

Simulação de Eutrofização em Lagos Rasos: I - Modelo e Precisão Numérica

Carlos Ruberto Fragoso Júnior, Carlos Eduardo Morelli Tucci,
Walter Collischonn e David M. L. da Motta Marques

Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS - Porto Alegre/RS
crubertofj@hotmail.com, tucci@iph.ufrgs.br, collischonn@iph.ufrgs.br e dmm@iph.ufrgs.br

Recebido: 20/03/06 - revisado: 20/03/07 - aceito: 18/09/07

RESUMO

O estado trófico de um ecossistema aquático, geralmente, é avaliado através das concentrações de fósforo e de nitrogênio observadas *in situ* ou simuladas. A concentração de clorofila *a* é uma forte indicadora da disponibilidade de biomassa fitoplanctônica e do efeito do enriquecimento de nutrientes no meio, permitindo estender a avaliação da eutrofização nestes sistemas. Em lagos rasos, a eutrofização é diretamente relacionada com a heterogeneidade espacial do fitoplâncton e, devido à dificuldade em medir a biomassa fitoplanctônica distribuída, a modelagem matemática do fitoplâncton é uma excelente alternativa metodológica para melhorar nosso entendimento nesses ecossistemas considerando os processos físicos, químicos e biológicos integrados.

Este artigo apresenta um modelo para estimativa da dinâmica de biomassa de fitoplâncton, considerando os mecanismos de transporte no meio aquático, de crescimento e de perdas de sua biomassa. O modelo possui três módulos: (i) hidrodinâmico, que trata dos fluxos quantitativos do meio, associado a um algoritmo de secagem/inundação; (ii) de transporte, que trata dos mecanismos de transporte das substâncias no meio; e (iii) biológico, que retrata os mecanismos biológicos relacionados ao fitoplâncton. Este artigo apresenta a metodologia aplicada no desenvolvimento dos módulos hidrodinâmico, de transporte de nutrientes e biológico, bem como alguns testes de desempenho numérico. Em um segundo artigo, será apresentado os resultados da aplicação no modelo no Sistema do Hidrológico do Taim no Sul do Brasil. O modelo matemático tem um potencial de aplicação promissor e pode servir como um sistema de suporte a decisões no gerenciamento dos recursos hídricos em lagos, estuários e reservatórios.

Palavras-chave: modelos; conservação; eutrofização.

INTRODUÇÃO

Dois terços das grandes cidades do mundo estão localizadas na vizinhança imediata de lagos e estuários (e.g. Xangai, Londres, Nova Iorque, Porto Alegre, Maceió, Rio de Janeiro, etc.) (Souza e Kjerve, 1997). Os reservatórios também são importantes ecossistemas que têm como foco central o gerenciamento dos recursos hídricos na bacia visando abastecimento, controle de cheias, geração de energia elétrica, etc (Jørgensen e Vollenweider, 1988).

Ao mesmo tempo em que a diversidade física e a produtividade biológica são características destes sistemas, também é reconhecida sua fragilidade frente às agressões antrópicas que ocorrem em sua bacia hidrográfica. Estes impactos são típicos de grandes centros urbanos (despejos de efluentes, captação de água para abastecimento, irrigação, pesca, etc) (Fragoso Jr. et al., 2004; Chapra, 1997). Tais explorações podem afetar fortemente as comu-

nidades biológicas, a diversidade da fauna e da flora, muitas vezes ameaçada de extinção. Podem ainda alterar padrões de qualidade da água, chegando a prejudicar ou inviabilizar os usos da água para abastecimento, recreação e irrigação. Faz-se, portanto, necessário compatibilizar as aptidões do meio ambiente e o desenvolvimento econômico e social dentro uma gestão racional (Coutinho, 1986), na qual toda a interferência externa, assim como o comportamento hidrodinâmico, químico e biológico dentro do sistema seja cuidadosamente estudado, simulado, observado, mitigado e monitorado com continuidade para evitar o desequilíbrio ambiental.

O nível de eutrofização nesses ecossistemas é medido através da disponibilidade de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, os quais são elementos limitantes à produção primária (vegetação aquática). Nem todo ambiente rico em nutrientes, entretanto, é produtivo em vegetação, uma vez que existem outros fatores que influenciam na taxa de produtividade (balanço entre as perdas e ganhos de

biomassa), tais como, temperatura, radiação solar, turbidez e profundidade. Portanto, caracterizar o nível de eutrofização através das concentrações de clorofila *a* como indicador de biomassa fitoplanctônica representa uma avaliação mais coerente do atual estado trófico do ecossistema aquático (Salas e Martino, 1990 e Chapra 1997).

Para tanto, faz-se necessário o uso de modelos matemáticos que representem os principais processos determinantes deste pigmento. Este modelo deve ser capaz de: (i) representar a hidrodinâmica do sistema através de determinação dos fluxos quantitativos do meio; (ii) estimar a dinâmica de nutrientes, modelando os mecanismos de transporte das substâncias, principalmente, fósforo e nitrogênio; e (iii) avaliar a produção primária disponível no meio, retratando os mecanismos biológicos relacionados ao fitoplâncton.

Neste primeiro artigo, de uma série de dois, é apresentada a metodologia utilizada no desenvolvimento do modelo para avaliação do estado trófico, com base nas concentrações de clorofila *a*, em sistemas rasos como lagos, estuários. Este modelo estima a dinâmica de biomassa de fitoplâncton, descrevendo 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 numérico do modelo hidrodinâmico e de transporte de nutrientes foi avaliado através de testes de conservação de volume de água e de massa de um escalar genérico conservativo, considerando diferentes esquemas numéricos e diferentes intervalos de tempo de cálculo. Para esta aplicação foram definidos os valores ideais do intervalo de tempo e do ponderador temporal (θ) do esquema numérico para a discretização empregada no domínio. No segundo artigo, será apresentada uma aplicação no sistema do Taim localizado no Sul do Brasil: uma unidade de conservação federal influenciada por ações antrópicas relacionadas à irrigação.

