



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciência

Faculdade de Engenharia

Luciana Fernandes Fonseca Rocha

**Variação temporal de uma comunidade fitoplanctônica do
reservatório de APM-Manso através de modelagem
ecológica tridimensional**

Rio de Janeiro

2011

Luciana Fernandes Fonseca Rocha

**Varição temporal de uma comunidade fitoplanctônica do reservatório de
APM-Manso através de modelagem ecológica tridimensional**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle da poluição urbana e industrial.

Orientador: Prof. Dr. Norberto Mangiavacchi

Rio de Janeiro

2011

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / RESE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

R672 Rocha, Luciana Fernandes Fonseca
Variação temporal de uma comunidade fitoplanctônica do reservatório de
APM-Manso através de modelagem ecológica tridimensional / Luciana
Fernandes Fonseca Rocha – 2011.
91 f.

Orientador: Norberto Mangiavacchi.

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro,
Faculdade de Engenharia.

1. 1. Reservatório APM-Manso, MT – Teses. 2. Limnologia – Teses. 3.
Fitoplâncton – Teses. 4. Eutrofização – Teses. 5. Engenharia Ambiental. I.
Mangiavacchi, Norberto. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. III.
Título.

CDU 504.5

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial
desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Luciana Fernandes Fonseca Rocha

**Variação temporal de uma comunidade fitoplanctônica do reservatório de
APM-Manso através de modelagem ecológica tridimensional**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle da poluição urbana e industrial.

Aprovado em: 17 de março de 2011.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Norberto Mangiavacchi (Orientador)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof.^a Dr.^a Thereza Christina de Almeida Rosso
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof. Dr. Timothy Peter Moulton
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof. Dr. Luiz Fernando Duarte de Moraes
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA

Rio de Janeiro

2011

Aos meus pais, que alimentaram meus sonhos,
meu cérebro e coração. E ao Maikel, que cuida
muito bem de todos eles.

AGRADECIMENTOS

Dois anos depois de ter entrado na faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal do Espírito Santo, resolvi trancar o curso para estudar Ciências Biológicas. A esta altura, com 19 anos. O olhar de reprovação dos amigos mais próximos, em sua grande parte estudantes de engenharia, era nítido. Mas não me importava. Biologia era o máximo!

Quero, aqui, agradecer aos professores que contribuíram com o meu crescimento, desde as *prózinhas* da pré-escola lá em São Roque do Paraguaçu, no interior da Bahia, passando pela tia Solange, em Santos, e pelas professoras do C.A. do Colégio Ipiranga em Petrópolis.

Recordo-me também dos professores e colegas do Centro Educacional Leonardo da Vinci, onde cursei o primeiro grau, das minhas amigas dos tempos do Colégio: Jamile, Dani, Thaís, Louise, Layssa. O tempo passa, os contatos vão se perdendo, mas o carinho fica. De qualquer forma, obrigada meninas. Um agradecimento em especial para os amigos que fiz, e que ainda tenho, no Centro Educacional Charles Darwin, onde cursei o segundo grau. Foram anos maravilhosos, galera. Obrigado por tudo!

Aos professores do ensino médio: PC, Galvão, Marcelo Renato, Idelze, Tio Peru, Marcos, Foca, Fabrício... Aos professores de graduação: Neide, Oberdan, Luciana Alvarenza, Alessandra Delazzari, Marcelo Simoneli, Ricardo, Aldrin... Aos professores da especialização na PUC-Rio: Antônio, Luiz Fernando, Marcelo, Adriana... Aos professores do mestrado: Norberto, Luciene, Olavo, Gandhi, Thereza... Lições não somente profissionais, mas de vida! A todos os meus professores, inclusive aos aqui não citados, muito obrigada.

Um obrigada em especial ao Professor Timothy Moulton, do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da UERJ. Você renovou as minhas energias! Obrigada pelas maravilhosas e inspiradoras aulas. Foram cruciais para o desenvolvimento deste trabalho. Obrigada, obrigada mesmo! Obrigada também aos colegas das disciplinas por ele ministradas. Valeu turma! Foi tudo ótimo!

Agradeço também aos professores da especialização em Análise e Avaliação Ambiental, na PUC-Rio: Valéria, Antônio, Marcelo, Adriana, Maria José, Guilherme,

Luiz Fernando com suas belíssimas e inspiradoras aulas, e aos colegas Raphael, Humberto, Igor, Thiago, Bernand, Leo, Milena... Saudade demais de vocês!

