do balanço hídrico, da topografia e das condições subsuperficiais. As alterações do hidroperíodo, por sua vez, podem ser atribuídas tanto a eventos naturais como ao uso dos recursos hídricos no Sistema Hidrológico do Taim. Para que essas funções sejam mantidas,

é necessário identificar e definir o hidroperíodo específico ou a série de hidroperíodos utilizáveis no gerenciamento do ecossistema (Motta Marques *et al*, 2002).

4.4 O ECOSISTEMA

A diversidade biológica dentro do SHT é bastante ampla, vários estudos visaram quantificar e detalhar as flutuações temporais e espaciais das mais diversas comunidades (plâncton, macrófitas aquáticas, invertebrados, peixes, répteis, anfíbios, aves, maníferos, etc) que utilizam este ecossistema como seu *habitat*. A seguir, serão descritos alguns resultados encontrados na literatura que quantificam esta diversidade.

Boa parte da comunidade fitoplanctônica do SHT foi identificada através de estudos de cunho taxonômico (classificação das espécies). Uma variedade de gêneros de algas planctônica de arroios, canais e lagoas foram levantadas em seis subsistemas aquáticos, envolvendo o banhado, o canal do banhado e o Arroio do Taim e as lagoas do Nicola, Jacaré e Mangueira (Franceschini *et al.*, 1979; Werner e Rosa 1992; FZB, 1987; Landucci e Ludwig, 2000; Callegaro e Salomoni, 1988). O grupo das diatomáceas é o mais bem representado em todo o SHT, seguido das Euglenofíceas e Cianofíceias, esta última podendo ser prejudicial à saúde humana, tendo em vista que algumas espécies liberam toxinas para o meio.

Pouco se conhece sobre a diversidade de invertebrados neste ecossistema límnic, especialmente do zooplâncton – pleuston. Apenas alguns estudos zooplanctônicos têm sido realizados na Lagoa Negra (Fallavena, 1985), Lagoa Emboaba (Bohrer, 1985; Spohr-Bacchin, 1994; Güntzel, 1995) e agora recentemente na Lagoa Jacaré e em sua interface com o banhado (Gazulha, 2004).

A existência de macrófitas aquáticas está relacionada com a profundidade do meio. Se a altura da lâmina de água for alta a tendência é que haja predominância de espécies flutuantes e uma redução do número de espécies de macrófitas. O Banhado do Taim apresenta uma lâmina d'água favorável para o desenvolvimento desta comunidade. Uma avaliação abrangendo toda a extensão do Banhado do Taim indicou a presença de várias espécies de macrófitas aquáticas (Irgand *et al.*, 1984), sendo grande parte de macrófitas emergentes e flutuantes.

É vasta a diversidade de peixes na região de banhados do Taim. Esta diversidade está descrita em diversos estudos (Buckup e Malabarba 1983; Reis, 1983; Grosser, *et al.* 1994; Bemvenuti, 1995). Assim como os peixes, o SHT apresenta uma extensa lista de anfíbios, que representa aproximadamente 27% de toda a variedade de espécies encontradas no Estado do Rio Grande do Sul (Gayer *et al.*, 1988). Os répteis também foram quantificados na região da ESEC-TAIM, as tartarugas de água doce são os répteis mais abundantes (Gayer *et al.*, 1988).

A avifauna aquática do Banhado do Taim apresenta grande variedade (Belton, 1994) (Rose e Scott, 1994), o que corresponde a aproximadamente 9,4% das espécies e 56% das famílias de aves aquáticas do mundo (Veiga *et al.* 1995). O Rio Grande do Sul corresponde a uma das áreas de maior diversidade de aves aquáticas do Brasil devido ao fato de fazer parte das rotas migratórias de espécies vindas do norte e do sul que não se reproduzem nesta latitude (Sick, 1983; Olrog, 1962; 1971; Lucero, 1982; Silva, 1986; Antas, *et al.*, 1990; Nascimento, *et al.* 1990).

O mamífero mais predominante no Sistema Hidrológico do Taim é a capivara (maior roedor do mundo), sendo verificada em grandes grupos. O rato-do-banhado e a lontra também dividem o mesmo território com as capivaras. Eles são os principais

mamíferos característicos do Sistema Hidrológico do Taim, contudo, pode ainda destacar os roedores tucotucos que ocupam áreas mais secas, o zorrilho, o mão-pelada, o graxaim e o tatupeludo (Paixão, 1986).

4.5 CONFLITOS DE USO DA ÁGUA

Já no início do século XX o uso de áreas inundadas para produção agrícola, em especial o cultivo de arroz, era um fato muito importante para o Estado do Rio Grande do Sul. Atualmente, o cultivo de arroz é a mais importante atividade econômica da região. Grandes áreas, a oeste da lagoa, cultivam arroz através da irrigação por inundação. A manutenção da alta produtividade dessa cultura requer a permanência de uma lâmina d'água sobre o plantio por um período de aproximadamente 100 dias (Motta Marques *et al.*, 2002). A irrigação por inundação contínua tem uma demanda de água elevada, aproximadamente 2 l/(s.ha), a qual é fornecida por levantes hidráulicos que bombeiam água das Lagoas (Mangueira, Caiubá, Flores e Mirim) para um sistema de canais de distribuição.

O conflito então surge, uma vez que a preservação das unidades de conservação implica em uma redução do volume de água disponível para irrigação (Villanueva *et al.*, 2000). Estes autores mostraram que o ecossistema não suporta a presente taxa de extração de água e que seria necessário algumas medidas para a preservação do sistema, tais como: a previsão do volume disponível e o uso complementar da água da lagoa Mirim. Os arrozeiros aspiram pelo fechamento da estrutura de saída, com a finalidade de garantir níveis de água altos durante todo o período do ano, e assim armazenar a parcela d'água que escoariam naturalmente para a lagoa Mirim. Por outro lado, é fundamental que ocorra a flutuação dos níveis para a conservação do sistema. Mudanças nos níveis d'água, causadas

por eventos naturais ou pelo uso não planejado do recurso hídrico do sistema, pode alterar de forma significativa as funções desempenhadas pelo Banhado, tais como os padrões de comunidades, as riquezas de espécies, a produtividade e o *habitat* (Motta Maques *et al.*, 2002).

A pecuária é outra atividade implantada na região, a qual utiliza os campos de plantio de arroz nos anos de pousio. Esta atividade gera uma fonte difusa de poluentes para o sistema em questão. Os poluentes produzidos por nesse tipo de fonte difusa são nutrientes, princípios ativos e orgânicos naturais lixiviados.

O Sistema Hidrológico do Taim foi sujeito a alterações civis, como por exemplo, a construção da BR 417, obras de drenagem e a construção da barragem eclusa do Canal de São Gonçalo, as quais determinaram um padrão diferente para a circulação das águas do sistema (MRS, 1997).

Comprova-se, assim, que uma variedade de atividades no Sistema Hidrológico do Taim, centradas no recurso água, tem o potencial de promover não só uma alteração dos habitats como também do sistema a longo prazo. Os impactos de tais atividades na qualidade verificam-se tanto pelas áreas impactadas servirem de fonte de poluentes quanto pela sua capacidade de melhorar a água afluyente ao ambiente em questão e ambientes a jusante deste sistema.

5. APLICAÇÃO DO MODELO

5.1 DISCRETIZAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL

A discretização está relacionada ao ato de segmentar um sistema, criteriosamente, em diversas partes (isto é, em um número finito de volumes de controle), a fim de representar a equação diferencial por uma solução numérica. A discretização é realizada no tempo e/ou no espaço. Uma discretização temporal é aplicada toda vez que a variável de interesse não apresenta valores constantes ao longo do tempo (regime não-permanente). Além disso, se esta mesma variável está sujeita a variações de valores (gradientes) dentro do domínio, uma discretização espacial é fundamental no intuito de avaliar sua variabilidade ao longo do sistema.

Uma discretização inadequada pode conduzir o modelador a falsos resultados das variáveis de interesse através dos erros numéricos. Os erros podem produzir instabilidade numérica (devido a erros de truncamento na expansão da série e erros de arredondamentos) e/ou imprecisão da solução (erros de amortecimentos e de dispersão numérica) (Tucci, 1998).

De acordo com os critérios de precisão e estabilidade apresentados através das Equações (3.30) e (3.44) foi possível estabelecer os valores de discretização no tempo e no espaço, os quais que se encaixam, com folga, dentro dos limites de precisão (aproximação da solução real) e estabilidade do modelo. Para a simulação do Sistema Hidrológico do Taim (Lagoa Mangueira e Banhado do Taim) foi utilizada uma discretização com células

de 100 x 100 m, resultando em uma malha constituída por 1130 linhas e 600 colunas, formando um total de 678.000 elementos, dos quais apenas 97.083 células (14,32%) são células computacionais ativas, e são, realmente, utilizados no processo de cálculo. As células restantes ficam inativas, sem acrescentar esforços computacionais ao modelo (Figura 5.1). Foi estimado, dentro do limite de estabilidade numérica e precisão desejada (Equação (3.30)), um intervalo de tempo de 60 segundos (1 minuto). Esta discretização se traduziu em um custo computacional elevado. Quando todos os módulos estão ativos, a razão entre o tempo de processamento e o tempo de simulação é de 1/30 em um Pentium IV 3.2 GigaHertz, ou seja, para simular a distribuição espacial de clorofila *a* em 1 mês seria necessário 1 dia de processamento computacional (tempo real). A opção por essa alternativa justificou, uma vez que se pretendia extrair do modelo uma máxima eficácia e uma melhor precisão da solução.

A Figura 5.1 ilustra uma das discretizações espaciais que foi aplicada no domínio. As células em vermelho são aquelas que estão contidas dentro da região de interesse, as quais serão realmente utilizadas no processo de cálculo. As células em ciano indicam a região externa ao lago, e que serão computacionalmente negligenciadas. Com a finalidade de adquirir mais sensibilidade da discretização espacial que foi realizada, a Figura 5.1 apresenta, em evidência, uma quadrícula localizada na parte sul da Lagoa Mangueira. Nesta quadrícula, é possível visualizar, em detalhe, a grade computacional (100 x 100 m), onde cada quadrado representa um elemento de controle. Além disso, é possível observar a boa aproximação computacional que foi realizada através da resolução espacial adotada com respeito à área real formada pelo sistema (Figura 5.1).

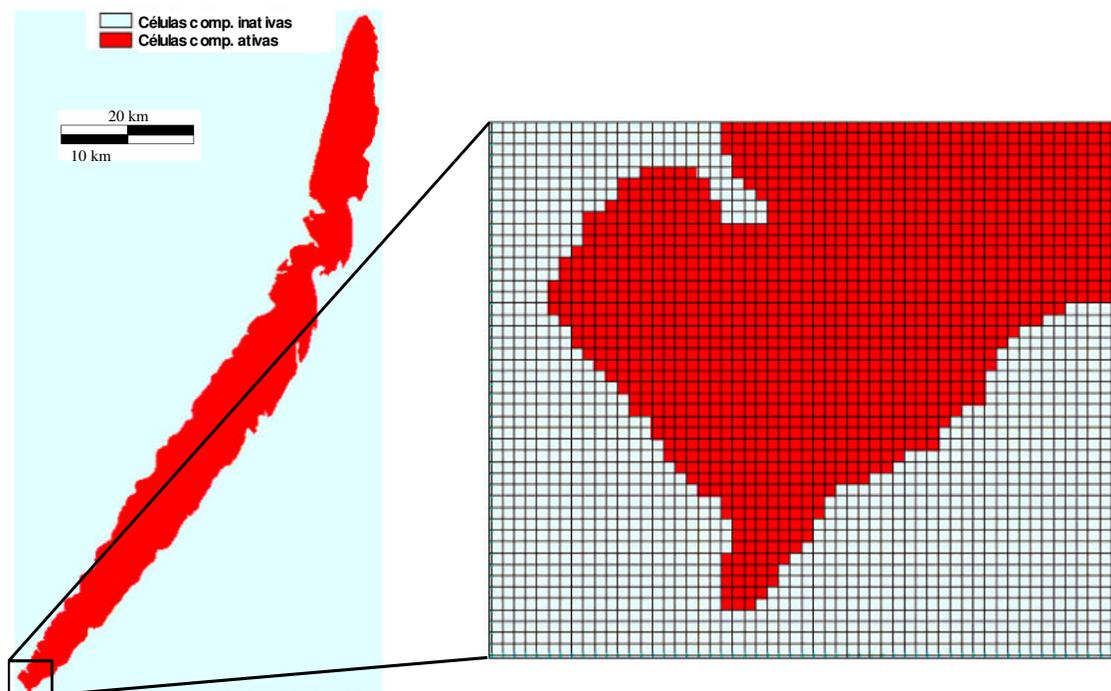


Figura 5.1 – Apresentação da discretização espacial realizada no sistema. Em destaque, pode ser observada a grade computacional quadrada implementada (células de 100 x 100 m) na parte sul da Lagoa Mangueira.

5.2 TESTE DE SECAGEM E INUNDAÇÃO

O algoritmo de secagem e inundação, o qual foi incorporado no modelo original através da metodologia descrita no item 3.1.3, foi testado com a finalidade de representar uma possível secagem de uma célula inicialmente molhada e vice-versa. O domínio de aplicação deste teste foi a Lagoa Mangueira, com um período de simulação de 6 horas. Nesta aplicação foi verificado o comportamento do campo de velocidades na parte sul da Lagoa Mangueira gerado por um vento com origem sudoeste durante as três primeiras horas de simulação e que muda de sentido (origem nordeste) no período restante. Foi adotada uma intensidade de vento constante de 10 m/s, e considerou que o sistema estava inicialmente em repouso. A Figura 5.2 mostra dois quadros que representam o campo de

velocidade no sul da lagoa na primeira hora de simulação (Figura 5.2a) e após 3 horas de simulação (Figura 5.2b). Para diferenciar as regiões mais rasas das mais profundas, aplicou-se uma escala de azul para a cor de fundo no domínio de aplicação da lagoa. As regiões mais rasas foram caracterizadas por um azul mais claro e para as regiões mais profundas um azul mais escuro foi definido.

Nas primeiras horas de simulação, este vento hipotético constante de origem sudoeste fez com que a água da parte sul fosse transferida para a região norte da lagoa. Assim, o nível da água na parte sul vai gradativamente decaindo, de forma que a lâmina d'água nas células mais rasas chegue a valores menores ou iguais a 10 cm, que corresponde a faixa de valores de atuação do algoritmo de secagem e inundação. Com o aumento da rugosidade nestas células o fluxo é impedido, e após três horas de simulação (Figura 5.2b) é possível notar que os vetores de velocidade nas células mais rasas (azul claro) desaparecem, indicando a secagem artificial nas células correspondente.

O desempenho do algoritmo também foi avaliado através da observação do nível da água ao longo do período de simulação em uma célula localizada na margem sul da Lagoa Mangueira (ponto amarelo na Figura 5.2). A profundidade total nesta célula é de 30 cm. A Figura 5.3 mostra a variação do nível d'água no tempo. Quando a curva atinge o limite crítico proposto (10 cm), o algoritmo de secagem e inundação começa a operar. A partir daí a rugosidade aumenta seu valor e o fluxo vai sendo impedido, até que o nível começa a estabilizar em um patamar (Figura 5.3). Este patamar depende do coeficiente de curvatura utilizado no multiplicador exponencial. Quanto maior for o valor do coeficiente de curvatura mais este patamar se aproximará do nível do tirante crítico. Com a mudança do vento o fluxo se inverte e o nível começa a subir tornando a célula inundada novamente.

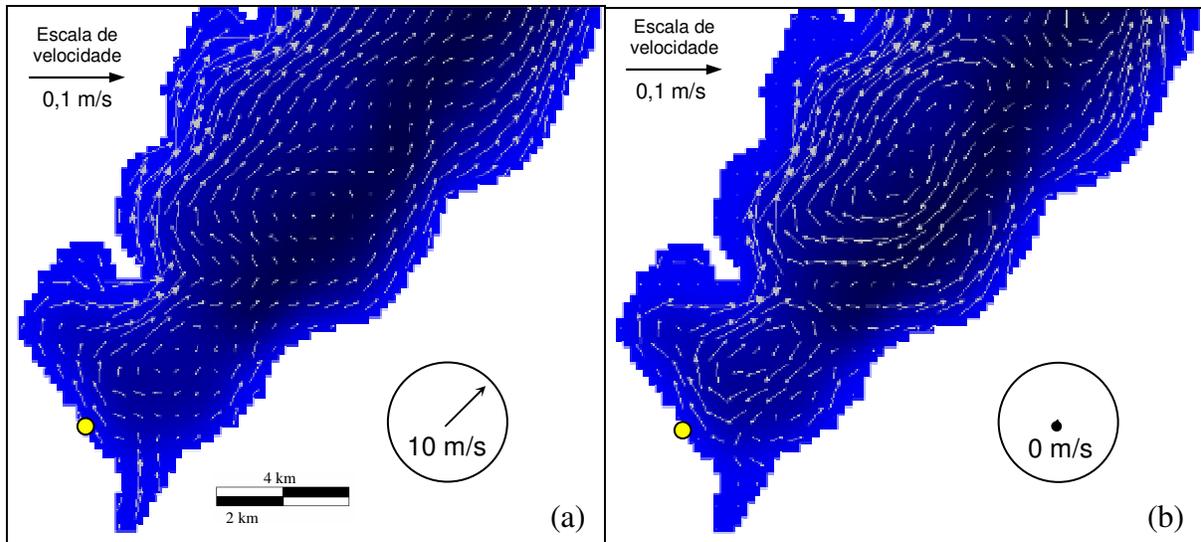


Figura 5.2 – Configuração do campo de velocidade no sul da lagoa na primeira hora de simulação (a) e após três horas de simulação (b). Uma biruta, em cada quadro de simulação, indica a direção e a intensidade do vento. Durante a simulação foi gravado a elevação da superfície da água no ponto amarelo.

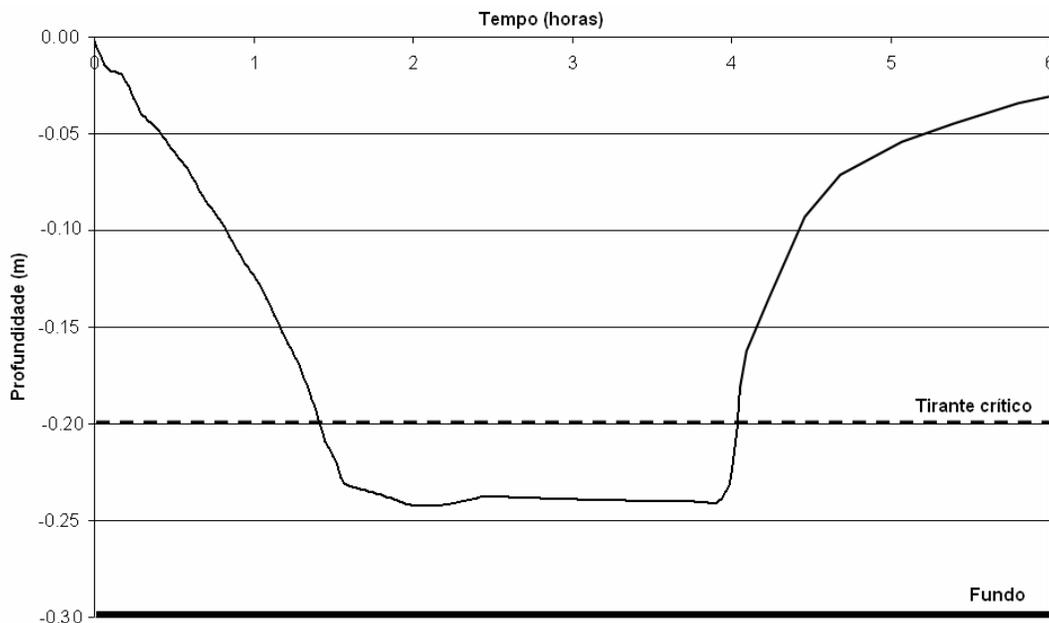


Figura 5.3 – Variação do nível d'água ao longo do período de simulação em um ponto na parte sul da Lagoa Mangueira. A linha tracejada indica o nível crítico para atuação do algoritmo de secagem e inundação, a linha espessa indica o fundo.