EUTROFIZAÇÃO

Conceituação

Um sistema é caracterizado eutrófico quando é rico em nutrientes necessários ao desenvolvimento vegetal. A disponibilidade de nutrientes associada a condições ótimas de luz, temperatura e profundidade em sistemas lênticos (i.e. ambientes com altos tempos de residência), permitem a prolifera-

ção do fitoplâncton. Lagos, estuários e reservatórios são sistemas que podem combinar estas condições.

Os impactos relacionados à eutrofização são (ACD, 2004):

- redução da diversidade biológica e do desenvolvimento de plantas aquáticas;
- condições anaeróbias no fundo do corpo d'água e no corpo d'água como um todo;
- potencialidade para liberação de toxinas pelas algas que prejudiciais a saúde humana;
- eventuais mortandades de peixes;
- maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água;
- problemas com o abastecimento de águas industrial;
- redução na navegação e capacidade de transporte;
- desaparecimento gradual do lago como um todo;
- corrosão de equipamentos.

Floração de algas

O fitoplâncton cresce em altas densidades quando submetido a condições favoráveis. Este fenômeno é denominado de floração de algas (em inglês "*bloom*"), que geralmente ocorre em dias quentes e calmos e principalmente em lagos rico em nutrientes (Esteves, 1998). Conforme detalhado em Lucas et al. (1999a; b), a formação e a distribuição espacial do fitoplâncton em ecossistemas rasos é controlada por: (i) 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 (ii) 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).

Modelagem da eutrofização

Na década de 70, o problema da eutrofização em ecossistemas aquáticos desafiou o modelador matemático à incluir representações mais determinísticas dos processos biológicos. Desta forma, surgiram os primeiros modelos de fitoplâncton baseados na suposição de um estado estável (i.e sistema completamente misturado) (Schindler, 1975; Thoman e

Segna, 1980; Smith, 1980). Quando a componente ecológica foi incorporada em modelos hidrodinâmicos na vertical 1-D (unidimensional), os processos de mistura e estratificação ganharam uma representação mais realística. Contudo, a suposição 1-D na vertical ainda era restritiva, principalmente em extensos ambientes rasos fracamente estratificados, os quais são caracterizados por uma significativa heterogeneidade especial entre zonas pelágicas e litorâneas (Imberger e Patterson, 1990; Hamilton et al., 1995a,b; Imberger, 1995). Nestes casos, um modelo 2-D (bidimensional) na horizontal, com uma completa descrição dos processos hidrodinâmicos e ecológicos pode oferecer um melhor entendimento dos fatores que determinam a qualidade da água nestes ecossistemas.

O contínuo avanço computacional proporcionou acondicionar antigas restrições, as quais limitavam o escopo dos primeiros modelos ecológicos. Desta forma, começaram a surgir os primeiros modelos 2-D e 3-D. Atualmente, existe uma grande variedade de modelos hidrodinâmicos 2-D e 3-D especialmente designados ao estudo da circulação costeira e oceânica (Blumberg e Mellor, 1987; Casulli, 1990; Casulli e Cheng, 1992). Entretanto, poucos deles consideram as componentes biológicas em sua estrutura (Lord et al. 1994; Rajar e Cetina, 1997; Chen et al., 2002).

A escolha do modelo mais apropriado para um determinado fenômeno em um dado corpo d'água é uma questão de custo e benefício (Roman, 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 (2-D) foi escolhido, uma vez que em sistemas rasos as dimensões horizontais predominam sobre a dimensão vertical e a estratificação praticamente não existe.

DESCRIÇÃO DO MODELO

O modelo desenvolvido neste trabalho foi estruturado nos seguintes módulos: (i) hidrodinâmico, que simula as variáveis que quantificam o fluxo (velocidade e elevação da superfície da água); (ii) transporte, que representa o transporte de massa dos constituintes do sistema (nutrientes, sedimentos, poluentes, etc); e (iii) biológico, que retrata os condicionantes de crescimento e consumo da bio-

massa fitoplactônica na equação de transporte (Figura 1).

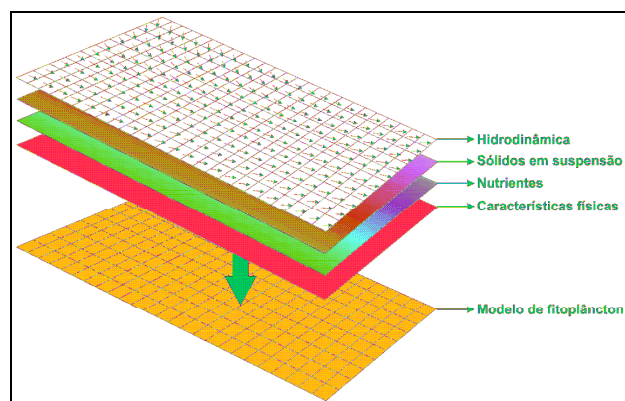


Figura 1 - Esquema representativo dos planos computacionais utilizados para a estimativa da dinâmica de biomassa fitoplactônica.

Este modelo pode funcionar de forma acoplada ou desacoplada (Figura 2). Na forma acoplada, os módulos funcionam de forma integrada no tempo. Todos os módulos são ativados e para cada passo de tempo tem uma solução seqüencial dos três módulos em batelada. 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. Na forma desacoplada os módulos são simulados de forma separada. 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 e não necessita de ser simulada novamente para variações dos parâmetros do modelo de qualidade. Entretanto, o uso desse esquema pode gerar um banco de dados amplo, muitas vezes incapaz de ser armazenado.

Módulo hidrodinâmico

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.