Tenho muito o que agradecer ao mestre Rodrigo de Matos Rosa. Foi do seu trabalho que saiu toda a matéria-prima desta dissertação. Obrigada Rodrigo. E obrigada também a Eletrobrás Furnas e ao Dr. Cássio Soares, pelos dados cedidos ao GESAR. A realização deste trabalho não seria possível, também, sem a dedicação do meu orientador, Norberto Mangiavacchi. Muito obrigada, professor!

Obrigada aos meus familiares pelos momentos deliciosos: Tia Vânia, Renatinha, Paulo Augusto, Ana Paula, Tia Nilce, Tio Jaci, Digão, Fá, Janice, Tia Dayse, Tio Ari e crianças, Vovó e Vovô, Thatha, Thiago, Tia Sandra, Tati, Tio Antônio, Tia Sônia, Xandinho, Carol, Rodrigo, Juju, Beia, Tio Marquinho e crianças. Um abraço em especial ao Tio Ronaldo em Tia Ruth. Força!

Para falar de pessoas especiais quero recordar os amigos que, ao vir para Rio de Janeiro, deixei em Vitória. Apesar de não terem participado ativamente da minha vida acadêmica foram importantíssimos para a vida pessoal e social. Obrigada pelo apoio, pelo carinho. Obrigada por se importarem e por me ligarem nas horas que mais preciso. Obrigada por mesmo de longe fazerem com que eu me sinta perto. Muito obrigada!!!

À minha amiga Maria Colodete agradeço a força, a amizade e o apoio. Obrigada também por me deixar “roubar” a sua vida. Obrigada pelas risadas, pelas cervejas e pelas fofocas. Obrigada pelas dicas e por dividir o seu entusiasmo. Brigadão amiga!

Ao Maikel, meu amor, não sei o que seria de mim sem você. Obrigada por me apoiar e por entender as noites viradas na frente do computador. Obrigada pelo companheirismo, pelo amor e pela vida dividida. A vida com você é deliciosa. Obrigada por tudo.

À minha mãe, que além de protetora e cuidadosa é uma grande realizadora de sonhos. Obrigada por ajudar a transformar os meus em realidade. Devo tudo a você. Valeu Mami!

E ao meu pai, que está no céu, finalizo com os mais carinhosos agradecimentos. Graças a você, hoje tenho a confiança e a certeza que mais um sonho está se realizando. Dentre os resultados mais importantes, destaco a maturidade. Agora tudo recomeça novamente... Até a próxima. E obrigada a todos!

Enquanto eu tiver perguntas e não houver respostas... continuarei a escrever.

Clarisse Linspector

RESUMO

ROCHA, Luciana Fernandes Fonseca. **Varição temporal de uma comunidade fitoplanctônica do reservatório de APM-Manso através de modelagem ecológica tridimensional**. 2011. 91f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2011.

A ecologia de reservatórios, que são ecossistemas complexos, dinâmicos e artificiais, vem assumindo destaque no Brasil. O objetivo deste trabalho foi avaliar a viabilidade da aplicação, no reservatório de APM-Manso, de um modelo ecológico tridimensional em estudos sobre a dinâmica fitoplanctônica, simulando a variação temporal do fitoplâncton para cenários distintos de carga de nutrientes. O modelo CAEDYM foi acoplado ao ELCOM e simulação foi realizada em duas etapas: uma hidrodinâmica e outra ecológica. Escolheu-se para as simulações o período de cinco meses, a partir de 1º de setembro de 2005. Foram construídos dois cenários de simulação, o primeiro contendo os valores reais de carga de nutrientes dos principais rios contribuintes medidos em campo, e o segundo com redução na carga nutricional destes rios, simulando um possível processo de substituição de áreas florestadas por áreas de pastagem na bacia do rio Manso. A comunidade fitoplanctônica simulada apresentou rápidas respostas à disponibilidade nutricional do ambiente, e os resultados obtidos corroboraram com diversas teorias sobre as estratégias adaptativas e sobre as dinâmicas algais. Dentre as classes simuladas, Bacillariophyceae e Cryptophyceae se mostraram mais sensíveis às reduções de carga, enquanto Chlorophyceae e Cyanophyceae, apesar de terem suas biomassas reduzidas, sofreram menos com o impacto, sugerindo estarem mais adaptadas à limitação de nutrientes. Os picos chuvosos influenciaram positivamente as taxas de crescimento das Bacillariophyceae apenas no Cenário 1, uma vez que a limitação por nutrientes foi mais decisiva para esta classe no Cenário 2. Observou-se em ambas as simulações uma tendência de substituição na dominância de Cyanophyceae por Chlorophyceae.