5.3 AJUSTE E VERIFICAÇÃO

Dois períodos foram selecionados para o ajuste e a verificação da estimativa fornecida pelo modelo hidrodinâmico. O primeiro período corresponde a um tempo total de 26 dias de simulação, iniciando às 16:00 hs do dia 10/07/2002 e finalizando às 15:00 hs do dia 05/08/2002. Este período foi escolhido para calibração do modelo. O segundo período corresponde a um tempo total de 15 dias de simulação, iniciando às 00:00 hs do dia 01/03/2003 e finalizando às 00:00 hs do dia 16/03/2003. Este período foi escolhido para verificação da estimativa. A seleção destes períodos se deu pela presença de registros contínuos de direção e intensidade de vento em três anemômetros localizados nas estações TAMAS, TAMAC e TAMAN, além de registros de dados de níveis da água em dois linígrafos, localizados nas estações TAMAS e TAMAN (Figura 4.6).

Os parâmetros de calibração do módulo hidrodinâmico são variados. Sua faixa de valores foi encontrada na literatura (Tabela 5.1), e para a Lagoa Mangueira foram adotados os valores médios da faixa. Estes valores ficaram sujeitos a modificações durante a fase de ajuste do modelo (Martin e McCutcheon, 1998).

Tabela 5.1 – Valores da literatura dos principais parâmetros utilizados no módulo hidrodinâmico.

Parâmetro	Descrição do parâmetro	Unidade	Faixa de valores	
1	A_h	coeficiente de viscosidade turbulenta horizontal	m^2s^{-1}	5 – 15
2	C_D	coeficiente de arraste do vento	-	2e-6 – 4e-6
3	C_Z	coeficiente de atrito de Chezy	-	50 – 70
4	θ	ponderador temporal	-	0,50 – 0,60

Foi constatado que a presença da vegetação na região do banhado inibe a ação cisalhante do vento na superfície da água e proporciona grande resistência ao escoamento (Paz, 2003). Em função disso, foi assumido um fator de redução da tensão de cisalhamento do vento na superfície, diferenciada no banhado do Taim, com relação a Lagoa Mangueira (Figura 5.4). No banhado foi assumido uma redução de 80% da tensão de cisalhamento do vento na superfície, enquanto que na lagoa este fator não foi aplicado (Paz, 2003). Além disso, a rugosidade de fundo foi considerada muito maior no Banhado do Taim (Figura 5.5). Naquela região onde foi utilizado um valor de $2 \text{ m}^{1/2}\text{s}^{-1}$ para o coeficiente de Chezy, referente a uma intensidade de resistência ao escoamento que cobre uma faixa de valores adotados na literatura (WU, 1999), devido à ocorrência de vegetação. Estas considerações tornam as células mais rígidas à passagem de fluxo. Enquanto que na Lagoa Mangueira foi adotado um valor de $60 \text{ m}^{1/2}\text{s}^{-1}$ para o coeficiente de Chezy (Lopardo, 2002).

Um balanço hídrico simplificado foi adotado e incorporado ao modelo. A contribuição da bacia, bem como as saídas de água pelas comportas não foram levadas em consideração, ou seja, considerou que a resultante entre a entrada (contribuição da bacia) e saída (comportas) era nula durante o período de simulação. Esta simplificação é razoável, uma vez que o sistema tem uma inércia muito grande devido suas dimensões e os erros de volume não são significativos para os curtos períodos simulados (< 1 mês). Portanto, foi assumido um balanço direto, na Lagoa Mangueira e Banhado do Taim, entre precipitação e evaporação. Nesta simplificação, considera-se que uma lâmina d'água é adicionada (quando o balanço for positivo) ou retirada (quando o balanço for negativo), uniformemente, para todo o sistema. Em termos matemáticos, este balanço representa uma fonte ou sumidouro na equação da continuidade. É importante ressaltar que esta simplificação não deve ser aplicada em sistemas sujeitos à grandes contribuições de fluxo

da bacia e quando se deseja simular períodos extensos, onde o balanço hídrico tem influência significativa sobre os níveis do sistema.

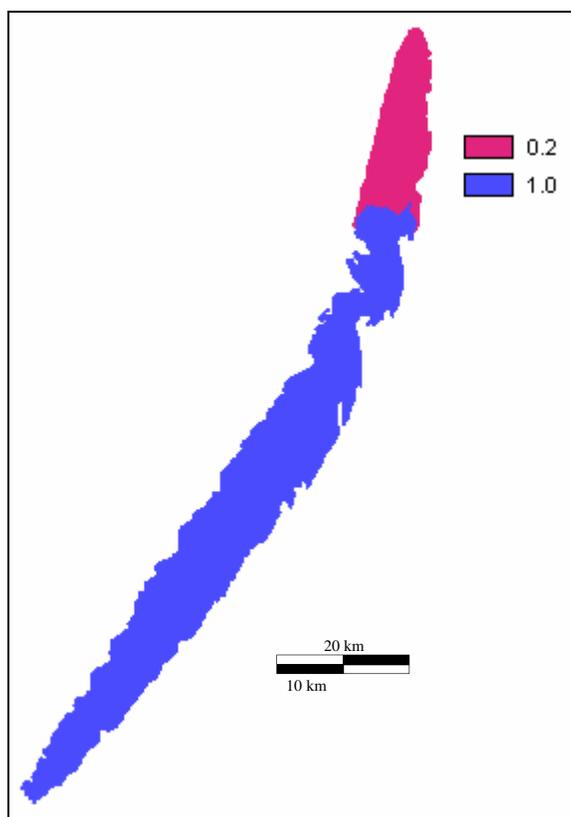


Figura 5.4 – Valores do coeficiente de redução da tensão de cisalhamento na superfície da água devido ao vento para o Sistema Hidrológico do Taim.

Para o parâmetro θ , adotou-se um valor de 0,55 (mínimo valor recomendado dentro da faixa para as aplicações práticas), o qual maximiza a eficiência da solução, além de garantir a estabilidade numérica do modelo. Os valores dos coeficientes de viscosidade turbulenta (A_h), de difusividade do material transportado (K_h) e de arraste do vento (C_D) foram de $10 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$, $5 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ e $3\text{e-}6$, respectivamente, correspondentes aos valores médios da faixa apresentada na Tabela 5.1.

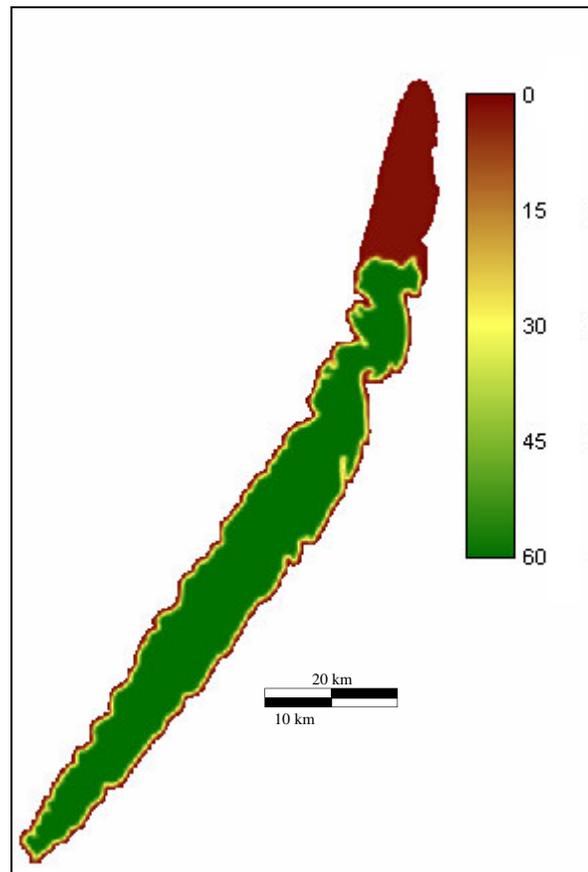


Figura 5.5 – Valores do coeficiente de Chezy ao longo do Sistema Hidrológico do Taim.

Para os valores médios da faixa dos parâmetros (Tabela 5.1) a hidrodinâmica do SHT foi aferida. A calibração do modelo hidrodinâmico pode ser observada nas Figura 5.6 e Figura 5.7. Nestas figuras as curvas em vermelho representam os registros de níveis dos linígrafos das estações, as curvas em azul apresentam os níveis de calculados pelo modelo para $\theta = 0,55$ considerando balanço hídrico, e as curvas em verde são níveis fornecidos pelo modelo para $\theta = 1,00$ sem balanço hídrico. A Figura 5.6 mostra o ajuste de níveis no ponto localizado na estação TAMAN, enquanto a Figura 5.7 mostra o ajuste de níveis para a estação TAMAS. A Figura 5.8 confronta os níveis observados e calculados para o período

de verificação do modelo em um ponto localizado na estação TAMAN, enquanto a Figura 5.9 mostra a verificação da estimativa para a estação TAMAS.

Fica claro que a introdução do parâmetro “ θ ”, dentro de um esquema de diferenças finitas semi-implícito de discretização nas equações de águas rasas, minimiza os erros numéricos produzidos próprios destes esquemas e deve ser levado em conta na montagem do modelo numérico. Esta afirmação fica ainda mais forte quando comparados os níveis calculados com o modelo, para os dois valores de θ , e os níveis registrados pelos dois linígrafos situados ao norte e ao sul da Lagoa Mangueira (Figura 5.6 e Figura 5.7).

É importante destacar, ainda, que a introdução do balanço hidrológico (precipitação e evapotranspiração), mesmo que de forma simplificado, foi fundamental, e que sem ele o modelo não seria capaz de representar a variação da estimativa no período de calibração (Figura 5.6 e Figura 5.7). Por outro lado, observa-se que quando efeitos do balanço hídrico no sistema são significativos (por exemplo, devido à retirada para irrigação do arroz no período de verão) o modelo não consegue representar bem a variação da estimativa. Isto fica evidente, quando observado a simulação para verificação do modelo. Ao final desta simulação, as curvas observada e estimada apresentam uma defasagem entre si, tanto na parte norte como na parte sul (Figura 5.8 e Figura 5.9), que se justifica pelas incertezas relativas à vazão de bombeamento para irrigação do arroz e às perdas por evaporação. Por exemplo, somente em janeiro a retirada de vazão pode chegar a $72 \text{ m}^3/\text{s}$ (IBAMA, 1993), que representa aproximadamente 10 cm de rebaixamento do nível d’água da lagoa em 15 dias de bombeamento (período de verificação do modelo).

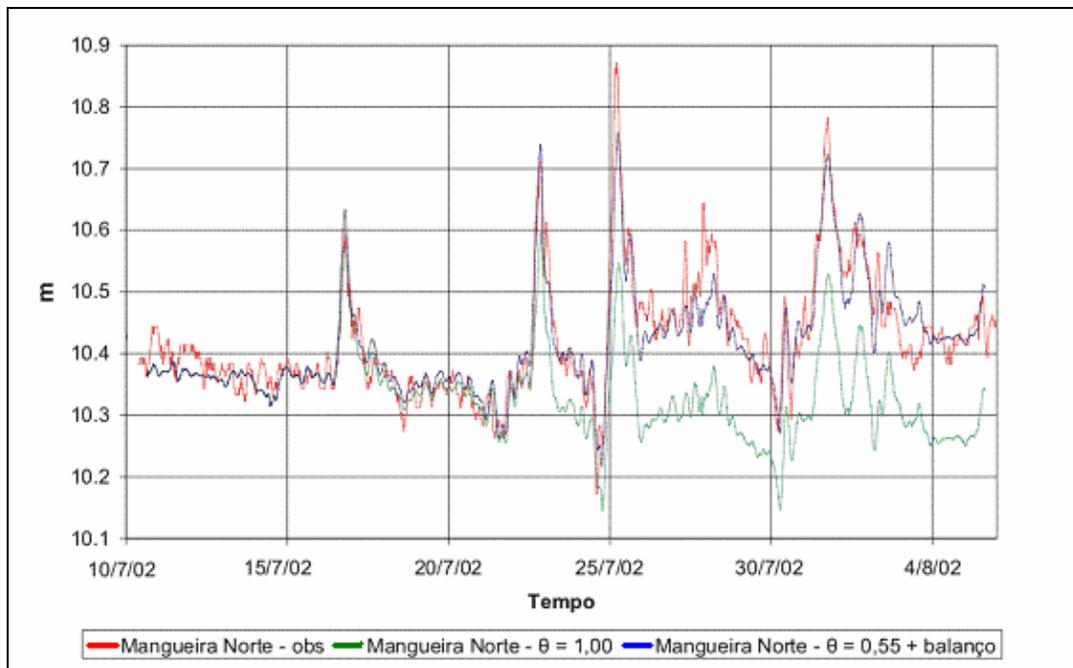


Figura 5.6 – Ajuste de níveis em um ponto ao norte da Lagoa Mangueira (vermelho – observado, verde - $\theta = 1$, azul - $\theta = 0,55$).

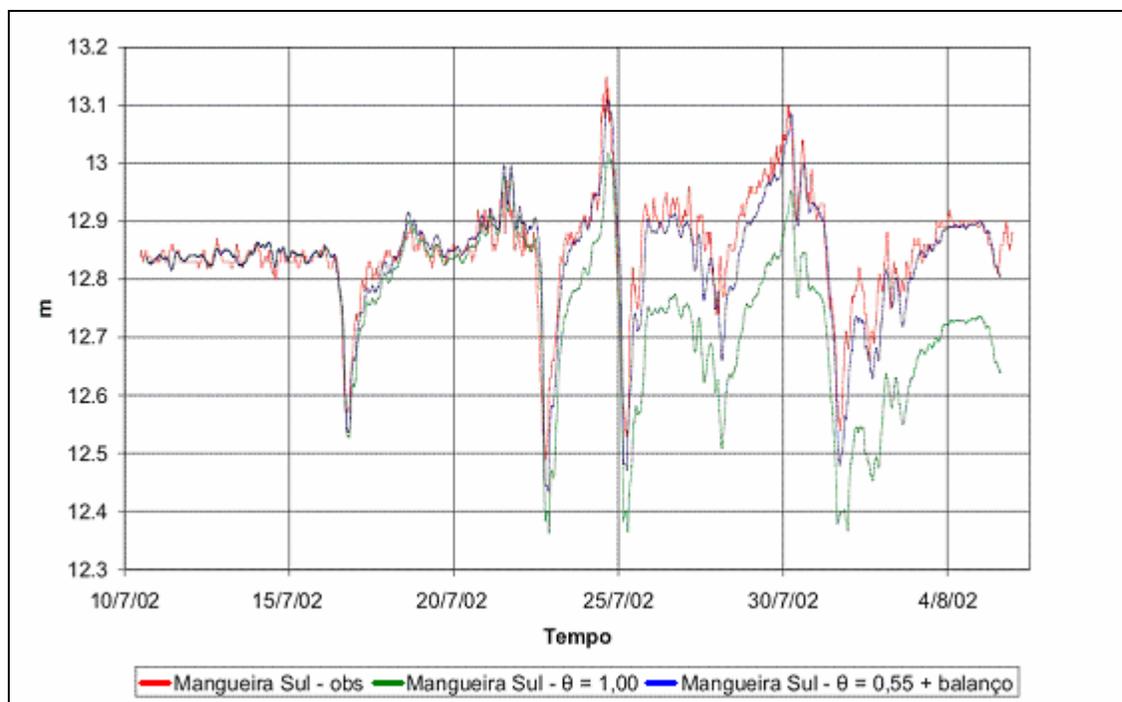


Figura 5.7 – Ajuste de níveis em um ponto ao sul da Lagoa Mangueira (vermelho – observado, verde - $\theta = 1$, azul - $\theta = 0,55$).

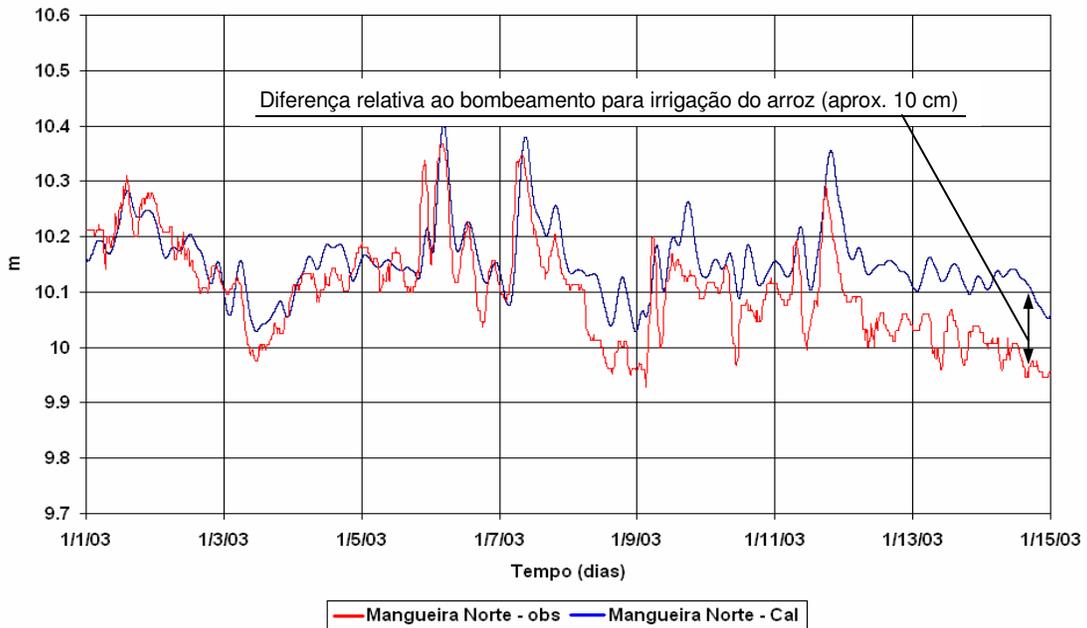


Figura 5.8 – Verificação de níveis em um ponto ao norte da Lagoa Mangueira (vermelho – observado, azul – calculado para $\theta = 0,55$).