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. Desta forma, os efeitos gerais e não os detalhes aparecem no modelo, ou seja, deseja-se modelar matematicamente as variáveis para estudar fenômenos hidrodinâmicos e biológicos em grande escala e assim obter um modelo matemático determinístico para o escoamento e dinâmica de fitoplâncton a uma profundidade intermediária.

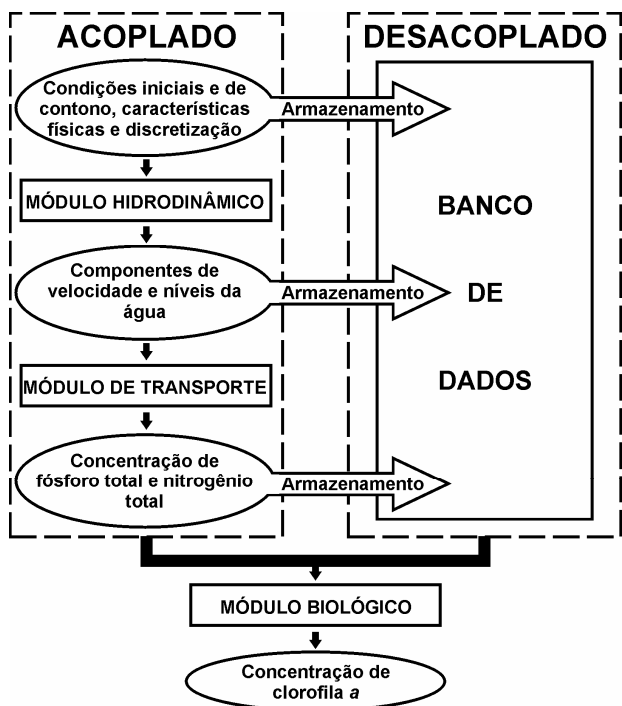


Figura 2 - Representação esquemática dos processos de cálculo utilizados no modelo.

Equações básicas: 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: (i) o fluido é incompressível e que a distribuição de pressão é hidrostática; (ii) 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:

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial [(h + \eta)u]}{\partial x} + \frac{\partial [(h + \eta)v]}{\partial y} = 0 \quad (1)$$

Equação da Quantidade de Movimento:

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

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} = -g \frac{\partial \eta}{\partial y} - \gamma v + \tau_y + A_h \nabla^2 v - fu \quad (3)$$

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); 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.

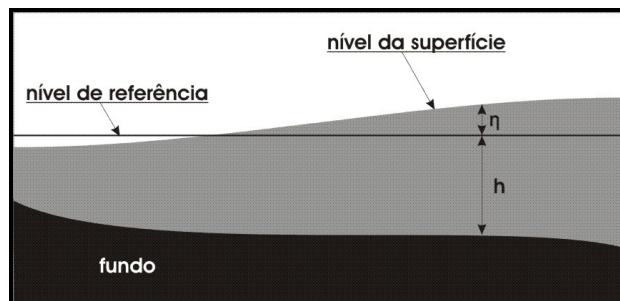


Figura 3 - Esquema dos elementos integrantes das equações de movimento.

O coeficiente de fricção junto ao fundo (γ) é estimado empiricamente e pode ser escrito como:

$$\gamma = \frac{g \sqrt{u^2 + v^2}}{C_z^2 H} \quad (4)$$

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

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):

$$\tau_x = C_D \cdot W_x \cdot \|W\| \quad (5)$$

$$\tau_y = C_D \cdot W_y \cdot \|W\| \quad (6)$$

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.

As equações de águas rasas (Equações de 1 a 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 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.

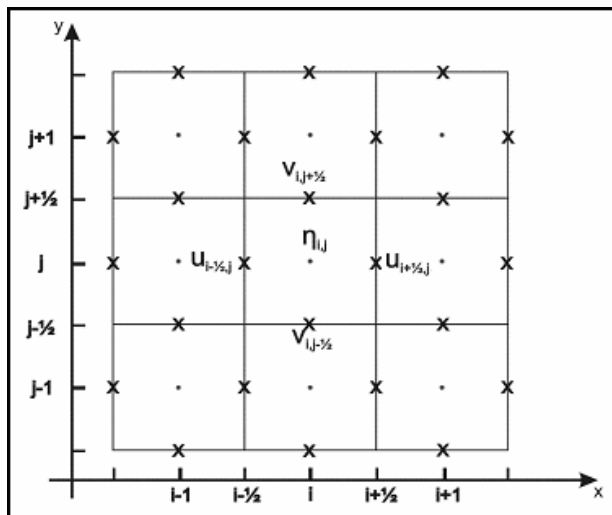


Figura 4 - Malha utilizada na discretização espacial, assim como a posição de avaliação das variáveis no esquema de diferenças finitas adotado (Fulford, 2003).

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 $(i \pm 1/2, j)$ e $(i, j \pm 1/2)$, respectivamente, como indicado na Figura 4.

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 (γ_u, γ_v) . Os demais termos são discretizados explicitamente. Deste modo, é garantida a estabilidade do método, podendo empregar intervalos de tempo maiores do que os utilizados em outros esquemas, como, por exemplo, o esquema ADI (Casulli, 1990).