Palavras-chave: Modelagem ecológica. ELCOM. CAEDYM. Fitoplâncton. APM-Manso. Limnologia.

ABSTRACT

The ecology of reservoirs has assumed prominence in Brazil. This study explored the application of a tridimensional ecological modeling on phytoplankton dynamics, in Manso reservoir, simulating the temporal variation of phytoplankton community in two different scenarios of nutrient loading. CAEDYM was coupled to ELCOM, and the simulation was conducted in two stages: one hydrodynamic and other ecological. It was chosen for the simulation the period of five months, from September 1th, 2005. Were constructed two scenarios: the first containing the actual values of nutrient loading of the main river measured in field, and the second with a reduction in nutrient load, simulating a possible replacement process to grazing areas from forested areas in the Manso River basin. The simulation showed rapid responses of phytoplankton to nutritional availability, and the results obtained corroborated with several theories about phytoplankton adaptive strategies and their dynamics. Among the simulated classes, Bacillariophyceae and Cryptophyceae were more sensitive to load reduction, while Chlorophyceae and Cyanophyceae suffered less from the impact, suggesting that they are more adapted to nutrient limitation. Rain positively influenced the growth rates of Bacillariophyceae only in Scenario 1, since the limitation of nutrients was more decisive for this class in Scenario 2. It was observed in both simulations a trend of replacing the dominance of Cyanophyceae with Chlorophyceae.

Keywords: Ecological modeling. ELCOM. CAEDYM. Phytoplankton. Manso reservoir. Limnology.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	– Desenvolvimento histórico de modelos de ecologia.....	26
Figura 2	– Zonas de influência da radiação solar com delimitação das zonas eufóticas e afóticas.....	28
Figura 3	– Relação entre fósforo, taxa de reprodução e respiração.....	29
Figura 4	– Fluxo do fósforo apresentado pelo modelo	30
Figura 5	– Fluxo do nitrogênio apresentado pelo modelo.....	30
Figura 6	– Esquematização dos processos relacionados com a dinâmica de interação dos softwares ELCOM-CAEDYM.....	41
Figura 7	– Caracterização da bacia do rio Cuiabá, destacando o reservatório de APM-Manso.....	42
Figura 8	– Delimitação da área de influência do reservatório e localização da rede de monitoramento em tempo real.....	43
Figura 9	– Localização do empreendimento com destaque para os diversos usos do reservatório de APM-Manso	44
Figura 10	– Estações de coleta do reservatório, e suas respectivas coordenadas cartesianas geradas pela batimetria.....	47
Figura 11	– Matriz da batimetria plotada em Matlab.....	48
Figura 12	– Temperatura do ar medida para o reservatório de APM-Manso	49
Figura 13	– Umidade relativa do ar medida para o reservatório de APM-Manso	49
Figura 14	– Radiação solar medida para o reservatório de APM-Manso	50
Figura 15	– Velocidade do vento medida para o reservatório de APM-Manso.....	50
Figura 16	– Direção do vento medida para o reservatório de APM-Manso	51
Figura 17	– Comparativo das vazões dos três principais rios contribuintes do reservatório de APM-Manso	51
Figura 18	– Entrada de PO_4 modelada para o rio Manso	52
Figura 19	– Entrada de NH_4 modelada para o rio Manso	52
Figura 20	– Entrada de NO_3 modelada para o rio Manso.....	53
Figura 21	– Entrada de PO_4 modelada para o rio Casca.....	53
Figura 22	– Entrada de NH_4 modelada para o rio Casca.....	54
Figura 23	– Entrada de NO_3 modelada para o rio Casca	54
Figura 24	– Entrada de PO_4 modelada para o rio Quilombo	55