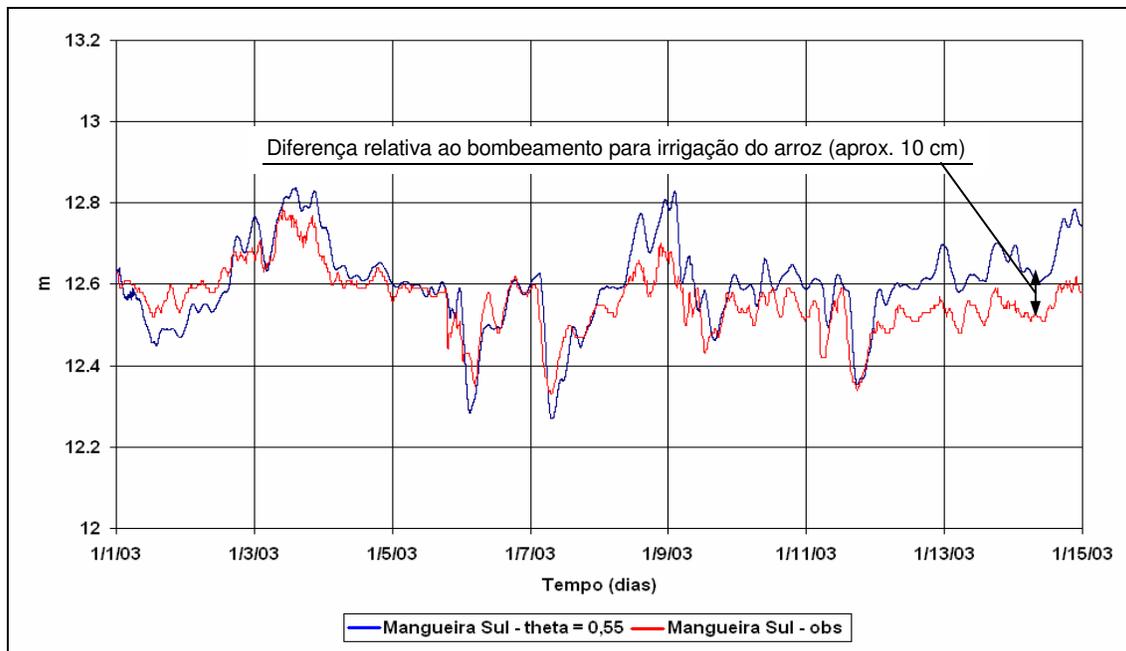


Figura 5.9 – Verificação de níveis em um ponto ao sul da Lagoa Mangueira (vermelho – observado, azul – calculado para $\theta = 0,55$).

5.4 TESTES DE PRESERVAÇÃO DE VOLUME E DE MASSA

A solução numérica das equações governantes sempre envolve algum erro com relação a sua solução analítica verdadeira, seja por truncamento, arredondamento ou pela própria discretização temporal e espacial assumida no sistema. Para que estes erros sejam minimizados sempre se faz necessário verificar a consistência, convergência, estabilidade e precisão numérica do esquema utilizado (Casulli e Cattani, 1994). Além disso, é importante realizar testes de aplicação do modelo em situações simplificadas, visando avaliar características importantes, como a conservação de massa. Os erros de conservação ocorrem quando há perda ou ganho de volume e de massa em sistemas que deveriam ser conservativos. Frequentemente os modelos são aplicados sem estes testes preliminares simples, levando o modelador a falsos resultados das variáveis de interesse (Chapra, 1997).

Desta forma, foram analisados os erros numéricos através da avaliação da conservação de volume e de massa, em alguns cenários de aplicação de um modelo hidrodinâmico bidimensional no Sistema Hidrológico Taim (RS).

Uma vez configuradas as entradas, é possível estabelecer alguns cenários dentro do Sistema Taim a fim de verificar erros numéricos gerados pelo modelo de diferenças finitas semi-implícito através da análise da conservação de volume e de massa de um sistema que deveria ser conservativo. Dois cenários foram inicialmente estabelecidos para este estudo.

O primeiro cenário corresponde a uma simulação hidrodinâmica, com um tempo total de 26 dias, iniciando às 16:00 hs do dia 10/07/2002 e finalizando às 15:00 hs do dia 05/08/2002. Este período corresponde ao período de ajuste do modelo. A longo desta simulação foram monitorados a perda média de lâmina d'água, o erro na conservação de volume e o resíduo na equação da continuidade para $\theta = 1$ (forma original) e para $\theta = 0,55$

(forma modificada), os quais estão apresentados nas Figura 5.10, Figura 5.11 e Figura 5.12. A perda média de lâmina d'água corresponde a uma elevação da superfície da água média no sistema que é produzida pelo modelo. O erro na conservação de volume equivale à percentagem de volume de água que foi criada ou perdida artificialmente, em relação ao volume de água inicial no sistema. O resíduo equivale ao somatório de todos os termos da equação da continuidade, representa o erro numérico de um sistema que deveria ser conservativo. Estes erros são mais relevantes quando o sistema fica submetido a fortes gradientes de velocidades (causados por rajadas de vento, neste caso) e para períodos longo ou com grande retirada de água para irrigação como em dezembro, janeiro e fevereiro.

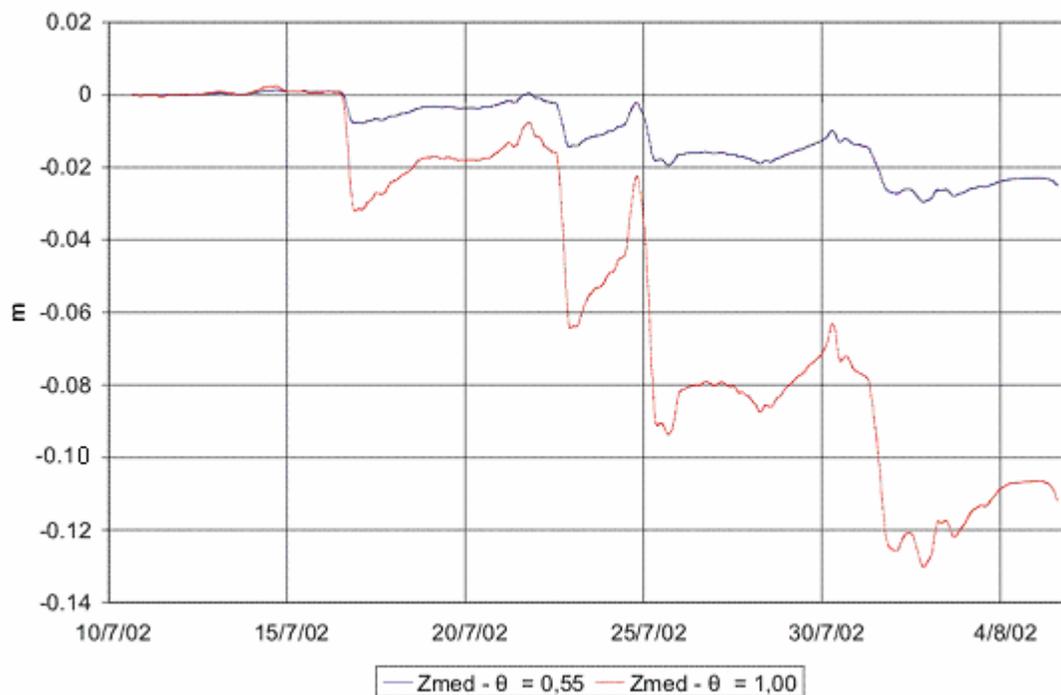


Figura 5.10 – Perda média de lâmina d'água para $\theta = 1$ (vermelho) e para $\theta = 0,55$ (azul).

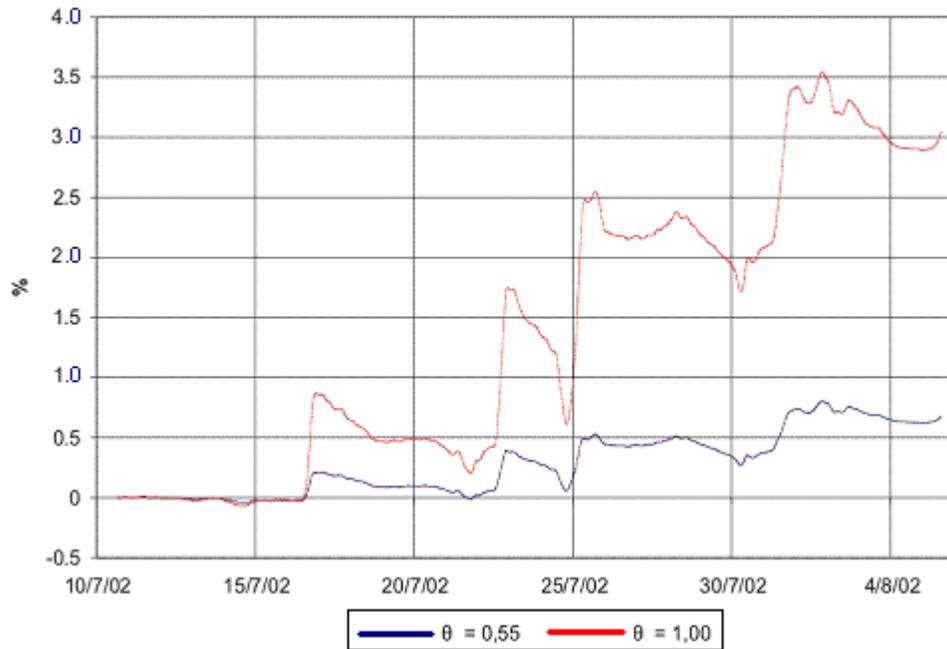


Figura 5.11 – Erro na conservação do volume para $\theta = 1$ (vermelho) e para $\theta = 0,55$ (azul).

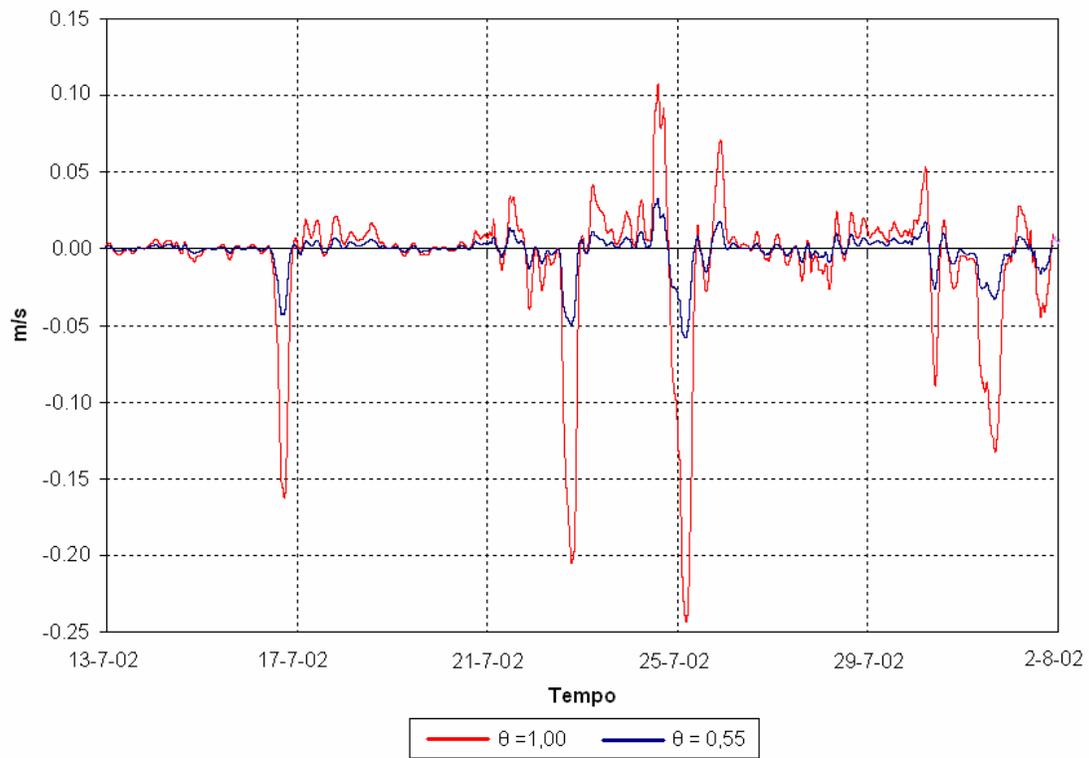


Figura 5.12 – Resíduo na equação da continuidade para $\theta = 1$ (vermelho) e para $\theta = 0,55$ (azul).

Para o caso de $\theta = 1$, o modelo apresentou estabilidade numérica, porém apresentou consideráveis erros na lâmina d'água média e na conservação de volume. Foi possível observar, ao final da simulação (26 dias), uma perda média da lâmina d'água de 11,5 cm (Figura 5.10), que corresponde a 4,4 mm/dia. Este erro é bastante significativo uma vez que este valor é, possivelmente, maior do que as perdas médias por evaporação no lago durante este período. Esta perda de lâmina d'água se traduz em 3,0 % de perda de volume, ao final da simulação, como pode ser observado na Figura 5.11.

No caso de $\theta = 0,55$, além da estabilidade numérica, o modelo apresentou uma sensível melhoria em termos de conservação de volume, além de minimizar, sensivelmente, os resíduos na equação da continuidade (Figura 5.12). No final da simulação a perda média da lâmina d'água foi de 2,15 cm (Figura 5.10), que corresponde a apenas 0,8 mm/dia, estando abaixo da estimativa da evaporação. Esta perda de lâmina d'água corresponde a 0,65 % em perda de volume, como pode ser visto na Figura 5.11.

O segundo conjunto de testes está relacionado à equação de transporte e a uma simulação de um escalar transportado com concentração inicial de 10 g/m^3 distribuído uniformemente em uma faixa entre o centro e o sul da Lagoa Mangueira (Figura 5.13), enquanto o restante da lagoa apresenta concentração zero.

Como entrada para o módulo de transporte utilizou-se a resposta das variáveis hidrodinâmicas do primeiro cenário para $\theta = 0,55$. Assim, foi monitorada a perda de massa escalar produzida por um esquema advectivo-difusivo (diferenças centrais) e para diferentes intervalos de tempo de simulação ($\Delta t = 60\text{s}$ e $\Delta t = 30\text{s}$) (Figura 5.14).

A perda de matéria escalar equivale à percentagem de massa escalar que foi criada ou perdida em relação à massa escalar inicial no sistema. Verificou-se que o termo

advectivo, na equação de transporte, é o grande responsável pela geração deste tipo de erro, e que o mesmo aumenta a medida que o sistema fica submetido a fortes gradientes de velocidades.



Figura 5.13 – Estágio inicial para a simulação de transporte. A região em vermelho indica uma concentração de 10 g/l para o poluente simulado e a região em azul a concentração é nula.

A Figura 5.14 mostra que, com a aplicação do esquema de diferenças centrais, a perda de massa escalar é considerável (29% em 21 dias) quando se utiliza um intervalo de tempo de 60s (curva vermelha). Para um intervalo de tempo de 30s, o modelo de transporte

encontrou estabilidade e precisão, como pode ser visto na curva em azul (forma acoplada) na Figura 5.14. Neste caso, o erro máximo encontrado foi de 0,88% (em 21 dias), o qual não é relevante em relação às taxas de decaimento e outros termos não conservativos que serão aplicados na equação que representa o crescimento, consumo e transporte de fitoplâncton na próxima etapa do trabalho.

Portanto, fica evidente que a avaliação do erro numérico, gerado através de uma discretização inadequada, deve ser realizada toda a vez que for almejada a continuidade da massa escalar.

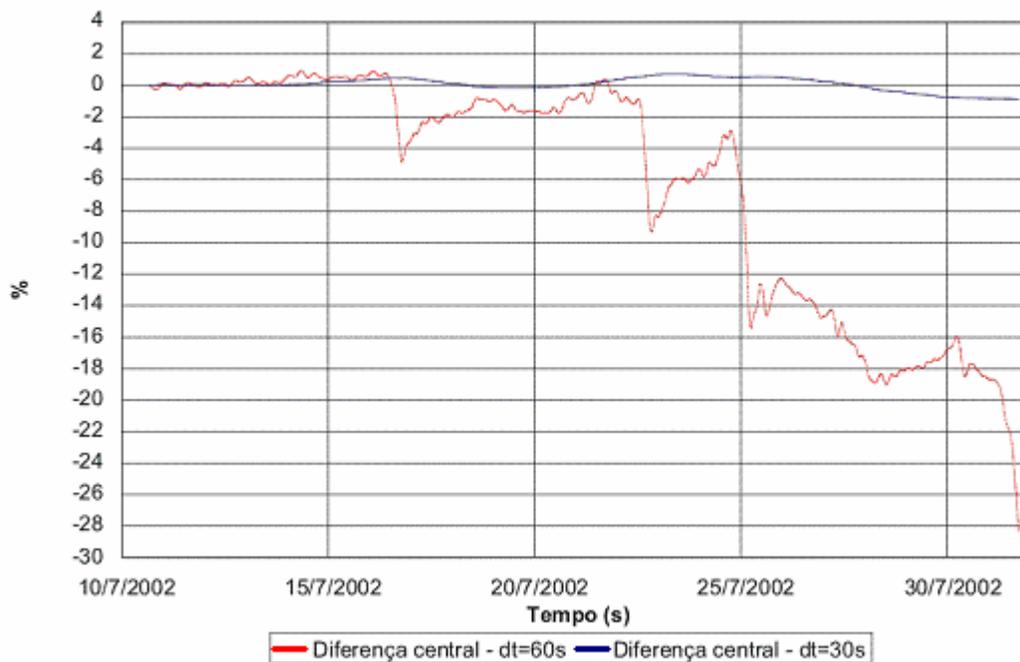


Figura 5.14 – Percentagem de perda de massa escalar utilizando um esquema de diferenças centrais com intervalos de tempos de 30 seg. (curva azul) e 60 seg. (curva vermelha) para uma simulação realizada no período compreendido entre 10/07/2002 e 05/08/2002.

5.5 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS PARÂMETROS BIOLÓGICOS

Tendo em vista a complexidade em representar os processos relacionados de crescimento, perda de biomassa fitoplactônica em um único coeficiente (μ_{eff}), de acordo com a metodologia proposta no item 3.3.2, foi proposta uma análise de sensibilidade para os parâmetros que constituem o módulo biológico do modelo. Este tipo análise é importante uma vez que o controle de todos esses parâmetros é bastante complexo e que a calibração deste módulo é fundamental para a precisão da estimativa da concentração de clorofila *a*. Desta forma é possível identificar os parâmetros que mais influenciam no cálculo da taxa efetiva de crescimento, ou seja, aqueles que são mais sensíveis a mudanças de seus valores. Nove parâmetros controlam a variação da taxa efetiva de crescimento. Estes parâmetros em conjunto com suas faixas de valores disponível na literatura são apresentados na Tabela 5.2 (Schladow e Hamilton, 1996b).

Tabela 5.2 – Descrição dos parâmetros do módulo biológico e suas faixas de valores encontradas na literatura.