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

$$\frac{Du}{Dt} = \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} \approx \frac{u_{i+1/2, j}^{k+1} - Fu_{i+1/2, j}^{k+1}}{\Delta t} \quad (7)$$

$$\frac{Dv}{Dt} = \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} \approx \frac{v_{i, j+1/2}^{k+1} - Fv_{i, j+1/2}^{k+1}}{\Delta t} \quad (8)$$

onde $Fu_{i+1/2, j}^{k+1} = u_{i-a, j-b}^k$ é o valor de u no intervalo de tempo k no ponto $(i + 1/2 - a, j - b)$ que é trazido até o ponto $(i + 1/2, j)$ no intervalo $k+1$ e $Fv_{i, j+1/2}^{k+1} = v_{i-a, j-b}^k$ é o valor de v no intervalo de tempo k no ponto $(i - a, j + 1/2 - b)$ que é trazido até o ponto $(i, j + 1/2)$. 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 (Casulli, 1990). Na prática, o valor de $Fu_{i+1/2, j}^{k+1}$ e $Fv_{i, j+1/2}^{k+1}$ é calculado en-

contrado os valores de a e b, que correspondem à distância percorrida em x e y pelas partículas de água que estavam nos pontos $(i + \frac{1}{2} - a, j - b)$ e $(i - a, j + \frac{1}{2} - b)$, e chegam aos pontos $(i+1/2, j)$ e $(i, j+1/2)$, respectivamente, em um intervalo de tempo.

Substituindo a discretização semi-implícita das equações 2 e 3 em 1, resulta em uma única equação do tipo (Fragoso Jr., 2005):

$$A \cdot z_{i,j}^{k+1} + B \cdot z_{i+1,j}^{k+1} + C \cdot z_{i-1,j}^{k+1} + D \cdot z_{i,j+1}^{k+1} + E \cdot z_{i,j-1}^{k+1} = F \quad (9)$$

onde os coeficientes A, B, C, D, E e F são termos calculados no tempo k. A Equação 9, 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 $H_{i \pm \frac{1}{2}, j}^k \geq 0$ e $H_{i, j \pm \frac{1}{2}}^k \geq 0$. 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:

$$\Delta t \leq \left[2A_h \left(\frac{1}{\Delta x^2} + \frac{1}{\Delta y^2} \right) \right]^{-1} \quad (10)$$

Esta formulação foi denominada de modelo TRIM2D (Casulli, 1990). Collischonn e Motta Marques (2003), desenvolveram uma versão computacional desta formulação e neste artigo foi introduzido: (i) um algoritmo de secagem e inundação (Cheng et al., 1993) (BAW, 1990); (ii) incorporação de um ponderador temporal no esquema de diferenças finitas para o módulo hidrodinâmico (Casulli e Cattani, 1994); (iii) mudança do esquema numérico aplicado aos termos advectivos da equação de transporte (Gross et al., 1999).

Algoritmo de secagem e inundação: Com a evolução dos níveis o sistema terá áreas que inundam e secam durante a simulação ao longo do tempo. No modelo são células que podem ficar secas ou inundadas. A metodologia é simples: toda a vez que o tirante d'água na face média de uma célula computacional seja menor ou igual a 10 cm aumentasse artificialmente a rugosidade nesta face através de um multi-

plicador exponencial para o coeficiente de fricção de fundo (γ) (Fragoso Jr., 2005).

Ponderação no tempo: Uma ponderação entre o tempo k e o tempo k+1 foi introduzida, em substituição ao esquema completamente implícito utilizado inicialmente para todos os termos dos gradientes de elevação da superfície da água nas equações de momento e da divergência das velocidades na equação da continuidade (Wang et al., 1998) O ponderador temporal θ pode assumir valores entre 0 e 1. Para $\theta=1$, o esquema numérico fica completamente implícito, como pode ser observado nas equações 15 e 16, enquanto para $\theta=0$ o esquema fica totalmente explícito.

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). Esses mesmos autores verificaram que a medida em 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).

Módulo de transporte de nutrientes

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), conforme apresentada abaixo:

$$\frac{\partial(HC)}{\partial t} + \frac{\partial(uCH)}{\partial x} + \frac{\partial(vCH)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(HC)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(HC)}{\partial y} \right) + \text{fontes} \quad (11)$$

onde C é a concentração escalar média na vertical; H é a profundidade; u e v são as velocidades médias horizontais nas direções x e y, respectivamente; e K_h é a difusividade escalar horizontal.

A equação 11 é conservativa se não existir um termo de perdas ou ganhos de concentração (fontes), 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), pelo transporte difusivo, que inclui tanto a difusão como a dispersão turbulenta (termos do lado direito da equação) ou por fontes no sistema.

Diferentes esquemas numéricos foram propostos para a solução da equação de transporte (Chapra, 1997; Gross et al., 1999). Muitos deles, entretanto, 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 tendem a reduzir, artificialmente, o gradiente de concentrações e amortecer, numericamente, as concentrações máximas, sendo crítico próximo de grandes gradientes de velocidade (Tucci, 1998).

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., 1999). 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.

Módulo biológico

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 Marques, 2003). As interações levadas em consideração entre o fitoplâncton e os demais organismos estão apresentadas na Figura 5.

Simular as comunidades zooplânctonica, de macrófitas aquáticas e bentônica não foi o objetivo deste estudo, e um modelo simplificado foi adotado. Este modelo considera os nutrientes funcionando como a presa, e o fitoplâncton fazendo o papel do predador, de acordo com Chapra (1997). Além disso, o consumo das algas por outros organismos foi

simplificado sendo representado por uma simples taxa de decaimento. Esta foi a hipótese básica do módulo biológico, a qual procura aproximar de maneira mais realística os processos relacionados ao crescimento, consumo e interação das algas com os nutrientes.

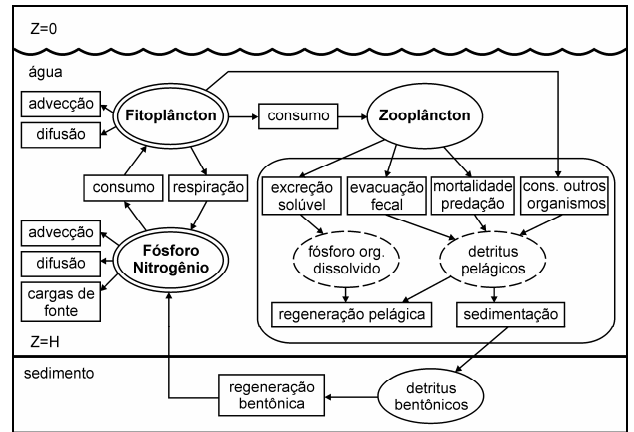


Figura 5 - Representação simplificada das interações envolvendo as variáveis de prognóstico (elipse dupla), as variáveis de diagnóstico (elipse simples), as variáveis modeladas indiretamente (elipse tracejada) e os processos (retângulos). Adaptado de Weia et al. (2004).