Parâmetro	Descrição do parâmetro	Unidade	Faixa de valores
1 G_{max}	taxa máxima de crescimento de algas	dia ⁻¹	1,5 – 3,0
2 I_S	Intensidade de luz ótima para crescimento algal	cal cm ⁻² dia ⁻¹	100 – 400
3 k'_c	coeficiente de atenuação da luz	m ⁻¹	0,25 – 0,65
4 θ_T	multiplicador do efeito da temperatura em algas	-	1,02 – 1,14
5 θ_R	multiplicador do efeito da respiração em algas	-	1,02 – 1,14
6 k_P	constante para meia saturação de fósforo em algas	mg P m ⁻³	1 – 5
7 k_N	constante para meia saturação de nitrogênio em algas	mg N m ⁻³	5 – 20
8 k_{re}	coeficiente de respiração e excreção de algas	dia ⁻¹	0,05 – 0,25
9 k_{gz}	coeficiente de mortalidade de algas por zooplâncton	dia ⁻¹	0,10 – 0,20

Num primeiro momento uma análise simplificada foi desenvolvida, no intuito de verificar o comportamento da taxa efetiva de crescimento com a profundidade frente a mudanças dos valores de alguns parâmetros, são eles: G_{\max} , I_s , k'_{el} , θ_T , θ_R , k_{ra} e k_{gz} . Nesta análise foi fixado o extremo inferior da faixa de um parâmetro de interesse, enquanto os demais foram fixados nas médias de suas faixas de valores dada na Tabela 5.2. Em seguida foi calculada a variação da taxa efetiva de crescimento com a profundidade para uma radiação solar constante de 500 ly ($\text{cal cm}^{-2}\text{dia}^{-1}$), uma temperatura da água de 25°C, um fotoperíodo de 0,5 e supondo que o meio estava saturado de nutrientes, ou seja, $\mu_N = 1$. Nas simulações seguintes foram assinaladas o extremo superior e o valor médio da faixa e calculado as novas curvas resultantes. Este processo foi repetido para cada um destes parâmetros citados. As Figura 5.15 a Figura 5.21 mostram a variação da taxa efetiva de crescimento com a profundidade para os parâmetros G_{\max} , I_s , k'_{el} , θ_T , θ_R , k_{ra} e k_{gz} , respectivamente. Nestes gráficos é possível notar que a taxa efetiva de crescimento é mais sensível aos parâmetros relacionados aos efeitos da temperatura nas algas (G_{\max} e θ_T) para qualquer valor de profundidade (Figura 5.15 e Figura 5.18). Considerando os efeitos da luz na coluna d'água, representados pelos parâmetros (I_s e k'_{el}), a taxa efetiva de crescimento é mais sensível: (a) em locais rasos, quando o parâmetro relacionado à intensidade da luz ótima para crescimento (I_s) muda seu valor (Figura 5.16); e (b) em locais profundos, quando o parâmetro pertinente à atenuação da luz na coluna d'água (k'_{el}) varia em sua faixa (Figura 5.17). Com exceção do coeficiente de respiração das algas (k_{ra}) (Figura 5.20), a variação dos demais parâmetros não representa mudanças significativas nos valores da taxa efetiva de crescimento com a profundidade (Figura 5.19 e Figura 5.21).

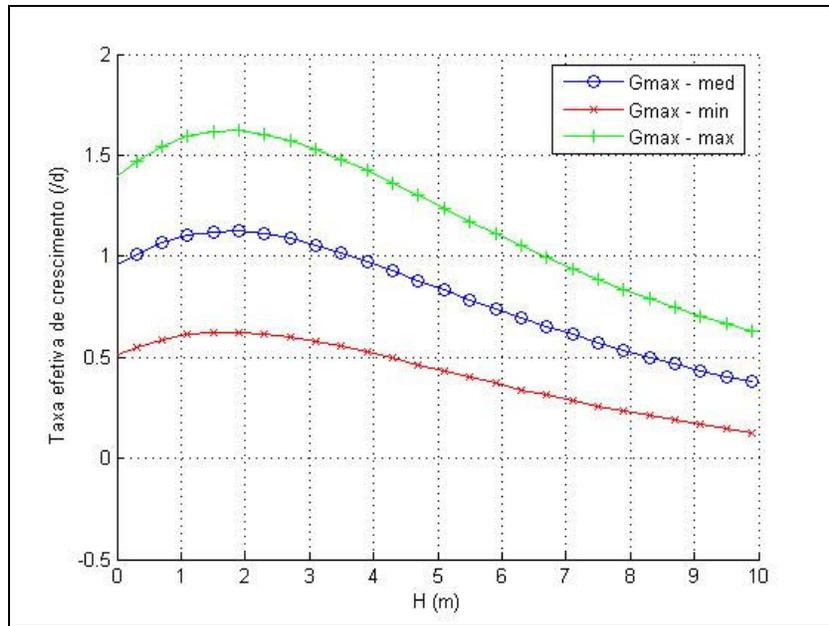


Figura 5.15 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) da taxa máxima de crescimento de algas (G_{\max}).

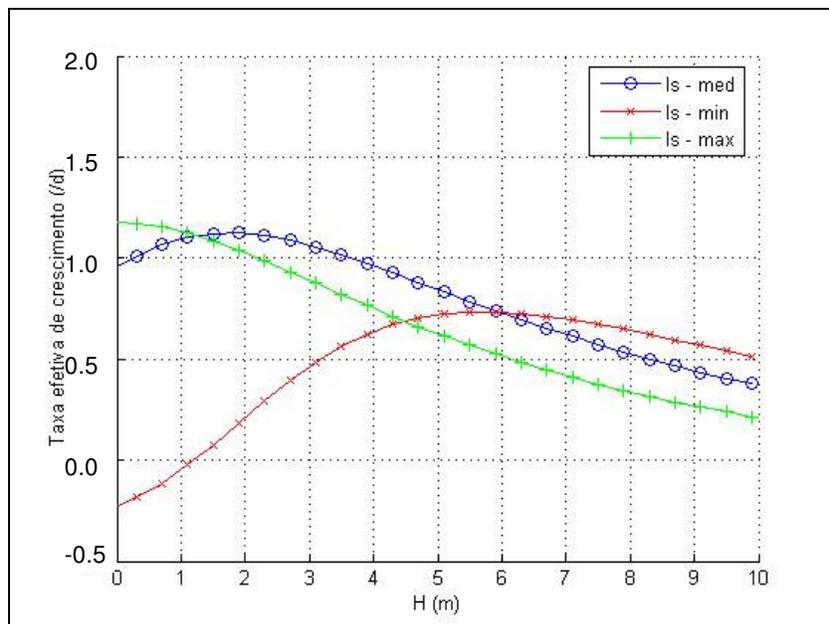


Figura 5.16 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) da intensidade de luz ótima para crescimento algal (I_s).

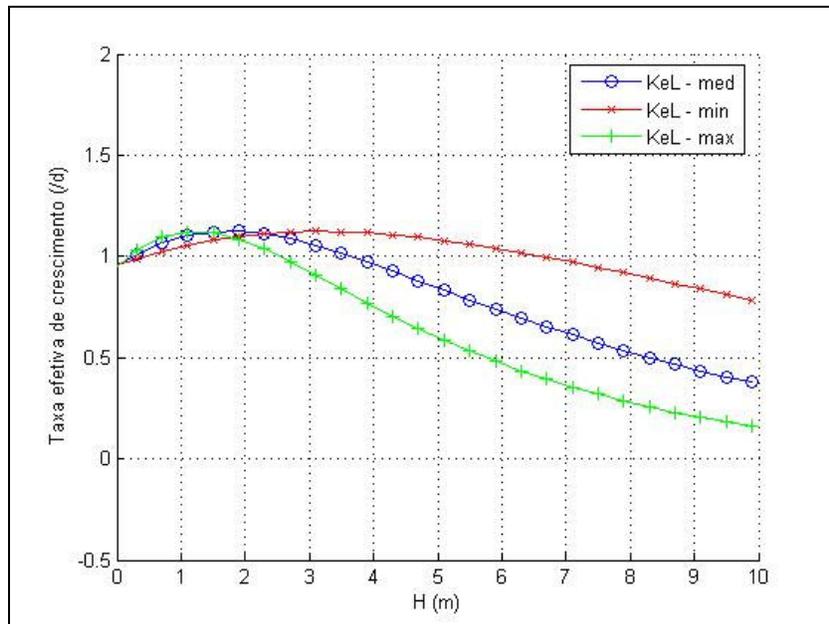


Figura 5.17 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) do coeficiente de atenuação da luz (k'_{el}).

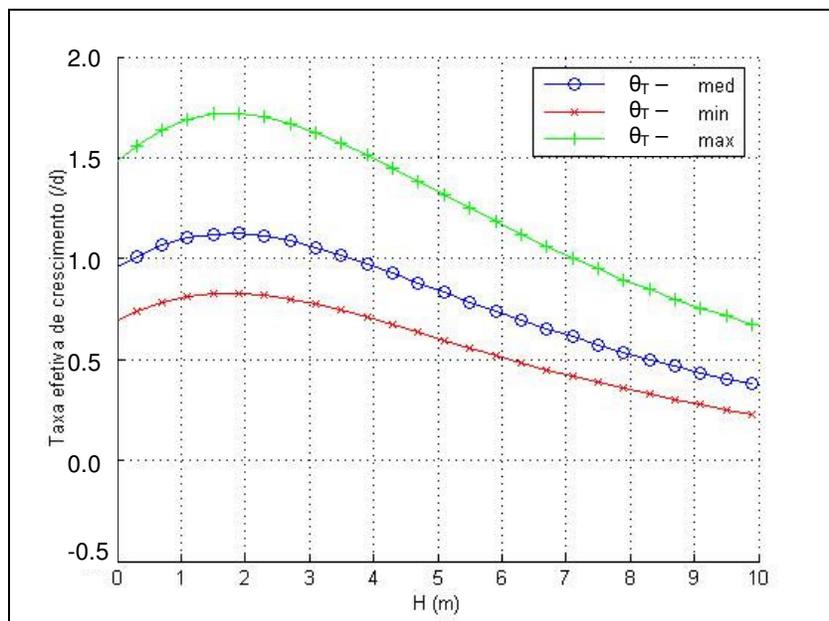


Figura 5.18 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) do multiplicador do efeito da temperatura em algas (θ_T).

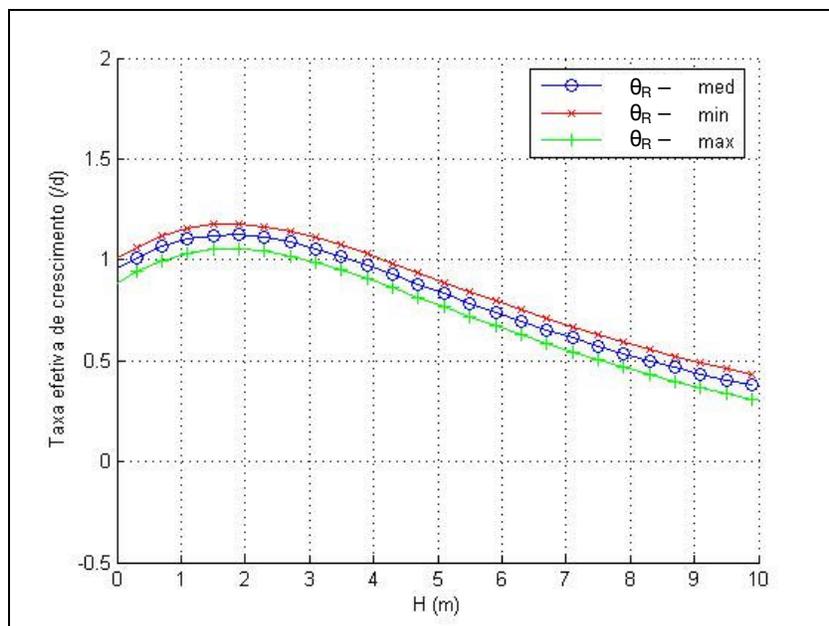


Figura 5.19 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) do multiplicador do efeito da respiração em algas (θ_R).

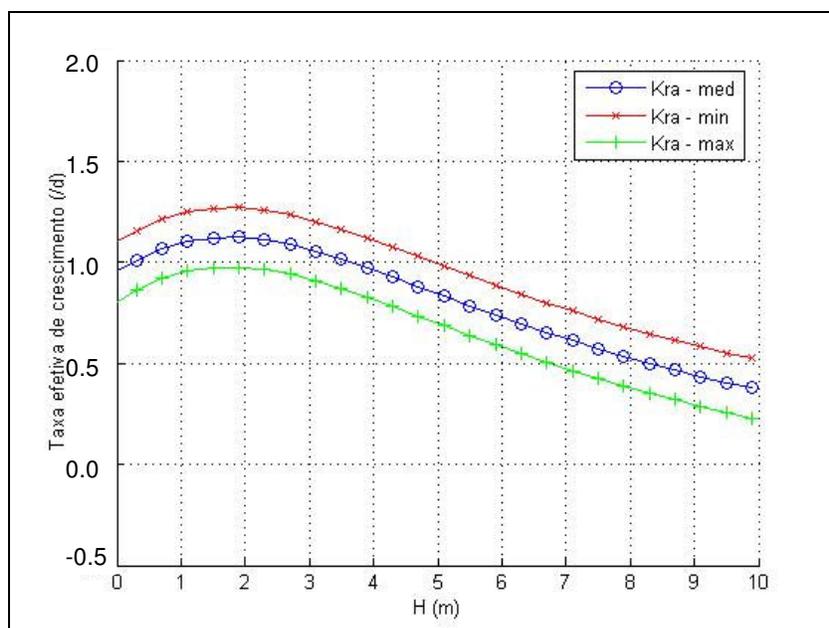


Figura 5.20 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) do coeficiente de respiração e excreção de algas (k_{ra}).

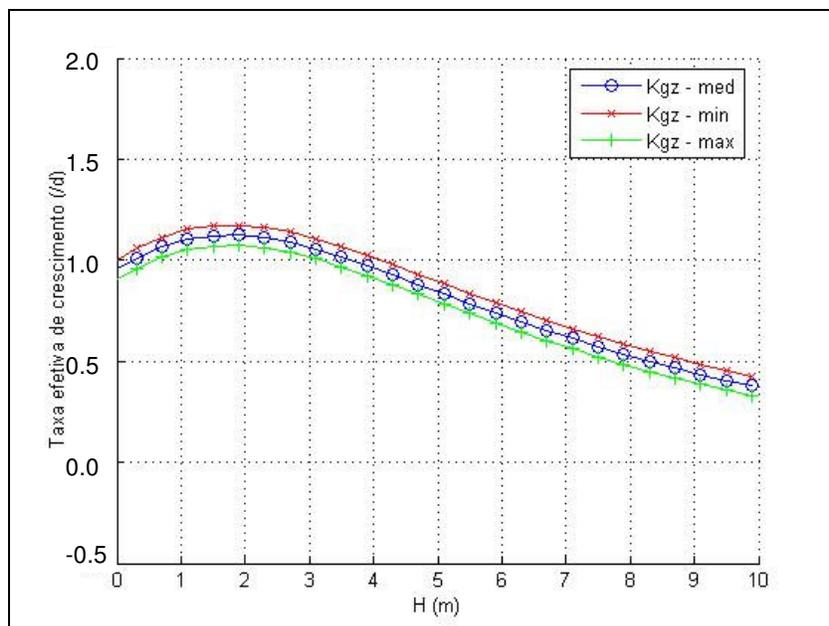


Figura 5.21 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a profundidade para os valores mínimo (vermelho), médio (azul) e máximo (verde) do coeficiente de mortalidade de algas por zooplâncton (k_{gz}).

Outra questão importante constituía em analisar os efeitos da variação das variáveis meteorológicas sobre a taxa efetiva de crescimento para uma determinada faixa de valores de profundidade. Essas variáveis meteorológicas servem como condição de contorno para alimentar o módulo biológico; são elas: a temperatura da água, a radiação solar incidente na superfície da água e o período de incidência solar diária (fotoperíodo). As Figura 5.22 a Figura 5.24 mostram a variação da taxa efetiva de crescimento com a temperatura, com a radiação solar e com o fotoperíodo, respectivamente, para diferentes valores de profundidade, considerando os valores médios da faixa dos parâmetros citados anteriormente. A temperatura tem um efeito exponencial sobre a taxa efetiva de crescimento para diferentes profundidades e as curvas são praticamente coincidentes (Figura 5.22). As curvas que representam a variação da taxa efetiva de crescimento com a

radiação, para diversas profundidades (Figura 5.23), têm três fases distintas: (a) na primeira tem uma escassez de radiação solar e a taxa efetiva de crescimento assume valores negativos (período noturno); (b) na segunda existe saturação de radiação e μ_{eff} atinge seu valor máximo; e (c) na terceira existe excesso de radiação e a curva começa a entrar em recessão. As curvas divergem para valores altos de radiação solar onde μ_{eff} é sensível para esse parâmetro (Figura 5.23). A variação dos valores do fotoperíodo também influencia na taxa efetiva de crescimento, só que de forma linear (Figura 5.24).

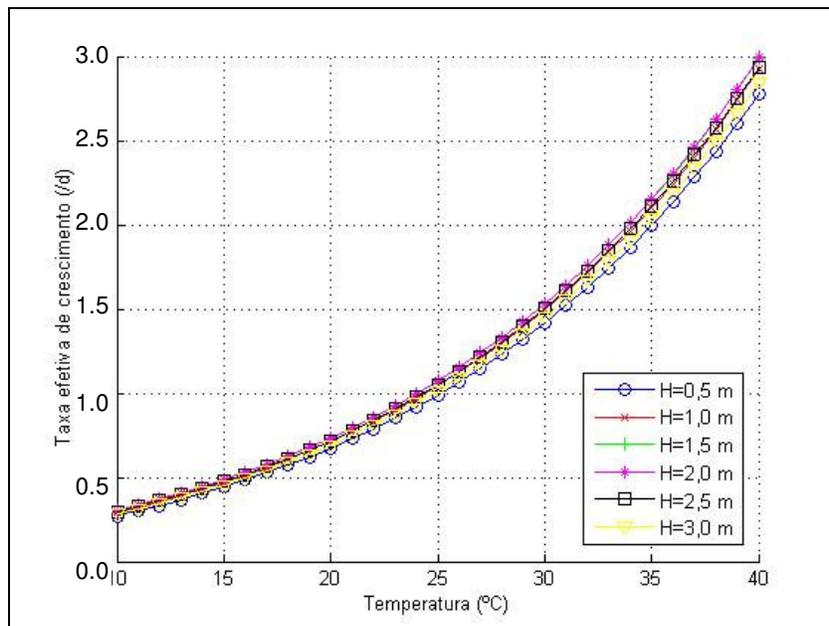


Figura 5.22 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a temperatura para diferentes valores de profundidade.

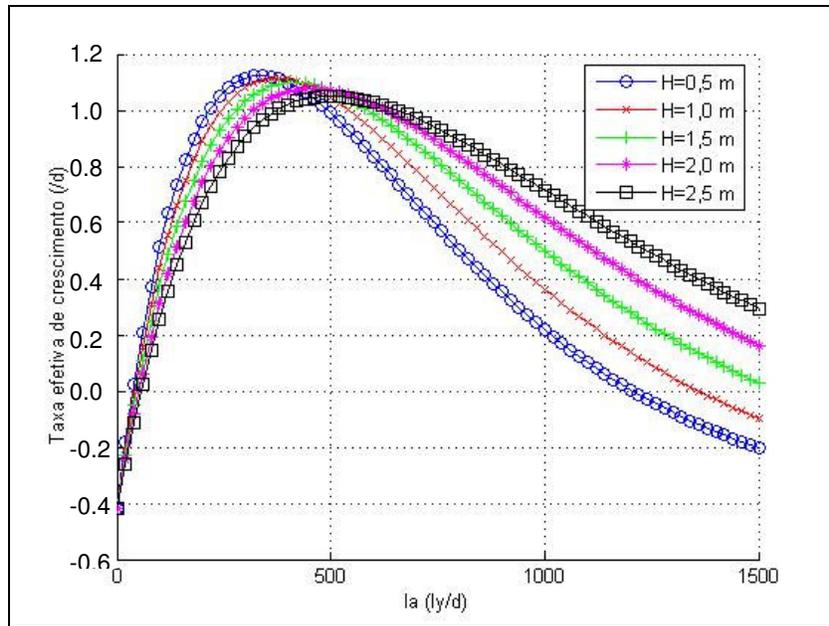


Figura 5.23 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com a radiação solar (I_a) na superfície d'água para diferentes valores de profundidade.

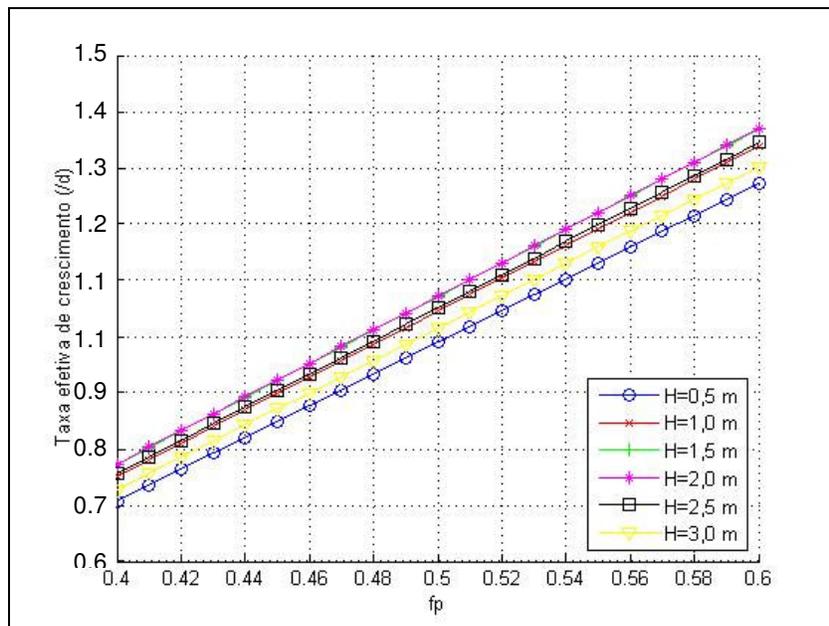


Figura 5.24 – Variação da taxa de efetiva de crescimento com o fotoperíodo (f_p) para diferentes valores de profundidade.

Uma análise mais criteriosa para a sensibilidade do módulo biológico resultou em quantificar a mudança dos valores de concentração de clorofila *a* ao longo do sistema quando se modificava o valor de algum dos parâmetros de calibração. As condições de contorno do módulo biológico são referentes aos registros pontuais de radiação solar incidente na superfície da água e a temperatura da água (estação meteorológica TAMAN). Esta informação com uma frequência de registro de hora em hora foi interpolada no tempo e definida uniformemente ao longo do sistema. Para análise de sensibilidade todos, menos um, dos nove parâmetros ajustáveis foram fixados nas médias de suas faixas de valores. O modelo rodava duas vezes para os 26 dias do período de calibração hidrodinâmica para cada parâmetro. Na primeira vez era fixado o extremo inferior da faixa do parâmetro de interesse, na segunda rodada era assinalado o extremo superior da faixa. Este processo foi repetido para cada parâmetro. Considerando que cada simulação consumia dois dias de tempo real em um Pentium IV 1.7, foram necessários 18 dias de processamento para o produto final desta análise. Três medidas de sensibilidade foram utilizadas para interpretar a saída do modelo, são elas: concentração mínima, média e máxima diária de clorofila *a*. Foram calculadas e armazenadas, para cada passo de tempo, as concentrações máximas e mínimas locais e a concentração média para todo o sistema. A partir daí, foram calculadas as concentrações médias diárias para estas três medidas para os 26 dias de simulação. Os valores destas medidas são mostradas no histograma da Figura 5.25. Para cada parâmetro numerado no eixo horizontal, de acordo com a Tabela 5.2, duas barras são apresentadas. A primeira corresponde ao máximo valor assinalado na faixa do parâmetro particular e a segunda ao valor mínimo desta faixa. Para cada barra são dispostos os valores de concentração mínima, média, máxima diária de clorofila *a* em $\mu\text{g}/\text{m}^3$ representados pelos

tirantes em azul, verde e vermelho, respectivamente. O histograma mostra que resultado do modelo é sensível a uma considerável parcela dos parâmetros envolvidos no processo de cálculo da taxa efetiva de crescimento. Os parâmetros para os quais a concentração de clorofila *a* é mais sensível as alterações são aqueles relacionados aos efeitos de temperatura nas algas (G_{\max} , θ_T e θ_R) e as perdas por respiração e consumo por zooplâncton (k_{ra} e k_{gz}). Os demais parâmetros têm efeitos pequenos, porém significativos, sobre as três medidas. Principalmente aqueles relacionados à penetração da luz na coluna d'água (I_s e k'_{cl}) e à habilidade da alga em consumir fósforo (k_p). (mg/m^3)

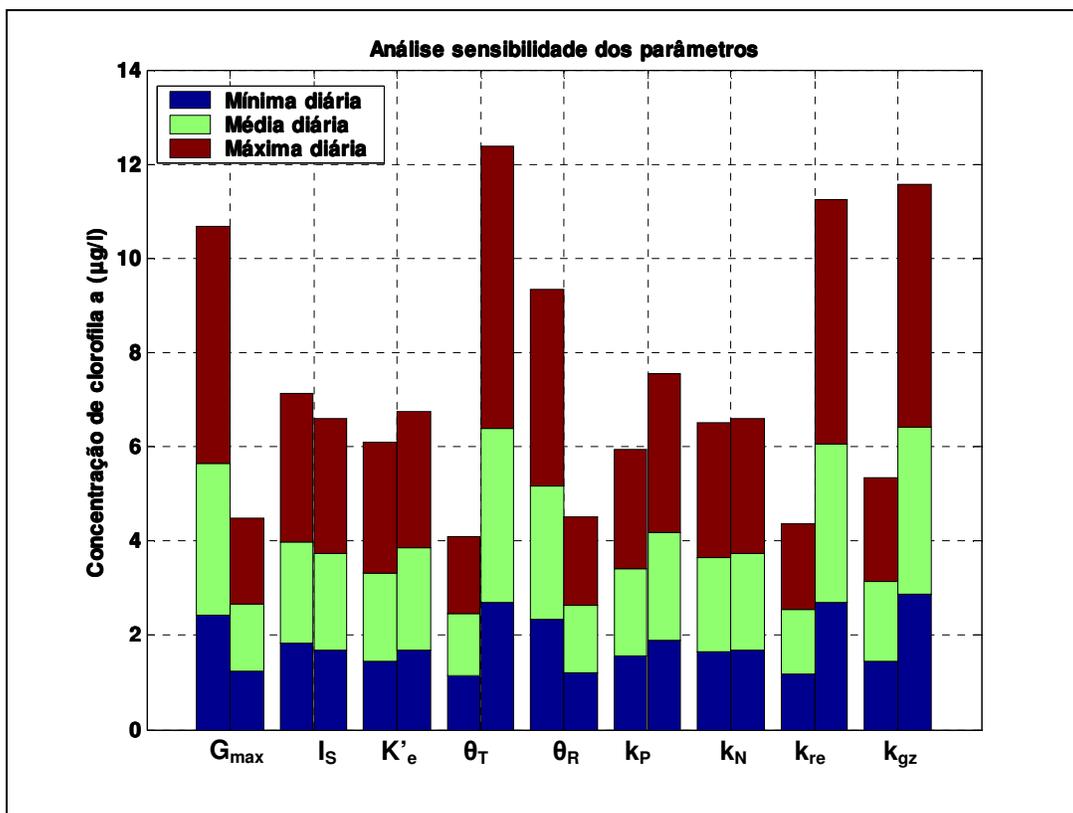


Figura 5.25 – Concentração mínima, média máxima diária de clorofila *a* para o período de análise de sensibilidade para cada parâmetro do módulo biológico. Cada parâmetro foi simulado para seu valor máximo e em seguida para o seu valor mínimo.

5.6 CENÁRIOS DE ANÁLISE

As simulações que serão descritas nesta seção foram realizadas para melhor entender o transporte de material particulado suspenso, de material escalar genérico, assim como a dinâmica e as possíveis florações de algas no Sistema Hidrológico do Taim em condições físicas e meteorológicas reais. Além disso, foi analisado o efeito do vento no transporte da população de fitoplâncton e identificado as regiões em potencial para o desenvolvimento desta comunidade e quantificado o campo de concentração de clorofila *a* para todo o sistema.

5.6.1 Transporte de material particulado suspenso

Este tipo de simulação teve a intenção de modelar a transferência de material particulado suspenso do Banhado para a Lagoa Mangueira. Esse tipo de material é equivalente a um derivador ou lagrangiano, que adquire a mesma velocidade da água. A sua posição é atualizada para cada passo de tempo. Essas partículas são inertes e desprovidas de dispersão molecular. Desta forma, como condição inicial, foi lançada uma partícula, caracterizada por um ponto em vermelho, em cada célula da região do Banhado do Taim, de acordo com a Figura 5.26a. Como condição de contorno foi utilizada a solução hidrodinâmica do período de calibração do modelo que corresponde a um tempo total de 26 dias de simulação, iniciando às 16:00 hs do dia 10/07/2002 e finalizando às 15:00 hs do dia 05/08/2002. Os quadros da Figura 5.26 apresentam seis campos instantâneos da configuração espacial do material suspenso particulado suspenso no período simulado. Nesta simulação, é possível observar uma região que propicia a recirculação da água (ver

Figura 5.26a), formada pelo pontal de terra no contorno, referente a característica física do sistema, e a barreira de vegetação encontrada naquela região, devido a características biológicas. Esta circulação ora pode está no sentido horário (Figura 5.26b) e ora no sentido anti-horário (Figura 5.26c e Figura 5.26d), dependendo da origem da formação do vento e sua intensidade. Ao final dos 26 dias de simulação, nota-se uma boa dispersão do material. Poucas partículas conseguem ser transportadas para a parte sul da Lagoa Mangueira (Figura 5.26e e Figura 5.26f) devido ao estrangulamento natural da lagoa pela formação dos pontais de terra .

A modelação hidrodinâmica conjunta do Banhado do Taim com a Lagoa Mangueira mostrou uma transferência significativa de material do banhado para a Lagoa Mangueira e vice-versa, em função das condições hidrodinâmicas e meteorológicas. Contudo a maior parcela de material fica retida no Banhado do Taim, mostrando que este ecossistema é uma região em potencial para o armazenamento e tratamento biológico de matéria orgânica. Isto se dá devido as baixas velocidades encontradas no meio, decorrentes da exuberância em vegetação emergente de macrófitas aquáticas característica da região. Assim ficou evidenciado o papel do Banhado como modelador da matéria particulada e orgânica para a Lagoa Mangueira, sendo a principal fonte de água para a produção em escala industrial de arroz na região.

5.6.2 Simulação de Transporte

O teste de caso deste item está relacionado à equação de transporte referente a uma simulação de um escalar transportado. Este escalar é genérico e conservativo, ou seja, na equação de transporte não foram considerados termos de perdas e/ou ganhos de matéria.

Como condição inicial, considerou-se a concentração inicial do poluente igual a 10 g/m^3 , definido para cada célula encontrada na faixa entre o centro e o sul da lagoa Mangueira (Figura 5.27a), enquanto que o restante da lagoa apresenta concentração zero. A escala de cores indica que as células cujos valores de concentração forem maiores ou iguais a 10 g/m^3 serão apresentados em vermelho, valores de concentração iguais a zero serão indicados pela cor azul e o valor intermediário (5 g/m^3) será plotado em amarelo.

A simulação de transporte utilizou a solução das variáveis hidrodinâmicas do período de calibração do modelo. Esta simulação de transporte foi a mesma utilizada no teste de conservação de massa descrito na seção 5.4. Os quadros da Figura 5.27 mostram a evolução do campo de concentração do escalar genérico ao longo da simulação. A Figura 5.27a apresenta o estágio inicial de simulação. No quadro seguinte, observa-se bem a difusão molecular do material na ausência de vento (Figura 5.27b). A Figura 5.27c apresenta o campo de concentração do escalar genérico imediatamente após a primeira rajada de vento, com intensidade de 15 m/s , de origem sudoeste. Neste quadro de simulação, é possível observar o transporte por advecção da matéria. Ao longo das margens o escalar é transportado no mesmo sentido do vento, enquanto que no canal central o fluxo é invertido e zonas de recirculações ficam evidentes devido a características geométricas do contorno (ver setas da Figura 5.27c). Quando o vento sopra de origem nordeste (Figura 5.27d) os padrões de transporte são invertidos. Ao longo das margens o escalar é empurrado para o sul da lagoa, enquanto que no canal central o fluxo segue o mesmo sentido do vento (ver setas da Figura 5.27d). Na Figura 5.27f observa-se a difusão, mistura e transporte da matéria ao longo das margens e na região central da lagoa. Além disso, é possível perceber a preservação da matéria na parte sul da lagoa, indicando a consistência da resposta.

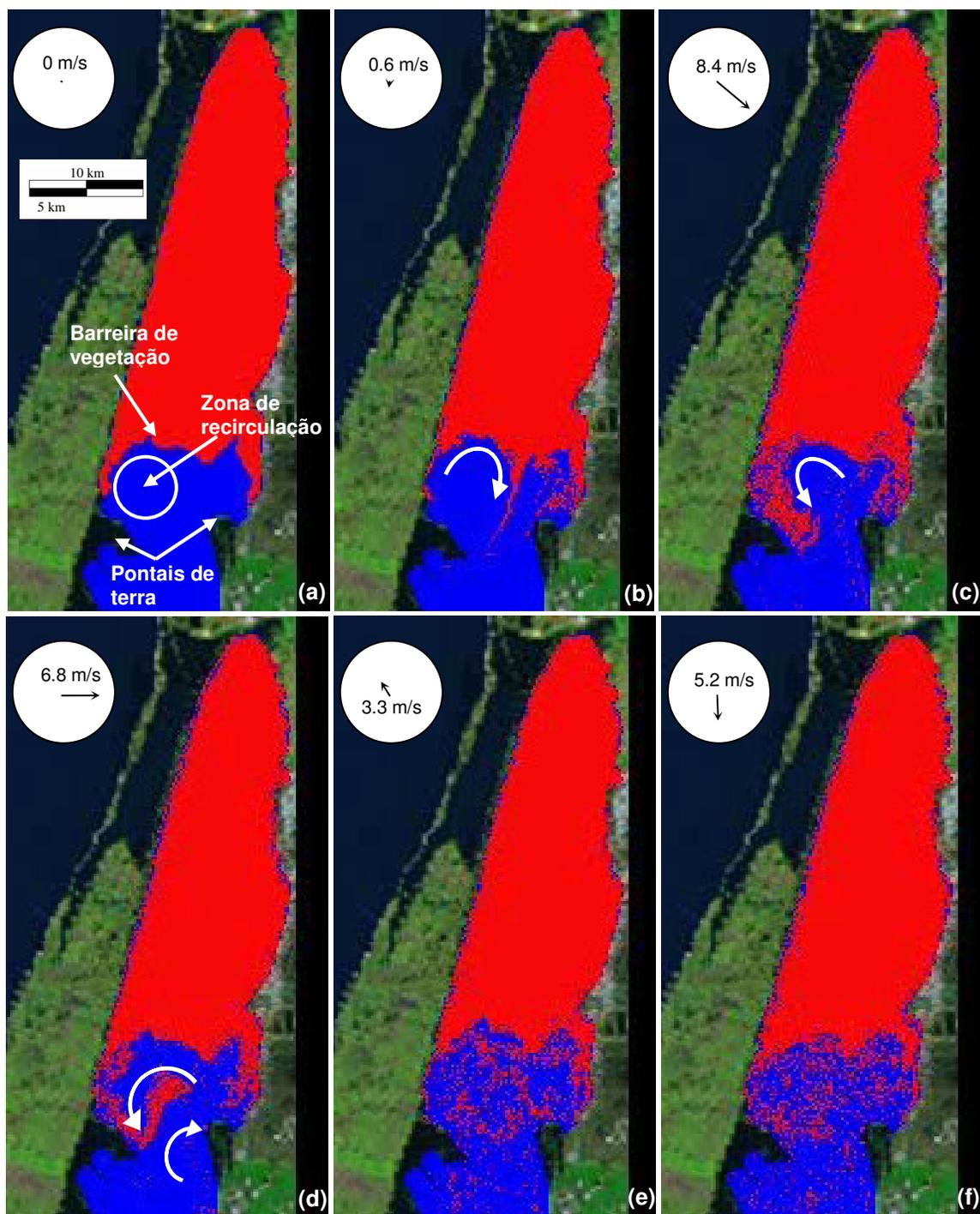


Figura 5.26 – Simulação da transferência de material particulado suspenso do Banhado do Taim para a Lagoa Mangueira (partículas – vermelho; água – azul), nos instantes: (a) 0 hora; (b) 80 horas; (c) 120 horas; (d) 130 horas; (e) 480 horas; (f) 600 horas. Em cada quadro é mostrada a direção e a intensidade do vento correspondente. Uma biruta, em cada quadro de simulação, indica a direção e a intensidade do vento.

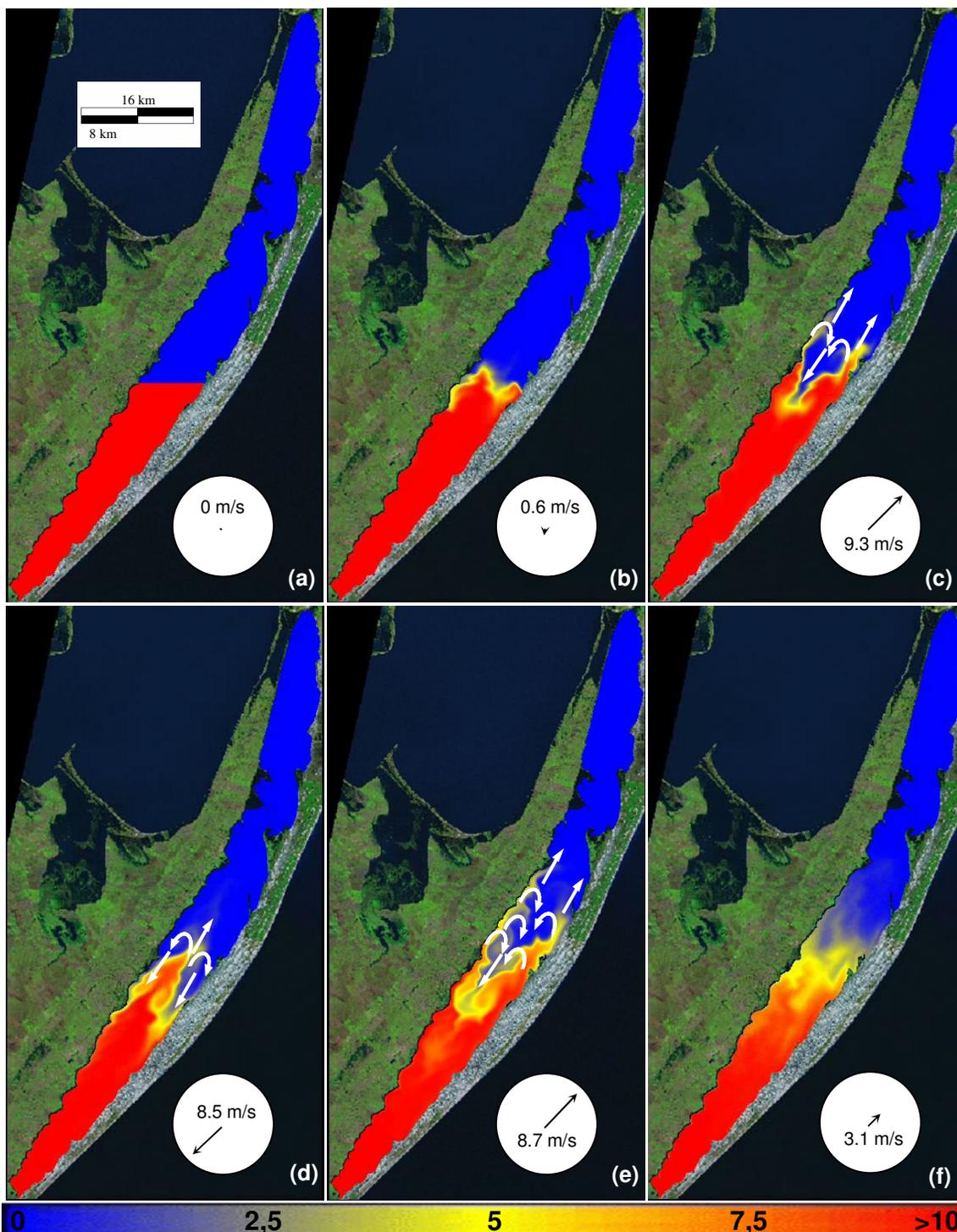


Figura 5.27 – Simulação do transporte de um poluente conservativo genérico no Sistema Hidrológico Taim, nos instantes: (a) 0 hora; (b) 100 horas; (c) 150 horas; (d) 252 horas; (e) 450 horas; (f) 550 horas. A escala de cores indica que as células em vermelho, amarelo e azul têm concentrações de 10 g/m^3 , 5 g/m^3 e zero, respectivamente. Uma biruta, em cada quadro de simulação, indica a direção e a intensidade do vento.