Incorporar a dinâmica de fitoplâncton 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 11) para o caso do fitoplâncton. Este termo expressa a perda e ganho de biomassa fitoplânctônica como proporção da sua quantidade por unidade de profundidade, resultando a seguinte equação:

$$\frac{\partial(HB)}{\partial t} + \frac{\partial(uBH)}{\partial x} + \frac{\partial(vBH)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(HB)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(HB)}{\partial y} \right) + \mu_{eff} BH \quad (12)$$

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 s^{-1} . O parâmetro μ_{eff} leva em conta: (i) os efeitos do transporte horizontal; (ii) a taxa de crescimento (fotossíntese) em função da temperatura, irradiação e nutrientes; (iii) e as perdas através da respiração, excreção e consumo por predadores. A Figura 6 mostra, em resumo, o procedimento para o cálculo deste parâmetro (Chapra, 1997). O modelo sustentado pelas Equações 11 (nutrientes) e 12 (fitoplâncton), pode 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 5. 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 da adição de um termo na equação de transporte semelhante ao termo adicionado na equação de fitoplâncton, para representar o consumo pelas algas (taxa negativa), além da resuspensão bentônica e regeneração pelágica para o meio (taxa positiva).

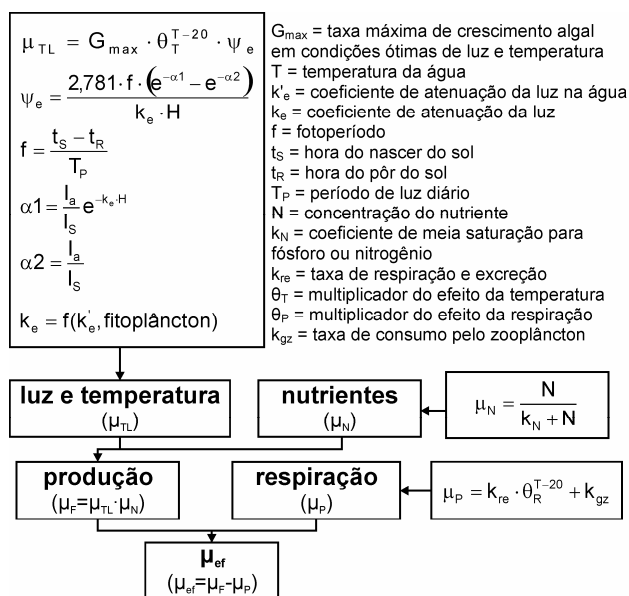


Figura 6 - Esquema para o cálculo da taxa efetiva de crescimento de fitoplâncton, e apresentação dos parâmetros e das variáveis envolvidas neste processo.

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.

APLICAÇÃO DO MODELO

O modelo foi utilizado no sistema hidrológico do Taim visando a sua avaliação quanto aos aspectos de precisão numérica.

Sistema Taim – Local de Estudo

O sistema hidrológico do Taim é uma extensa área úmida localizada no Sul do Rio Grande do Sul, entre a Lagoa Mirim e o Oceano Atlântico. Além do próprio Banhado do Taim, o sistema é composto pela Lagoa Mangueira, ao Sul, e por uma série de pequenas lagoas ao Norte. O conjunto do Banhado do Taim e da Lagoa Mangueira tem uma área de aproximadamente 950 km². Está localizado em uma região de clima subtropical (IBAMA, 1993) e está inserido em uma unidade de conservação federal, denominada Estação Ecológica do Taim (ESEC Taim).

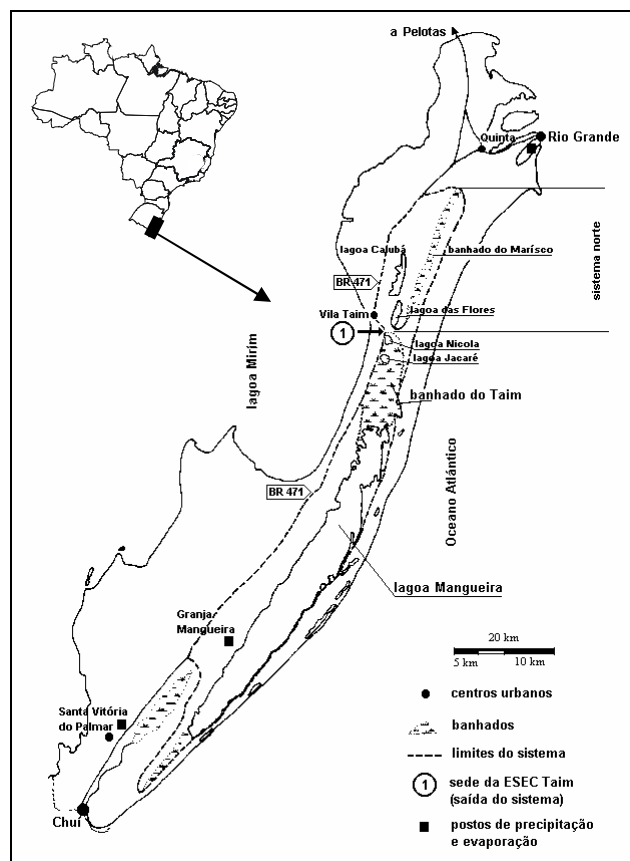


Figura 7 - Localização do sistema hidrológico do Taim (Fonte: Villanueva, 1997).