5.6.3 Simulações de Fitoplâncton

Na seção 5.5 foram investigados, detalhadamente, os mecanismos locais que controlam o desenvolvimento da população de fitoplâncton e como esses mecanismos influenciavam na taxa efetiva de crescimento. Essa seção descreve os padrões de transporte, crescimento e consumo de fitoplâncton, além da sua interação com os nutrientes (fósforo e nitrogênio) através do modelo biológico representados pelas Equações (3.62), (3.63) e (3.64). O modelo foi aplicado no Sistema Hidrológico do Taim em dois casos específicos. O primeiro caso dá ênfase aos processos de ganho e perda da população de fitoplâncton e aos efeitos do transporte devido apenas à difusão, uma vez que a ação do vento, o agente principal de circulação das águas, foi anulada em todo o domínio do sistema. No segundo caso foi considerado o efeito do vento além dos principais processos que controlam o desenvolvimento da população de fitoplâncton. Para o segundo caso, foram realizadas duas simulações. Estas simulações visaram representar o efeito da vegetação do Banhado do Taim sobre a taxa efetiva de crescimento de fitoplâncton através de um coeficiente de redução da radiação solar na superfície da água naquela região.

As informações de temperatura da água e radiação solar incidente na superfície foram utilizadas por meio da estação meteorológica TAMAN, localizada ao norte da Lagoa Mangueira (Figura 4.6), com registros horários de frequência para essas variáveis. As Figura 5.28 e Figura 5.29 apresentam o comportamento da temperatura e da radiação solar no período estudado. Nota-se um declínio dos valores das variáveis climáticas ao longo do período, característico do período anual. O fotoperíodo foi adotado como sendo 0,5, equivalente a 12 horas de incidência de luz diária. Foi considerado que todo o sistema estava inicialmente com uma concentração inicial de 1 mg/l para o nitrogênio total e de

0,025 mg/l para o fósforo total, de acordo com o limite para corpos d'água de água doce de classe 1 estabelecido pela Resolução 20/1986 do CONAMA (CONAMA , 1986).

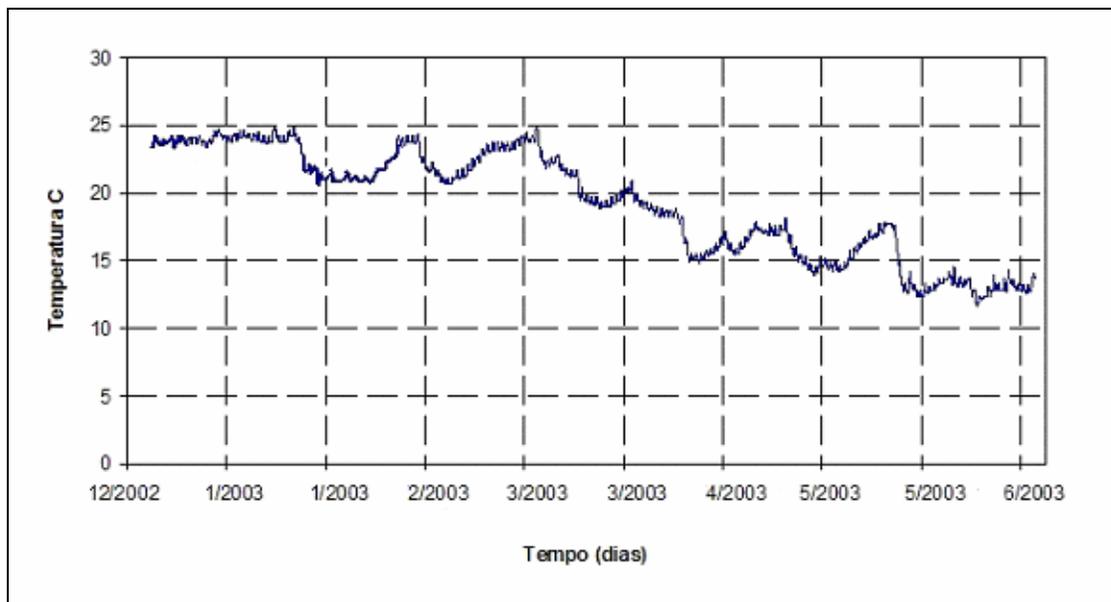


Figura 5.28 – Temperatura da água em TAMAN (verão/2002 e outono/2003).

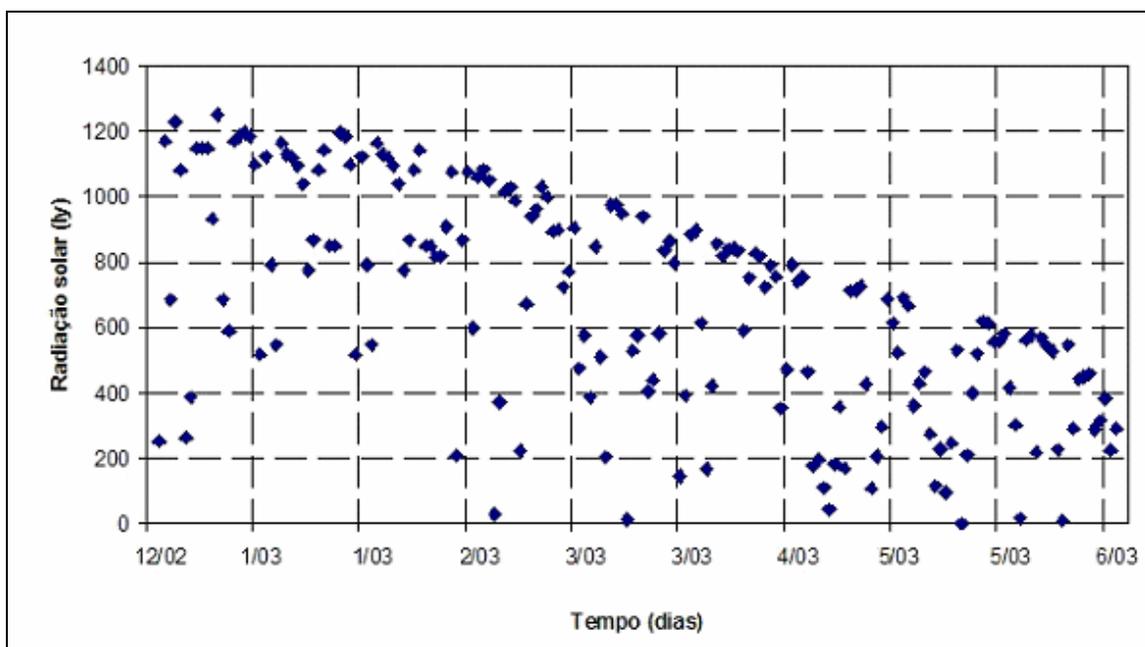


Figura 5.29 – Radiação solar ao meio-dia em TAMAN (verão/2002 e outono/2003).

Sem vento

Nesta simulação, o principal agente governante da circulação das águas foi considerado nulo ao longo de todo o domínio do sistema. Desta forma foi possível analisar, de maneira mais detalhada, como os processos relacionados a perdas (respiração, predação, excreção) e ganhos (fotossíntese) de biomassa fitoplanctônica operam sobre o corpo d'água. Além disso, este tipo de análise proporcionou examinar os efeitos da difusão no transporte da matéria. O tempo total de simulação foi de 600 horas (25 dias), iniciando às 00:00 hs do dia 22/12/2002. Considerou como condição inicial uma concentração uniforme com um valor de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de clorofila *a* para todo o sistema. Os quadros da Figura 5.30 mostram os campos de concentração de clorofila *a* em diferentes instantes dentro do período de simulação. É possível notar um gradiente da taxa efetiva de crescimento das regiões mais rasas (próximo às margens) para aquelas mais profundas (canal central) na Lagoa Mangueira. Isto significa uma produção primária de biomassa diferenciada na lagoa. As regiões mais rasas apresentam condições mais favoráveis para o crescimento uma vez que a penetração da luz na coluna d'água é mais eficiente, enquanto que no canal a produtividade é baixa (Figura 5.30b e Figura 5.30c). Ao longo de um dia é visível um pulso da concentração em todo o sistema, ou seja, durante o período de incidência de luz a taxa efetiva de crescimento é positiva e a população de fitoplâncton realiza fotossíntese. No período noturno, sem a incidência de luz, essa taxa tem valores negativos e os efeitos de consumo, respiração e excreção são mais evidentes. Outro aspecto importante é a produtividade no Banhado do Taim (Figura 5.30d, Figura 5.30e e Figura 5.30f). Em quase toda a região de banhado a profundidade é adequada para o crescimento. Desta forma, a

produtividade naquela região é alta. Este fato não se reproduz na realidade, uma vez que a vegetação inibe a penetração da luz no meio.

Com vento

Foram realizadas duas simulações considerando os efeitos do principal agente governante da circulação das águas, o vento. A diferença entre essas duas simulações está relacionada à porcentagem utilizada para redução da radiação solar na superfície da água no Banhado do Taim visando representar o efeito da vegetação sobre a taxa efetiva de crescimento. Na primeira simulação foi aplicada uma redução de 50% da radiação solar incidente, para a segunda apenas 20% da radiação solar era passada para o meio líquido. Assim, foi possível analisar processos relacionados a perdas e ganhos de biomassa fitoplanctônica, além dos efeitos da advecção e difusão no transporte da matéria, bem como o comportamento da produção primária para a região de banhado. O tempo total para a primeira simulação 1000 horas (41,67 dias), e para a segunda simulação o tempo foi de 2000 horas (83,33), iniciando às 00:00 hs do dia 22/12/2002. Considerou a mesma condição inicial para o caso sem vento. Os quadros das Figura 5.31 e Figura 5.32 mostram os campos de concentração de clorofila *a* em diferentes instantes dentro dos respectivos períodos de simulação.

Para a Lagoa Mangueira, um gradiente da taxa efetiva de crescimento parecido ao encontrado para a simulação sem vento é observado nas duas simulações. Este gradiente vai das regiões mais rasas (costa) para aquelas mais profundas (canal). Além disso, é possível perceber uma transferência de matéria para o canal por meio dos processos referentes a hidrodinâmica. A formação de pontais ao longo da conta da lagoa propicia zonas de

recirculação que ajudam a conduzir o material que está na região mais rasa para a região mais profunda. Além disso, é possível identificar que as regiões mais ao sul e ao norte da Lagoa Mangueira são áreas de alta produtividade.

Com a aplicação de um coeficiente redutor da radiação solar incidente no Banhado do Taim, a produtividade tem um comportamento diferenciado. Os quadros da Figura 5.31 mostram que uma redução de 50% dos valores da radiação solar produzem uma minimização da produção primária com relação a simulação sem este coeficiente. E que com este valor o campo de concentração de clorofila a no banhado tem valores compatíveis com os valores calculados na Lagoa Mangueira. Quando esta redução é de 80% a produtividade é comprometida e a taxa efetiva de crescimento assume valores negativos, fazendo com que o campo de concentração de clorofila a no Banhado do Taim possua a valores de pequena magnitude (quadros da Figura 5.32).

Este coeficiente reproduz a realidade encontrada naquela região, porém resta saber qual o valor deste coeficiente que melhor representa o efeito da vegetação sobre a taxa efetiva de crescimento. Isto significa que neste caso este coeficiente é mais um parâmetro para calibração do módulo biológico. Somente com registros de concentração de clorofila e de radiação solar que passa para o meio é possível estimar um valor aproximado deste coeficiente.

Próximo de 1200 horas de simulação o balanço entre a produção primária e a perdas em um período diário muda de sinal, ou seja, a partir deste ponto as perdas por respiração, consumo e excreção no período noturno superam os ganhos de biomassa no período de incidência solar (Figura 5.32d e Figura 5.32e).

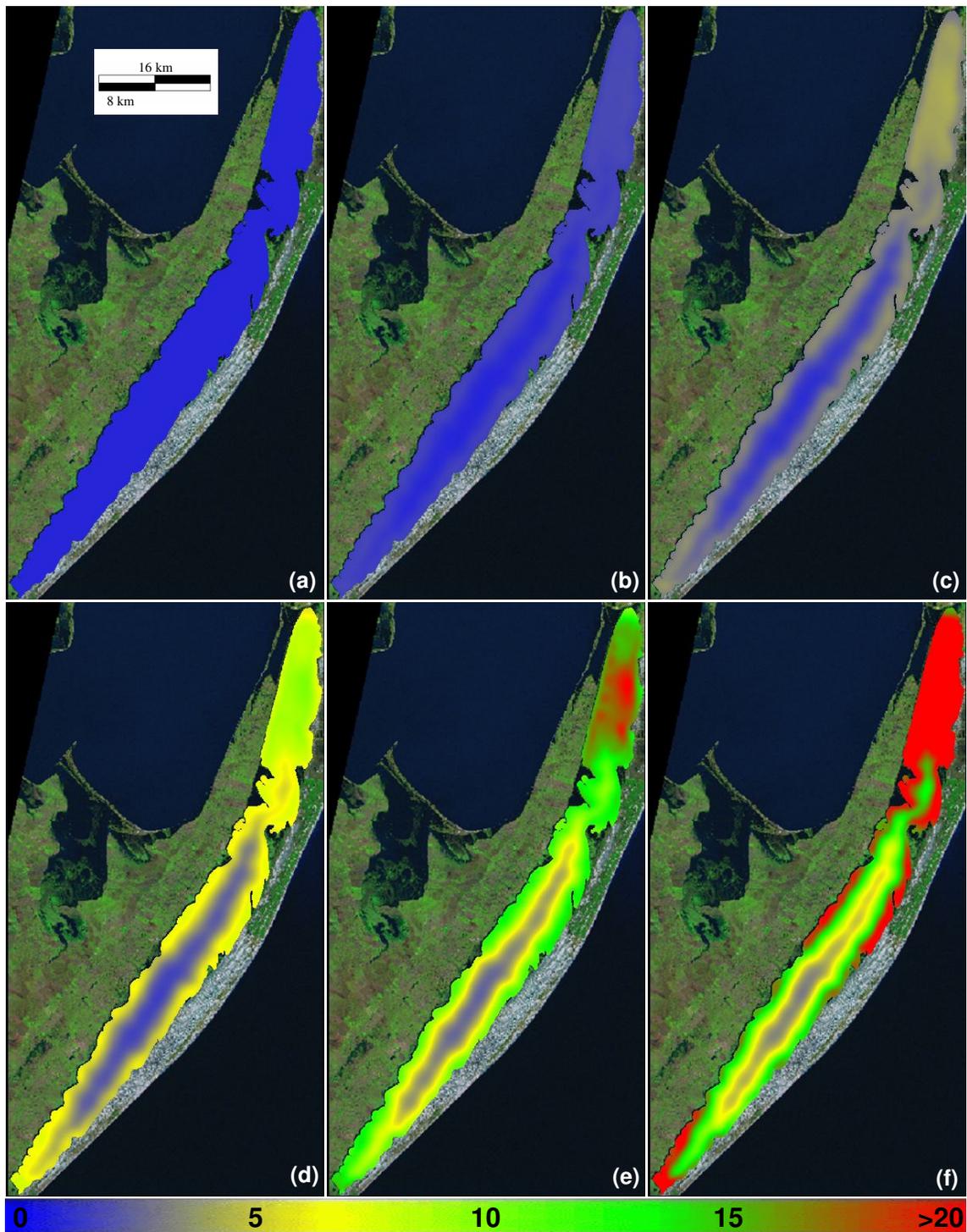


Figura 5.30 – Campos de concentração de clorofila a em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, para o sistema sem vento e sem redução da radiação solar incidente no Banhado do Taim, nos instantes: (a) 0 hora; (b) 120 horas; (c) 240 horas; (d) 360 horas; (e) 480 horas; (f) 600 horas. A escala de cores indica que as células em vermelho, verde, amarelo e azul têm concentrações de $20 \text{ g}/\text{m}^3$, $12,5 \text{ g}/\text{m}^3$, $7,5 \text{ g}/\text{m}^3$ e zero, respectivamente.

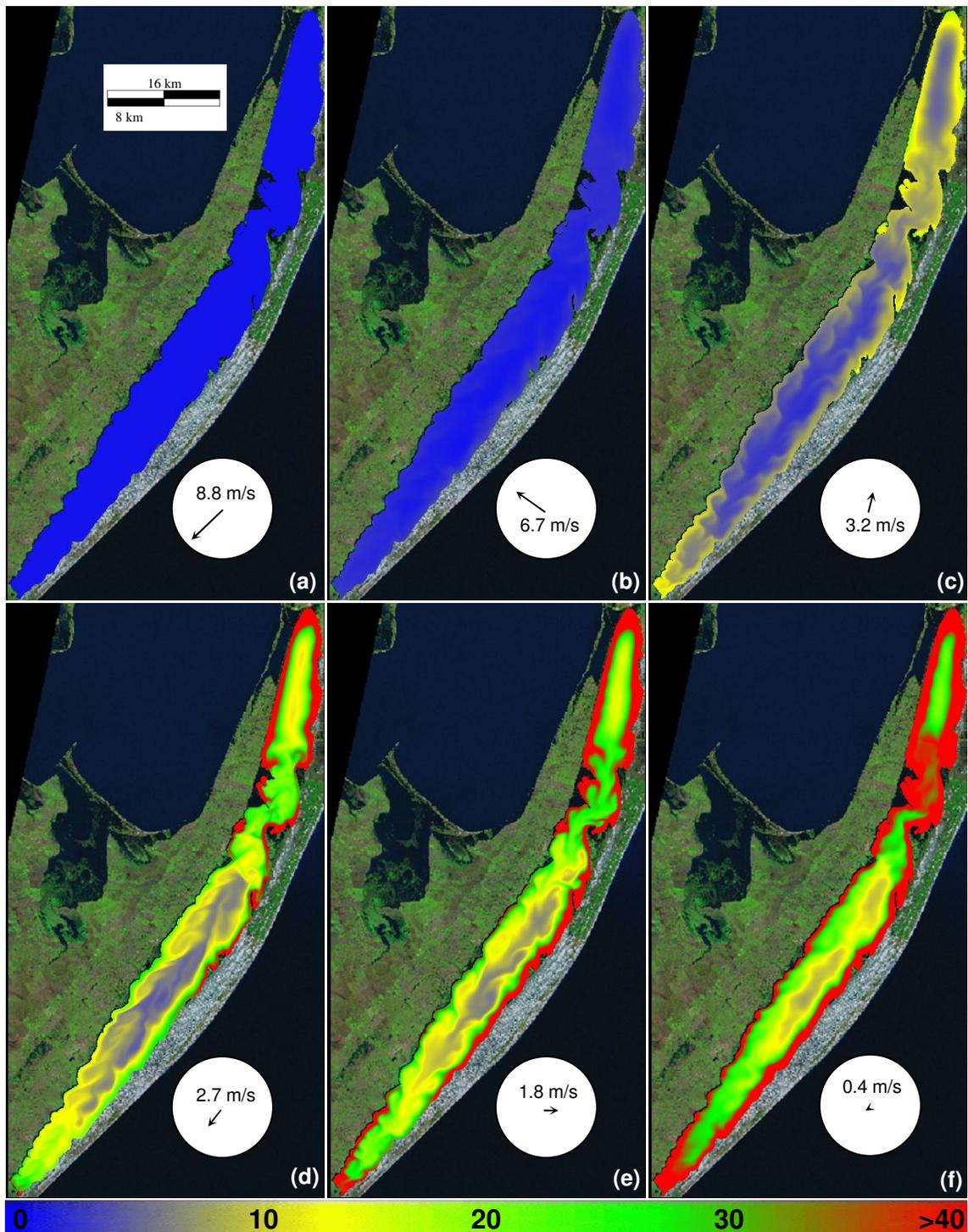


Figura 5.31 – Campos de concentração de clorofila *a* em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, para o sistema com vento e com uma redução de 50% da radiação solar incidente no Banhado do Taim, nos instantes: (a) 0 hora; (b) 200 horas; (c) 400 horas; (d) 600 horas; (e) 800 horas; (f) 1000 horas. A escala de cores indica que as células em vermelho, verde, amarelo e azul têm concentrações de $40 \text{ g}/\text{m}^3$, $25 \text{ g}/\text{m}^3$, $12,5 \text{ g}/\text{m}^3$ e zero, respectivamente. Uma biruta, em cada quadro de simulação, indica a direção e a intensidade do vento.

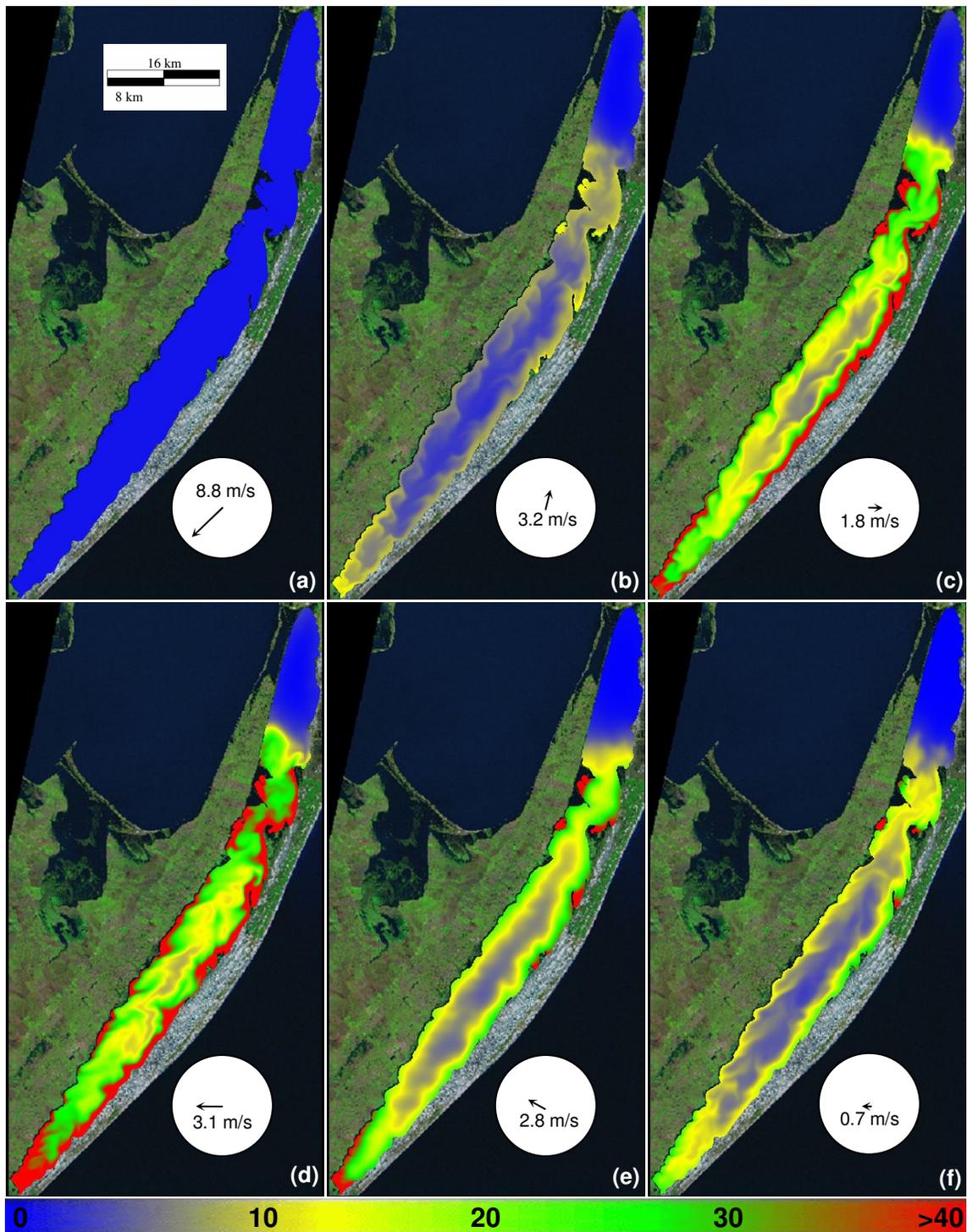


Figura 5.32 – Campos de concentração de clorofila a em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, para o sistema com vento e com uma redução de 80% da radiação solar incidente no Banhado do Taim, nos instantes: (a) 0 hora; (b) 400 horas; (c) 800 horas; (d) 1200 horas; (e) 1600 horas; (f) 2000 horas. A escala de cores indica que as células em vermelho, verde, amarelo e azul têm concentrações de $40 \text{ g}/\text{m}^3$, $25 \text{ g}/\text{m}^3$, $12,5 \text{ g}/\text{m}^3$ e zero, respectivamente. Uma biruta, em cada quadro de simulação, indica a direção e a intensidade do vento.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Esta pesquisa teve como objetivo geral o desenvolvimento de um modelo bidimensional hidrodinâmico e de transporte desenvolvido cujo objetivo principal foi estimar a dinâmica da biomassa fitoplânctonica. Este modelo foi aplicado ao Sistema Hidrológico do Taim.

O algoritmo de secagem e inundação representou computacionalmente uma possível secagem de uma célula que estava inicialmente molhada e vice-versa. Assim, foi possível representar este fenômeno, o qual apresentava com bastante frequência, toda vez que o sistema ficava submetido a fortes gradientes de velocidade, decorrentes de intensas rajadas de vento.

Os testes de conservação de volume e de massa demonstraram a importância destes testes em sistemas que deveriam ser conservativos, e que a propagação destes erros numéricos estão relacionadas ao esquema numérico e a discretização espacial e temporal assumida.

O esquema de diferenças finitas semi-implícito, com abordagem Euleriana-Lagrangiana, permitiu utilizar maiores intervalos de tempo do que os utilizados em outros esquemas mantendo, ainda, a estabilidade. Contudo, foi possível observar que este esquema pode não ser eficiente. A precisão da estimativa pode ser melhorada através do ponderador temporal “ θ ” aplicado nos termos inicialmente discretizados implicitamente, apresentando uma máxima eficiência computacional e numérica para o valor de $\theta = 0,55$.

O campo de escalares depende não somente da escolha do esquema advectivo-difusivo utilizado na equação de transporte, mas também de uma discretização adequada. Além do mais, uma simples calibração do módulo hidrodinâmico não assegura que o cálculo do transporte vai ser preciso. Um esquema de transporte, bem como uma discretização coerente, devem ser cuidadosamente escolhidos e validados.

A análise de sensibilidade dos parâmetros do módulo biológico foi fundamental, tendo em vista o grande número de parâmetros que visam representar os processos relacionados de crescimento, perda de biomassa fitoplactônica em um único coeficiente (μ_{eff}). O controle de todos esses parâmetros é bastante complexo e que a calibração deste módulo é fundamental para a precisão da estimativa da concentração de clorofila a . Esta análise mostrou que os parâmetros para os quais a concentração de clorofila a é mais sensível a alterações são aqueles relacionados aos efeitos de temperatura nas algas (G_{max} , θ_T e θ_R) e as perdas por respiração e consumo por zooplâncton (k_{ra} e k_{gz}). Os demais parâmetros têm efeitos pequenos, porém significativos, sobre as três medidas. Principalmente aqueles relacionados à penetração da luz na coluna d'água (I_s e k'_{el}) e à habilidade da alga em consumir fósforo (K_P).

Os cenários para aplicação do modelo foram propostos para melhor entender o transporte de material particulado suspenso, de material escalar genérico, assim como a dinâmica e as florações de algas no Sistema Hidrológico do Taim em condições físicas e meteorológicas reais. Na simulação de transporte de material particulado suspenso verificou-se que a maior parcela de material fica retida no Banhado do Taim, mostrando que este ecossistema é uma região em potencial para o armazenamento e tratamento biológico de matéria orgânica. Para a simulação de transporte foi possível observar o

transporte por advecção da matéria. Quando o vento é encaixado na direção longitudinal do sistema (NE-SO) o escalar é transportado no mesmo sentido do vento, enquanto que no canal central o fluxo é invertido e zonas de recirculações ficam evidentes devido a características geométricas do contorno. Nas simulações biológicas foi identificado que as regiões mais rasas apresentam condições mais favoráveis para o crescimento uma vez que a penetração da luz na coluna d'água é mais eficiente e a produtividade nessas áreas são mais efetivas, enquanto que no canal a produtividade é baixa. A representação do efeito da vegetação sobre a taxa efetiva de crescimento da população de fitoplâncton se deu através de um coeficiente redutor da radiação solar incidente no meio. A estimativa deste coeficiente poderá ser realizada em medição *in situ*.

Como recomendações para trabalhos futuros relacionados a este tema, segue as seguintes sugestões:

- Modificação do esquema numérico semi-implícito bidimensional para tridimensional de diferenças finitas nas equações de águas rasas, de transporte de escalares e de plâncton. É certo que, para alguns sistemas, uns processos são menos importantes que outros, podendo ser simplificados. Porém, quando os processos horizontais (distribuição) e verticais (estratificação) são importantes, a escolha de um modelo hidrodinâmico tridimensional (3D) é fundamental;
- Análise de consistência, convergência, estabilidade e precisão deste novo modelo;
- Adaptação do algoritmo de secagem e inundação no novo modelo computacional;
- Desenvolvimento de um algoritmo que produza grades não estruturadas (não regulares) no domínio de discretização de interesse, no intuito de obter uma melhor representação das regiões de contornos difíceis e que precisam ser mais refinadas;

- Aplicação de técnicas de processamento em paralelo e utilização do *cluster*, com a finalidade de desmembrar as tarefas do modelo maximizando a eficiência computacional;
- Ligação do modelo com ferramentas computacionais de geoprocessamento, para digitalização do domínio e discretização espacial;
- Avaliação do esquema numérico aplicado aos termos advectivos da equação de transporte, com o propósito de minimizar problemas de conservação de massa, ou problemas de difusividade numérica;
- Calibração e verificação do modelo hidrodinâmico através da comparação dos resultados de níveis fornecidos pelo modelo e os valores registrados em campo, com a finalidade de testar a eficiência e a precisão da estimativa;
- Avaliação e análise dos erros numéricos intrínsecos no modelo através da avaliação da conservação de volume d'água nas equações de águas rasas, e de conservação de massa na equação de transporte, em alguns cenários de aplicação na Lagoa Mangueira (RS);
- Análise de sensibilidade dos parâmetros relativos ao módulo biológico que estima o crescimento, consumo e transporte de biomassa zooplanctônica e fitoplactônica ao longo do sistema;
- Representação mais detalhada da influência da turbidez sobre a taxa efetiva de crescimento de biomassa fitoplanctônica, incorporando a modelagem de transporte do material particulado suspenso;
- Desenvolvimento de um modelo computacional (interface gráfica) que possa ter uma interação amigável com o modelador. Seria, basicamente, um sistema de

suporte à decisão que poderá ser capaz de receber informação de outros modelos e softwares, como por exemplo, o Modelo de Grandes Bacias desenvolvido no próprio Instituto de Pesquisa Hidráulicas (IPH) (Collischonn, 2001);

- Realização de campanhas de reconhecimento e de medição das variáveis hidrodinâmicas e de qualidade da água, através da utilização de equipamentos para tais finalidades;
- Modelar a transferência de matéria orgânica do banhado para a Lagoa Mangueira;
- Modelar a assinatura biológica de comunidades biológicas indicadoras da qualidade da água na Lagoa Mangueira em função da dinâmica da matéria orgânica no binômio banhado-lagoa;
- Determinar situações críticas através da associação da assinatura hidrológica-assinatura biológica que possam indicar marcos referenciais para a gestão dos recursos hídricos que contemple a conservação do sistema aquático que é parte de uma unidade de conservação restrita;
- Indicar potenciais critérios para a aplicação da mesma aproximação para uma área maior como a Lagoa Mirim (águas compartilhadas internacionais) e sistemas pareados reservatórios-braços de baixa dinâmica de água.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACD (Atmospheric Chemistry Department). (2004). **Eutrofização em lagos**. Disponível em: <http://www.atmosphere.mpg.de/enid/bf5b6fbb8ed7fc8ab51f51a324da9694,55a304092d09/2oe.html>. Acessado em 15/12/2004.
- Antas, P. T. Z.; Nascimento, J. L. X.; Silva, F. e Scherer, S. B. (1990). **Migração de Netta peposaca entre o sul do Brasil e a Argentina**. VI Encontro Nacional de Anilhadores de Aves. 24 a 28 de julho de 1990. Pelotas RS. Universidade Católica de Pelotas.
- Asaeda, T.; Trung, V. K.; Manatunge, J.; Bon, T. V. (2001). Modelling macrophyte–nutrient–phytoplankton interactions in shallow eutrophic lakes and the evaluation of environmental impacts. **Ecological Engineering**. 16: 341–357.
- Azevedo, S. M. F. O. e Brandão, C. C. S. (2003). **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde. 56p.
- BAW. (1990). Hydronumerisches Verfahren TRIM–2D. Validierungsdokument Version 2.0. **Bundesanstalt für Wasserbau**. Hamburg. 55p.
- Becker, V. (2002). **Variação da estrutura e da biomassa fitoplanctônica na lagoa Itapeva (litoral norte do Rio Grande do Sul) em função da hidrodinâmica**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 118p.
- Belton, W. (1994). **Aves do Rio Grande do Sul: Distribuição e Biologia**. Editora da Unisinos. São Leopoldo. 584p.
- Beltrame, L et al. (1998). **Estudo para avaliação da disponibilidade hídrica da bacia da lagoa Mirim. Instituto de Pesquisas Hidráulicas**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Bemvenuti, M.A. (1995). *Odontesthes mirinensis* sp.n. um novo peixe-rei (*Pisces*, *Atherinopsinae*) para o extremo sul do Brasil. **Rev. bras. Zool.**, 12 (4): 881-903.

- Benqué, J. P.; Cunge, J. A.; Feuillet, J.; Hauguel, A. e Holly Jr., F. M. (1982). New method for tidal current computation. **Journal of the Waterway, Port, Coast and Ocean Division**. ASCE. 108, nº WW3.
- Bohrer, M.B.C. (1985). **Estudos das populações de Cladocera da Lagoa Emboaba, Tramandaí, RS (Crustacea, Brachiopoda)**. Tese de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, Porto Alegre.
- Borche, A. (1996). **IPH-A: Aplicativo para modelação de estuários e lagoas – Manual de Uso**. Publicação em Recursos Hídricos Nº 33. IPH/UFRGS. 38p.
- Buckup, P.A. e Malabarba, L.M., (1983). A list of the fishes of the Taim Ecological Station, RS, Brazil. **Iheringia**. Sér. Zool., Porto Alegre (63):103-113.
- Burau, J. R.; Monismith, S. e Koseff, J. (1993). Comparison of advective transport algorithms with an application in suisun bay, a sub-embayment of San Francisco Bay, California. **Environmental Fluid Mechanics Laboratory**. 1628 – 1634.
- Callegaro, V.L.M. e Salomoni, S.E. (1988). Diatomáceas das lagoa do Jacaré, do Nicola e Mangueira, Estação Ecológica do Taim: novas ocorrências para o Rio Grande do Sul. **Iheringia**, Porto Alegre (32): 127-148.
- Casulli, V. (1990). Semi-implicit finite-difference methods for the two-dimensional shallow water equation. **Journal of Computational Physics**. 86: 56 – 74.
- Casulli, V. e Cattani, E. (1994). Stability, accuracy and efficiency of a semi-implicit method for three-dimensional shallow water flow. **Computers Math. Applic.** 27(4): 99 – 112.
- Casulli, V. e Cheng, R. T. (1992). Semi-implicit finite difference methods for three-dimensional shallow water flow. **International Journal for Numerical Methods in Fluids**. 15: 629 – 648.
- Casulli, V. e Walters, R. A. (2000). An unstructured grid, three-dimensional model based on the shallow water equations. **International Journal for Numerical Methods in Fluids**. 32: 331 – 348.
- Casulli, V. e Zanolli, P. (2002). Semi-implicit numerical modeling of nonhydrostatic free-surface flows for environmental problems. **Mathematical and computer modelling**. 36: 1131 – 1149.

- Chapra, Steven C. (1997). **Surface water-quality modeling**. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering. Editora: McGraw-Hill.
- Chen, C. *et al.*, (2002). A model study of the coupled biological and physical dynamics in Lake Michigan. **Ecological Modelling**. 152: 145–168.
- Chen, C. W. (1970). Concept and Utilities of Ecological Models. **Journal San. Engr. Div. ASCE**. 96(SA5):1085-1086.
- Chen, C. W. e Orlob. G. T. (1975). “Ecological Simulation for Aquatic Environments. **In: Systems Analysis and simulation in Ecology**. Vol III, B. C. Patton. Ed. Academic, New York, p. 475.
- Cheng, R. T. e Cassulli, V. (2001). Evaluation of the UnTRIM Model for 3-D Tidal Circulation. **Proceedings of the 7-th International Conference on Estuarine and Coastal Modeling**, St. Petersburg, FL, November 2001, p. 628-642.
- Cheng, R. T.; Cassulli, V. e Gartner, J. W. (1993). Tidal, Residual, Intertidal Mudflat (TRIM) model and its applications to San Francisco Bay, California. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. 36: 235 – 280.
- Cheng, R. T.; Cassulli, V. e Milford, S. N. (1984). Eulerian-Lagrangian solution of the convection-dispersion equation in natural coordinates. **Water Resources Research**. 20(7): 944 – 952.
- Cloern, J. E.; Grenz, C. e Lucas, L. V. (1995). An empirical model of the phytoplankton chlorophyll: carbon ratio – the conversion factor between productivity and growth rate. **Limnol. Oceanogr**. 40(7): 1313 – 1321.
- Coli, T. M. e Wells, S. A. (2002). **CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.1**. User Manual. 54p.
- Collischonn, W. e Marques, D. L. M. (2003). Desenvolvimento de um modelo hidrodinâmico de transporte de sedimentos e nutrientes para lagos. **In: Anais do IX Congresso Brasileiro de Limnologia**. Juiz de Fora.
- CONAMA. (1986). **Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986**. Publicado no Diário Oficial da União em 30/07/1986. 20p.
- Coutinho, P. N. (1986), Sugestões para gerenciamento de estuários. **Arq. Ciên. Mar**. Fortaleza, 77-86.