A bacia de contribuição da lagoa Mangueira se desenvolve através de uma faixa estreita delimitada, ao oeste, pela BR-471 e, ao leste, pela área de dunas costeiras. O sistema recebe água de uma bacia pouco maior do que a própria lagoa Mangueira, e as saídas de água do sistema ocorrem por evaporação, demanda para irrigação e, quando o nível está alto, escoamento para a Lagoa Mirim (Paz, 2003; Villanueva, 1997; Motta Marques et al., 2002).

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 Sistema Hidrológico do Taim está inserido no contexto do projeto PELD (Pesquisas de Longa Duração) do CNPq (Centro Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico). Desta forma, diferentes variáveis hidrológicas e meteorológicas vêm sendo monitoradas ao longo dos últimos anos. Estas variáveis incluem os níveis da Lagoa Mangueira, a precipitação e a velocidade do vento em três locais diferentes (Sul, Centro e Norte).

Dados de entrada

De forma geral, na aplicação de um modelo hidrodinâmico bidimensional, várias informações são necessárias na entrada do modelo, tais como o contorno e a topografia do fundo do terreno de toda a região simulada e dados relativos às condições de contorno, além da definição dos parâmetros como os coeficientes de viscosidade turbulenta, de rugosidade e arrasto do vento.

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.

Não existem dados detalhados de batimetria da Lagoa Mangueira, por isso foram utilizados dados topográficos relativamente esparsos obtidos em campanhas de medição realizadas pelo IPH em março de 2003 (Beltrame e Tucci, 1998). No sentido de corrigir eventuais distorções foi realizada uma análise de consistência destes dados. Logo em seguida, esta informação, espacialmente dispersa, foi interpolada ao longo do sistema, a qual em conjunto com o contorno gerou um Modelo Numérico de Terreno (MNT).

Para a simulação do sistema Taim foi utilizada uma discretização espacial em células de 100 x 100 m, resultando em uma grade constituída por 1130 linhas e 600 colunas, formando um total de 678.000 elementos, dos quais apenas 97.083 são in-

ternos ao sistema, e são utilizados no processo de cálculo. As células restantes ficam inativas, sem acrescentar esforços computacionais ao modelo.

Precisão numérica

Uma vez configuradas as entradas, é possível estabelecer alguns cenários dentro do sistema Taim para 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 foi escolhido por apresentar registros contínuos nos três anemômetros. Além disso, neste período foram registrados dados em dois linígrafos, localizados nas estações TAMAS e TAMAN. A disponibilidade desses dados possibilitou verificar o ajuste da estimativa. Ao longo desta simulação foram monitorados a perda média de lâmina d'água e o erro na conservação de volume para $\theta = 1$ (forma original) e para $\theta = 0,55$ (forma modificada), os quais estão apresentados nas Figuras 8(a) e 8(b). 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. Estes erros são mais importantes quando o sistema fica submetido a fortes gradientes de velocidades (causados por rajadas de vento, neste caso).

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 8(a)), 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 8(b).

No caso de $\theta = 0,55$, além da estabilidade numérica, o modelo apresentou uma sensível melhoria em termos de conservação de volume. No final da simulação a perda média da lâmina d'água foi de 2,15 cm (Figura 8(a)), que corresponde a apenas 0,8 mm/dia, estando abaixo da estimativa da evapo-