- Cugier, P.; Le Hir, P. (2002). Development of a 3D Hydrodynamic Model for Coastal Ecosystem Modelling. Application to the Plume of the Seine River (France). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. 55: 673–695.
- Dehghan, M. (2004). Numerical solution of the three-dimensional advection-diffusion equation. **Applied Mathematics and Computation**. 150. 5 – 19.
- DHI Water & Environmental (DHI). (2000). **MIKE 11 – A Modelling System for Rivers and Channels**. Short introduction tutorial. 82p.
- DHI Water & Environmental (DHI). (2004). **MIKE ZERO – The Common DHI User Interface for Setting up Simulations, Analysis and Presentation**. Short Introduction tutorial. 38P.
- Domitrovic, Y. Z. de, Asselborn, V. M. e Casco, S. L. (1998). Variaciones espaciales y temporales del fitoplancton en un lago subtropical de argentina. **Rev. Brasil. Biol.** 58(3): 359 – 382.
- Drago, M.; Cescon, B.; Iovenitti, L. (2001). A three-dimensional numerical model for eutrophication and pollutant transport. **Ecological Modelling**. 145: 17–34.
- Eppley, R. W. (1972). Temperature and Phytoplankton Growth in the Sea. **Fishery Bulletin**. 70(4): 1063-1085.
- Esteves, F. (1998). **Fundamentos de Limnologia**. 2ª edição. Rio de Janeiro: Interciência. 601p.
- Fallavena, M. A. (1985). Composição e variações sazonal e espacial dos copépodos planctônicos (Crustacea, Copepoda) na Lagoa Negra - município de Viamão, RS, Brasil. **Iheringia**, Sér. Zool.. 65: 3-30.
- Fragoso Jr., C. R. e Souza, C. F. (2003). **Análise de uma proposta de dragagem no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba através de um modelo hidrodinâmico bidimensional**. Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação em Engenharia Civil/ Universidade Federal de Alagoas. 152p.
- Franceschini, I.M., Druggs, S., & Lunkes, V.P. (1979). Levantamento preliminar dos gêneros de algas de água doce da Estação Ecológica do Taim. **In: Anais da Semana Universitária Gaúcha de Debates Biológicos. 18a, Porto Alegre, 1976**. Porto Alegre, Sociedade de Biologia do Rio Grande do Sul, p. 183.

- Fulford, J. M. (2003). **Computacional technique and performance of transient inundation model for rivers – 2 dimensional (TRIM2RD): a depth-averaged two-dimensional flow model**. U.S. Geological Survey. Open-file report. 03-371.
- Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB). (1987). **Zoneamento da Estação Ecológica do Taim**. Relatório. Museu de Ciências Naturais, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. 71 p.
- Gayer, S.M.P.; L. Krause; e N. Gomes. (1988). Lista Preliminar dos anfíbios da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revta. Bras.Zool.**, 5(3), 419-425.
- Gazulha, V. (2004). **Comunidade zooplancônica associada a banhado e lagoa interna no Sistema Hidrológico do Taim, litoral sul do Rio Grande do Sul, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Instituto de Biociências – Porto Alegre. 116p.
- Gross, E. S.; Koseff, J. R.; Monismith, S. G. (1999a). Evaluation of advective schemes for estuarine salinity simulations. **Jornal of Hydraulic Engineering**. 32 – 46.
- Gross, E. S.; Koseff, J. R.; Monismith, S. G. (1999b). Three-dimensional salinity simulations of south San Francisco Bay. **Jornal of Hydraulic Engineering**. 1199 – 1209.
- Grosser, K.M.; Koch, W.R. e Drünn-Hahn, S. (1994). Ocorrência e distribuição de peixes na Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil (Pisces, Teleostomi). **Iheringia**, sér. Zool., Porto Alegre (77): 89-98.
- Güntzel, A. M. (1995). **Estrutura e variações espaço-temporais da comunidade zooplancônica na Lagoa Caconde, Osório, RS**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, Porto Alegre. 124 p.
- Håkanson, L., Boulion, V. (2002). **The Lake Foodweb—Modelling Predation and Abiotic/Biotic Interactions**. Backhuys Publishers, Leiden, p. 344.
- HEC. (1978). **Water quality for River Reservoir System**. US Army Corps of Engineers Davis.
- Hodges, B. R.; Imberger, J.; Saggio, A. e Winters, K. B. (2000) Modeling basin-scale internal waves in a stratified lake. **Limnol. Oceanogr.**, 45(7): 1603–1620.
- Hootsmans, M.J.M. (1994). A growth analysis model for *Potamogeton pectinatus* L. **In: Vierssen, W.V., Hootsmans, M.J.M., Vermaat, J. (Eds.), Lake Veluwe, A**

- Macrophyte-dominated System under Eutrophication Stress.** Kluwer Academic, Dordrecht, pp. 250–286.
- Huppert, A.; Olinky, R. e Stone, L. (2004). Bottom–Up Excitable Models of Phytoplankton Blooms. **Bulletin of Mathematical Biology.** 66: 865–878.
- IBAMA. (1993). **Plano de ação emergencial para a estação ecológica do Taim.** Brasília: IBAMA. 72p.
- Irgand B.E.; Pedralli, G.e Waechter, J.L. (1984). Macrófitas aquáticas da Estação Ecológica do Taim., RS, Brasil. **Roessleria**, 6(1): 395-404.
- Jin, K. R. e Wang, K. H. (1998). Wind generated waves in lake Okeechobee. **Journal of the American Water Resources Association.** 34: 1099 – 1108.
- King I.; Letter J. V.; Donnell, B. P.; McAnally W. H. e Thomas, W. A. (2000). **Users Guide To SED2D WES Version 4.5.** US Army, Engineer Research And Development Center Waterways Experiment Station Coastal and Hydraulics Laboratory.
- Landucci, M. e Ludwig, T. A. V. (2000). **Levantamento Florístico das Diatomáceas (Bacillariophyta) da Lagoa Mangueira, Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul.**
- Leavitt, P. (2005). **University of Regina, Limnology Laboratory.** Disponível em: <http://www.uregina.ca/biology/faculty/leavitt/lab/pics.html>. Acessado em 26/01/2005.
- Lopardo, N. (2002). **Estudo Hidrodinâmico e Correlação com Sólidos Suspensos e Turbidez na Lagoa Itapeva do Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre. 168p.
- Los, F.J. (1991). **Mathematical simulation of algae blooms by the model bloom 2.** Version 2, Documentation Report, Delft Hydraulics.
- Lucas, L. V. (1997). **A numerical investigation of Coupled Hydrodynamics and phytoplankton dynamics in shallow estuaries.** Tese de Doutorado, Universidade de Stanford.
- Lucas, L. V. e Cloern J. E. (2002). Effects of tidal shallowing and deepening on phytoplankton production dynamics: a modeling study. *Estuaries.* 25(4A): 497 – 507.

- Lucas, L. V.; Koseff, J. R., Cloern, J. E.; Monismith, S. G. e Thompson, J. K. (1999b). Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. II: The role of horizontal transport. **Marine Ecology Progress Series**. 187: 17 – 30.
- Lucas, L. V.; Koseff, J. R.; Cloern, J. E.; Monismith, S. G. e Thompson, J. K. (1999a). Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. I: The production-loss balance. **Marine Ecology Progress Series**. 187: 1 – 15.
- Lucero, M. M. (1982). **El anillado de aves en la Republica Argentina**. Miscelanea 74.
- Luetlich, R.A. Jr., Hu, S., Westerink, J.J. (1994). Development of the direct stress solution technique for three-dimensional hydrodynamic models using finite element. **Int. J. Num. Meth. Fluids**. 19: 295–319.
- Luetlich, R.A. Jr., Westerink, J.J., Scheffner, N.W. (1992). **ADCIRC: An advanced Three-Dimensional Circulation Model for Shelves, Coasts, and Estuaries**. Report 1, Technical Report DRP-92-6, Dredging.
- Martín-Videa, J.P.; Niñerola, D.; Batemana, A.; Navarro, A.; Velascob, E. (1999). Runoff and sediment transport in a torrential ephemeral stream of the Mediterranean coast. **Journal of Hydrology**. 225: 118–129.
- Maure, A.; Cerrolaza, M. e Berríos, R. (1995). Modelling the behavior of crude oil spills in shallow bodies of water. **Environmental Software**. 10(4): 241 – 249.
- Moffatt & Nichol Engineers. (2003). **Hydrodynamic modeling Tools and techniques South bay salt pond restoration project**. Preparado para California State Coastal Conservancy. M&N Job 5196-03. 48p.
- Motta Marques, D. M. L. (coord.). (2001). **Sistema Hidrológico do Taim Site 7 – Relatório PELD/CNPq**. Outubro 2000/ Outubro 2001. Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre. 176p.
- Motta Marques, D. M. L.; Tucci, C. E. M.; Calazans, D.; Callegaro, V. L. M.; Villanueva, A. (2002). O Sistema Hidrológico do Taim Site 7. pp. 127-144. *In: Seeliger, U., Cordazzo, C. Barbosa, F. (eds.) Os Sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*. Belo Horizonte.
- MRS/MMA/FNMA. (1997). **Gestão Ambiental do Município de Santa Vitória do Palmar como Pólo de Sustentação à Política Ambiental do MERCOSUL: Plano**

- Básico Ambiental.** Município de Santa Vitória do Palmar-RS, MRS/ESTUDOS AMBIENTAIS, Porto Alegre-RS. Vol. 1 e 2.
- Nascimento, J. L. X.; Antas, P. T. Z.; Silva, F. e Scherer, S.B. (1990). **Movimentação de Dendrocygna bicolor entre o Rio Grande do Sul e Argentina.** VI Encontro Nacional de Anilhadores de Aves. 24 a 28 de julho de 1990. Pelotas RS. Universidade Católica de Pelotas.
- Navarro, P. G.; Hubbard, M. E.; Priestley, A. (1995). Genuinely multidimensional up winding for the 2D shallow water equations. **Journal of Computational Physics.** 121: 79-93.
- NOAA (2005). **Monitoring and Event Response for Harmful Algal Blooms (MERHAB).** Disponível em: http://www.cop.noaa.gov/Fact_Sheets/MERHAB.html. Acessado em: 26/01/2005.
- O'Connor, D. J. (1962). The Bacterial Distribution in a Lake in the Vicinity of a Sewage Discharge. **In: Proceedings of the 2nd Purdue Industrial Waste Conference.** West Lafayette, IN.
- OECD. (1982). **Eutrophication of waters.** Monitoring, assessment and control. OECD, Paris, p. 154.
- Olrog, C.C. (1962). El anillado de aves en la Argentina do informe. 1961-62. **Neotropica.** 8(27) 1962.
- Paixão, I.L.S.C. (1986). **Estação Ecológica do Taim.** SEMA, SEC. Brasília. 46p.
- Paz, A. R. (2003). **Análise dos principais fatores intervenientes no comportamento hidrodinâmico do banhado do Taim (RS).** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre. 155p.
- Paz, A. R.; Villanueva, A. N.; Schettini, E. B. C. (2003). Wetting and Drying Algorithm to two-dimensional Hydrodynamic Modelling of Wetlands. **Anais do VI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos/ABRH.** Curitiba, Brazil.
- Paz, A. R.; Villanueva, A. N.; Schettini, E. B. C. (2005). The influence of spatial vegetation distribution on Taim Wetland hydrodynamics. **Proceedings of symposium S4 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguaçu, Brazil. IAHS Publ. 294, 2005.**

- PELD. (2005). **Fotos do Sistema Hidrológico TAIM**. Disponível em: <http://www.peld.ufrgs.br>. Acessado em: 28/01/2005.
- Podsetchine, V. e Schernewski, G. (1999). The influence of wind inhomogeneity on flow patterns in a small lake. **Water Resources**. 33(15): 3348 – 3356.
- Press, W. H.; Tuskolsky, S. A.; Vetterling W. T. e Flannery, B. P. (1992). **Numerical Recipes in FORTRAN**. Cambridge University Press. 2ª Edição. 657p.
- Rajar, R.; Cetina, M.; Sirca, A. (1997). Hydrodynamic and water quality modelling: case studies. **Ecological Modelling**. 101: 209-228.
- Reis, R.E. (1983). *Rineloricaria longicauda e Rineloricaria quadrensis*, duas novas espécies de Loricariinae do Sul do Brasil (Pisces, Siluriformes, Loricariidae) **Iheringia**. sér. zool., Porto Alegre 96(2):61-80.
- Martin, J. L. e McCutcheon, S. C. (1998). **Hydrodynamics and transport for water quality modeling**. Editora: Lewis. Res. Prog., USACE, Washington DC.
- Reynolds, C. S. (1984). **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge University Press. 396p.
- Reynolds, C. S. (1994). The role of fluid motion in the dynamics of phytoplankton in lakes and rivers. **In: Giller, P. S.; Hilarew, A. G.; Raffaelli, D. G. Aquatic Ecology – Scale pattern and process**. Blackwell Science. 649p.
- Rosauro, N. M. L. (1979). **Modelo hidrodinâmico para rios e redes de canais naturais**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre. 155p.
- Rose, P.M. e Scott, D. A. (1994). **Waterfowl Population Estimates**. Slimbridge, U.K., IWRB Publ. 29, 102p.
- Rosman, P. C. C. (1989). Modelos de Circulação em Corpos D'Água Rasos. **In: Métodos Numéricos em Recursos Hídricos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1:156 – 215.
- Rosman, P. C. C. (1999). Subsídios para Modelagem de Sistemas Estuarinos. **In: Métodos Numéricos em Recursos Hídricos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 3: 229 – 343.

- Rosman, P. C. C. (2001). Um Sistema Computacional de Hidrodinâmica Ambiental. **In: Métodos Numéricos em Recursos Hídricos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 5: 1 – 162.
- Schladow, S. G.; Hamilton, D. P. (1996a). Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I – Model description. **Ecological Modelling**. 96: 111-123.
- Schladow, S. G.; Hamilton, D. P. (1996b). Prediction of water quality in lakes and reservoirs: Part II – Model calibration, sensitivity analysis and application. **Ecological Modelling**. 96: 91-110.
- Sick, H. (1983). **Migrações de aves na América do Sul Continental**. CEMAVE, publicação técnica no. 2, IBDF, Ministério da Agricultura, Brasília, 86p.
- Silva, F. (1986). **Movimentos de dispersão da Marreca Parda (Anas georgica)**. Recuperações e Recapturas 27 - 31 de julho de 1986. II Encontro Nacional de Anilhadores de Aves, UFRJ.
- Silveira, A. L. da e Tucci, C. E. M. (1988). Simulação do Escoamento Bidimensional no Guaíba. **Revista Brasileira de Engenharia**. Vol 6, Nº1. 79-104.
- Silveira, A. L. da. (1986). **Modelo Hidrodinâmico Bidimensional com aplicação ao Rio Guaíba**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre. 237p.
- Sinnakaudan, S. K.; Ghani, A. A.; Ahmad, M. S. S.; Zakaria, A. N. (2003). Flood risk mapping for Pari River incorporating sediment transport. **Environmental Modelling & Software**. 18: 119–130.
- Sladkevich, M.; Militeev, A. N.; Rubin, H. e Kit, E. (2000). Simulation of transport phenomena in shallow aquatic environment. **Journal of Hydraulic Engineering**. 126(2): 123 – 136.
- Souza, R. C.; Fragoso Jr., C. R. e Lages, E. N. e Acioli, L. A. (2000) Desenvolvimento de um Modelo Matemático de Circulação de Águas usando o MATLAB. **In: Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste/ABRH**. Natal/RN. 02: 737 – 744.
- Souza, R. C.; Kjerve, B. (1997). Fundamentos da Maré e sua Predição. **Anais do XX Congresso Nacional de Matemática Aplicada e Computacional**. Gramado/RS.

- Sphor-Bacchin, M. (1994). **A comunidade zooplanctônica da Lagoa Emboaba, Tramandaí, RS: Estrutura e Variação Sazonal**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, Porto Alegre. 112 p.
- Steele, J. H. (1965). **Notes on Some Theoretical Problems in Production Ecology**. University of California Press. Berkeley CA.
- Streeter, H.W. e Phelps, E.B. (1925). **Study of the pollution and natural purification of the Ohio river**. U.S. Public Health Service, Washington D.C., Bulletin N0. 146p.
- Thébault, J. M. e Rabouille, S. (2003). Comparison between two mathematical formulations of the phytoplankton specific growth rate as a function of light and temperature, in two simulation models (Aster& Yoyo). **Ecological Modelling**. 163: 145–151.
- Thomann, R. V. (1963). Mathematical Model for Dissolved Oxygen. **Journal San. Engr. Div. ASCE**. 95(SA1):65-94.
- Torma, C. e Melo, I. (2003). **Lindeiros temem perder terras para o Taim**. Jornal Zero Hora. Porto Alegre. 07 jun: 4 – 5.
- Tucci, C. E. M. (1998). **Modelos Hidrológicos**. – Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/ABRH.
- van Vierssen, W., Hootsmans, M.J.M., Vermaat, J. (1994). **Lake Veluwe, A Macrophyte-dominated System under Eutrophication Stress**. Kluwer Academic, Dordrecht, p. 374.
- Veiga, L.A.; Oliveira, A.T.; e Gastal, N.A. (1995). **Aves do Taim**. Abrapa. 12p.
- Velz, C. J. (1947). Factors Influencing Self-Purification and Their Relations to Pollution Abatement. **Sewage Work J**. 19(4):629-644.
- Villanueva, A. O. N. (1997). **Simulação de áreas de inundação dinâmicas, canais compostos e wetlands**. Tese de doutorado. Universidade do Rio Grande do Sul: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre. 125p.
- Villanueva, A. O. N.; Marques, D. L. M. e Tucci, C. E. M. (2000). The Taim wetland conflict: a compromise between environment conservation and irrigation. **Water International**. 25(4): 610 – 616.

- Vollenweider, R.A. (1968). **The scientific basis of lake eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors**. Tech. Rep. DAS/DSI/68.27, OECD, Paris, pp. 159.
- Vymazal, J. (1994). **Algae and Element Cycling in Wetlands**. Lewis Press, Chelsea, MI, p. 689.
- Wagner, C. R. e Mueller, D. S. (2002). **Use of velocity data to calibrate and validate two-dimensional hydrodynamic models**.
- Wang, P. F.; Cheng, R. T.; Richter, K.; Gross, E. S.; Sutton, D. e Gartner, J. W. (1998). Modeling tidal hydrodynamics of San Diego Bay, California. **Journal of the American Water Resources Association**. 34: 1123 – 1139.
- Weia, H.; Sunb, J.; Mollic, A.; Zhao, L. (2004). Phytoplankton dynamics in the Bohai Sea— observations and modeling. **Journal of Marine Systems**. 44: 233– 251.
- Werner, V.R. e Rosa, Z.M. (1992). Cyanophyceae da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Rev. Brasil. Biol.**, Rio de Janeiro, 52(3):481-502.
- Wetzel, R. G. (1993). **Limnologia**. Fundação Caloutre Gulbenkian. Lisboa. 919p.
- WU, F.-C. *et al.* (1999). Variation of roughness coefficients for unsubmerged and submerged vegetation. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 125, n. 9, p. 934-942.