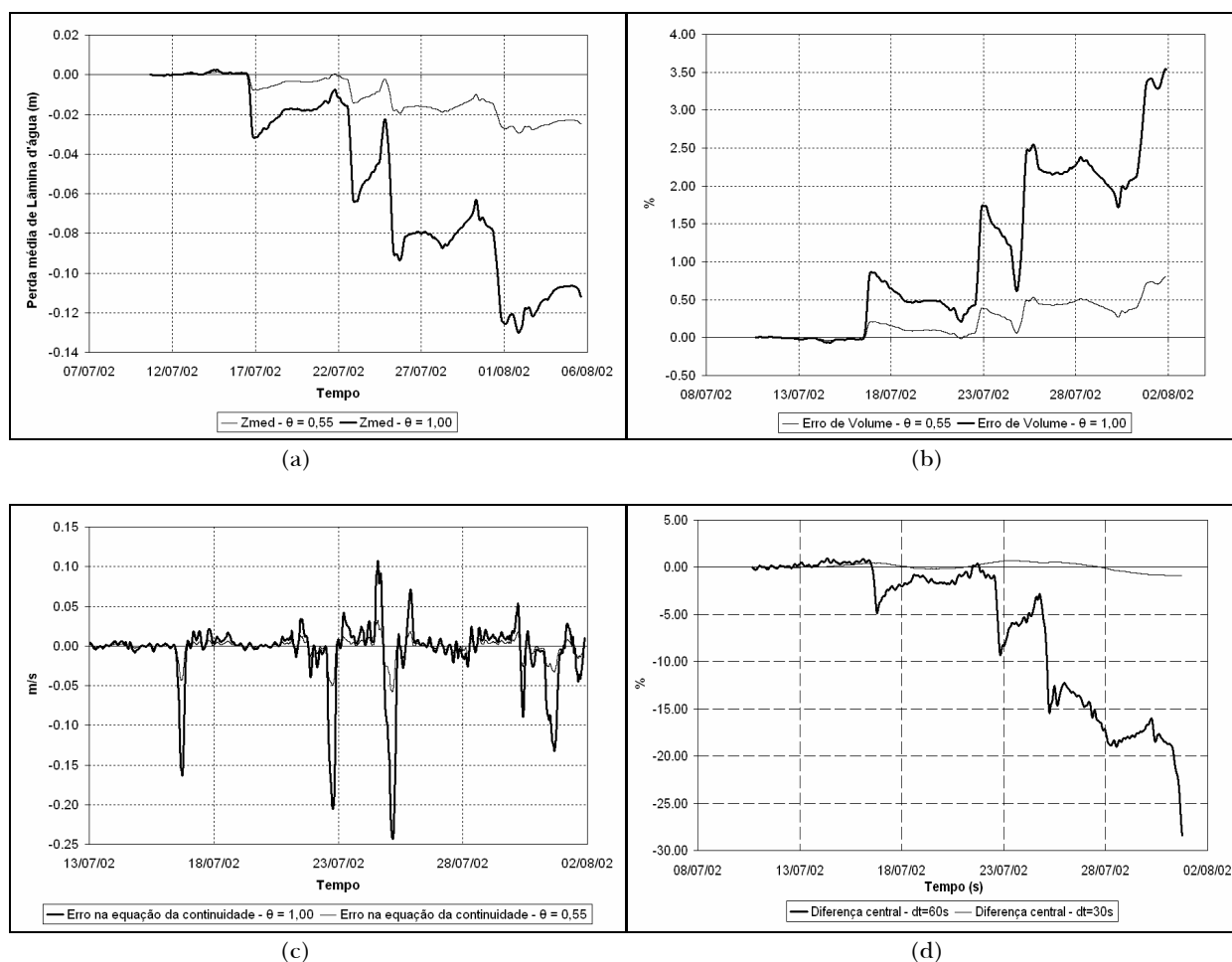


Figura 8 - (a) Perda média de lâmina d'água para $\theta = 1$ (linha espessa) e para $\theta = 0,55$ (linha fina); (b) Erro na conservação do volume para $\theta = 1$ (linha espessa) e para $\theta = 0,55$ (linha fina); (c) Resíduo na equação da continuidade para $\theta = 1$ (linha espessa) e para $\theta = 0,55$ (linha fina); (d) Percentagem de perda de massa escalar em 21 dias de simulação.

ração. Esta perda de lâmina d'água corresponde a 0,65 % em perda de volume, como pode ser visto na Figura 8(b).

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 resíduos da equação da continuidade, para os dois valores de θ , (Figura 8(c)). É importante destacar, ainda, que erros menores podem ser encontrados em simulações com intervalo de tempo de cálculo menor.

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/m³ distribuído uniformemente em uma faixa entre o centro e o sul da lagoa Mangueira, enquanto o restante da lagoa apresenta concentração zero.

Como entrada para o módulo de transporte foi utilizada 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 ($\Delta t = 60s$ e $\Delta t = 30s$) (Figura 8(d)).

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 trans-

porte, 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.

A Figura 8(d) 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 9. 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 como, por exemplo, aqueles aplicados na equação de fitoplâncton que representa o crescimento, consumo e transporte.

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.

CONCLUSÃO

Este artigo teve como objetivo geral a apresentar um modelo bidimensional hidrodinâmico e de transporte desenvolvido cuja finalidade principal foi estimar a dinâmica da biomassa fitoplânctônica (concentração de clorofila *a*) como indicador do estado trófico de ecossistemas aquáticos.

O modelo matemático proposto tem um potencial de aplicação promissor e pode servir como um sistema de suporte a decisão no gerenciamento dos recursos hídricos lagos, estuários e reservatórios.

Os testes de precisão numérica demonstram a importância da conservação do volume e da massa em sistemas que deveriam ser conservativos.

O esquema de diferenças finitas semi-implícito, com abordagem Euleriana-Lagrangiana, tem a vantagem de utilizar maiores intervalos de tempo dos utilizados em outros esquemas mantendo ainda a estabilidade. Contudo, foi possível observar que este esquema pode apresentar erros importantes. 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 dis-

cretização 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.

REFERÊNCIAS

- 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.
- BAW. (1990). *Hydronumerisches Verfahren TRIM-2D*. Validierungsdokument Version 2.0. Bundesanstalt für Wasserbau. Hamburg. 55p.
- BELTRAME, L.; TUCCI, C. E. M. (1998). *Estudo para avaliação da disponibilidade hídrica da bacia da lagoa Mirim*. IPH-UFRGS, Porto Alegre.
- BLUMBERG, A.; MELLOR, G. (1987). *A description of the three-dimensional coastal ocean circulation model*. In: Heaps, N. (Ed.), *Three dimensional coastal ocean model*. AGU, Washington, DC.
- CASULLI, V. (1990). Semi-implicit finite-difference methods for the two-dimensional shallow water equation. *Journal of Computational Physics*. 86: 56 – 74.
- CASULLI, V.; CHENG, R. (1992). Semi-implicit finite difference methods for three-dimensional shallow water flow. *Int. J. Num. Methods Fluid* 15, 629–648.
- CASULLI, V.; 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.
- CHAPRA, S. (1997). *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering. Editora: McGraw-Hill.
- CHEN, C.; JI, R.; SCHWAB, D.J.; BELETSKY, D.; FAHNENSTIEL, G.L.; JIANG, M.; JOHNGEN, T.H.; VANDERPLOGE, H.; EADIE, B.; BUDD, J.W.; BUNDY, M.H.; GARDNER, W.; COTNER, J.; LAVRENTYEV, P.J., (2002). A model study of the coupled biological and physical dynamics in Lake Michigan. *Ecological Modelling*. 152: 145–168.
- CHENG, R. T.; CASULLI, V.; GARTNE, 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.
- COLLISCHONN, W.; 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.
- COUTINHO, P. N. (1986). *Sugestões para gerenciamento de estuários*. Arq. Ciên. Mar. Fortaleza, 77-86.
- ESTEVES, F. (1998). *Fundamentos de Limnologia*. 2ª edição. Rio de Janeiro: Interciência. 601p.
- FRAGOSO JR., C. R.; SOUZA, R.C.; SOUZA, C. F. ; REIS, R. S. (2004) Uma Análise na Dragagem do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú/Manguaba em Alagoas através de um Modelo Numérico Hidrodinâmico Bidimensional - Resultados Preliminares. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 9, n. 4: 21 – 31.
- FRAGOSO JR, C. R. (2005). *Simulações da dinâmica de fitoplâncton no Sistema Hidrológico do Taim*. Porto Alegre. Dissertação de Mestrado. UFRGS. 151p.
- FULFORD, J. M. (2003). *Computational Technique and Performance of Transient Inundation Model for Rivers – 2 Dimensional*, USGS Open-File Report 03-371.
- GROSS, E. S.; KOSEFF, J.R.; MONISMITH, S.G. (1999). Evaluation of advective schemes for estuarine salinity simulations. *Journal of Hydraulic Engineering*. 32 – 46.
- HAMILTON, D.; SCHLADOW, S.; ZIC, I. (1995a). *Modelling artificial destratification of prospect and nepean reservoirs: final report*. Technical Report WP 922 DH, UWA, Centre for Water Research.
- HAMILTON, D.P.; HOCKING, G.C.; PATTERSON, J. (1995b). Criteria for selection of spatial dimensionality in the application of one and two dimensional water quality models. In: *Modsim' 95*, T.U.O.N. (Eds.), Vol. 3, *Water Res. Ecol. International Congress on Modelling and Simulation*.
- IBAMA. (1993). *Plano de ação emergencial para a estação ecológica do Taim*. Brasília: IBAMA. 72p.
- IMBERGER, J. (1995). Flux paths in a stratified lake: a review. In: *IU-TAM Symposium on Physical Limnology*. Broome, Australia.
- IMBERGER, J.; PATTERSON, J.C. (1990). Physical limnology. *Adv. Appl. Mech.* 27, 303–477.
- JØRGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. (1988). *Guidelines of Lakes*. Management. International Lake Environment Committee.
- LORD, D.; IMBERGER, J.; PATTIARATCHI, C. (1994). *Management of coastal waters in Western Australia, the use of integrated models*. In: Yokosuka, J. (Ed.), *International Conference on Hydro-technical Engineering for Port and Harbour Construction*.
- LUCAS, L. V. (1997). *A numerical investigation of Coupled Hydrodynamics and phytoplankton dynamics in shallow estuaries*. Tese de Doutorado. Univ. de Stanford.
- LUCAS, L. V.; KOSEFF, J.R.; CLOERN, J.E.; MONISMITH, S.G.; THOMPSON, J.K (1999a). Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. I: The production-loss balance. *Marine Ecology Progress Series*. 187:1– 15.
- LUCAS, L. V.; KOSEFF, J.R.; CLOERN, J.E.; MONISMITH, S.G.; THOMPSON, J.K (1999b). Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. II: The role of horizontal transport. *Marine Ecology Progress Series*. 187: 17 – 30.
- MOTTA MARQUES, D.M.L.; TUCCI, C.E.M. ; CALAZANS, D.; CALLEGARO, V.L.M.; VILLANUEVA, A.O.N. (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.
- PAZ, A. R. (2003). *Análise dos principais fatores intervenientes no comportamento hidrodinâmico do banhado do Taim (RS)*. Dissertação de Mestrado. UFRGS. Porto Alegre. 155p.
- 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. (1997). Hydrodynamic and water quality modelling: an experience. *Ecol. Model.* 101, 195–207.
- 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.
- SALAS, H. J.; MARTINO, P. (1990). *Metodologías simplificadas para la evaluación de la eutrofización en lagos cálidos tropicales*. CEPIS/HPE/OPS.
- SCHINDLER, D. W. (1975). Modelling the eutrophication process. *J. Fish. Res. Bd Can.* 32: 1673-1674.
- SMITH, R. A. (1980). The theoretical basis for estimating phytoplankton production and specific growth rate from chlorophyll, light and temperature data. *Ecol. Modelling* 10: 243-264.
- SOUZA, R. C.; KJERVE, B. (1997). Fundamentos da Maré e sua Predição. In: *XX Congresso Nacional de Matemática Aplicada e Computacional*. Gramado/RS.
- THOMAN, R. V.; SEGNA, J. S. (1980). Dynamic phytoplankton-phosphorus model of Lake Ontario: ten-year verification and simulations. In C. Loehr, C. S. Martin & W. Rast (eds), *Phosphorus management strategies for lakes*. *Amr Arbor Science Publishers, Ami Arbor*. 153-190.
- TUCCI, C. E. M. (1998). Modelos Hidrológicos. – Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/ ABRH.
- VILLANUEVA, A.O.N. (1997). *Simulação de áreas de inundação dinâmicas, canais compostos e wetlands*. Tese de doutorado. UFRGS – Porto Alegre. 125p.
- 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.
- WANG, P. F.; CHENG, R. T.; RICHTER, K.; GROSS, E. S.; SUTTON, D.; 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.

Eutrophication Simulation in Shallow Lakes: I- Model and Numerical Precision

ABSTRACT

Usually, the trophic state is evaluated through nitrogen and phosphorus concentration; however the chlorophyll-a concentration indicates the availability of phytoplankton biomass, allowing the evaluation to be extended. This article presents a model to estimate phytoplankton biomass dynamics, considering transport mechanisms, growth and loss of biomass. The model has three modules: (a) hydrodynamic, which deals with quantitative flows associated with a wet/dry algorithm; (b) transport, that deals with the transport mechanisms of substances; and (c) biological, which reproduces biological mechanisms related to phytoplankton. This article is the first of a series of two papers, where the methodology applied to the development of the hydrodynamic, nutrient transport and biological modules was presented, as well as some numerical performance tests. In the next paper, the results of applying a model to the Taim Hydrologic System in South Brazil will be presented. The model has a promising potential for application and it can serve as a decision support system to manage water resources in lakes, estuaries and reservoirs.

Key-words: models, conservation, eutrophication