Figura 25 – Entrada de NH ₄ modelada para o rio Quilombo	55
Figura 26 – Entrada de NO ₃ modelada para o rio Quilombo	56
Figura 27 – Entrada de PO ₄ modelada para o rio Palmeiras.....	56
Figura 28 – Entrada de NH ₄ modelada para o rio Palmeiras.....	57
Figura 29 – Entrada de NO ₃ modelada para o rio Palmeiras.....	57
Figura 30 – Parâmetros de inicialização modelados para a estação Manso40.....	59
Figura 31 – Parâmetros de inicialização modelados para a estação Manso30.....	59
Figura 32 – Parâmetros de inicialização modelados para a estação Manso20.....	60
Figura 33 – Parâmetros de inicialização modelados para a estação Casca30	60
Figura 34 – Parâmetros de inicialização modelados para a estação Casca20	61
Figura 35 – Parâmetros de inicialização modelados para a estação Quilombo20 ...	61
Figura 36 – Parâmetros de inicialização modelados para a estação Palmeiras20...	62
Figura 37 – Fluxograma da modelagem do ELCOM acoplado ao CAEDYM	63
Figura 38 – Fluxograma dos arquivos utilizados para a implantação do modelo ELCOM-CAEDYM	63
Figura 39 – Mapa do uso do solo da bacia hidrográfica do reservatório de APM- Manso, obtido a partir da classificação digital de imagens Landsat/TM de 02/08/1990.....	65
Figura 40 – Mapa do uso do solo da bacia hidrográfica do reservatório de APM- Manso, obtido a partir da classificação digital de imagens Landsat/TM de 17/08/2007.....	65
Figura 41 – Variação da concentração de NH ₄ simulada para o Cenário 1.....	67
Figura 42 – Variação da concentração de NO ₃ simulada para o Cenário 1	67
Figura 43 – Variação da concentração de PO ₄ simulada para o Cenário 1.....	68
Figura 44 – Biomassa fitoplanctônica relativa simulada para o Cenário 1	68
Figura 45 – Variação temporal da contribuição percentual das classes fitoplanctônicas na densidade total, simulada para o Cenário 1.....	69
Figura 46 – Contribuição percentual das classes fitoplanctônicas na biomassa total simulada para o Cenário 1	69
Figura 47 – Visualização da redução da concentração de NH ₄ simulada para o Cenário 2, em comparação com o resultado obtido no Cenário 1.....	72
Figura 48 – Visualização da redução da concentração de NO ₃ simulada para o Cenário 2, em comparação com o resultado obtido no Cenário 1.....	72

Figura 49 – Visualização da redução da concentração de PO ₄ simulada para o Cenário 2, em comparação com o resultado obtido no Cenário 1.....	73
Figura 50 – Biomassa fitoplanctônica relativa simulada para o Cenário 2	73
Figura 51 – Comparação entre as biomassas simuladas para Cryptophyceae.....	74
Figura 52 – Comparação entre as biomassas simuladas para Bacillariophyceae....	74
Figura 53 – Comparação entre as biomassas simuladas para Cyanophyceae.....	75
Figura 54 – Comparação entre as biomassas simuladas para Chlorophyceae.....	75
Figura 55 – Variação temporal da contribuição percentual das classes fitoplanctônicas na densidade total, simulada para o Cenário 2.....	76
Figura 56 – Contribuição percentual das classes fitoplanctônicas na biomassa total simulada para o Cenário 2	76
Tabela 1 – Especificação dos arquivos utilizados pelo ELCOM	40
Tabela 2 – Características gerais do reservatório de APM-Manso	45
Tabela 3 – Lista dos modelos disponíveis para simulações tridimensionais em reservatório	46
Tabela 4 – Áreas em Km ² dos municípios de Chapada dos Guimarães e Nova Brasilândia (MT), para os anos de 1990 e 2007	64

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Art.	Artigo
APM-Manso	Aproveitamento Múltiplo de Manso
ASCII	American Standard Code for Information Interchange
CAEDYM	Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model
CWR	Center for Water Research
DNOS	Departamento Nacional de Obras e Saneamento
ELCOM	Estuary and Lake Computer Model
FURNAS	Furnas Centrais Elétricas S.A.
GEMSS	Generalized Environmental Modeling System for Surfacewaters
GESAR	Grupo de Ensaio e Simulações Ambientais em Reservatórios
S.A.	Sociedade Anônima
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
WASP6	Water Quality Analysis Simulation Program

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	14
1	RELEVÂNCIA DO TRABALHO	15
1.1	Objetivos	16
1.1.1	<u>Geral</u>	16
1.2.1	<u>Específicos</u>	16
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	17
2.1	Ecologia do Fitoplâncton	17
2.2	Ecosistemas e modelagem ecológica	20
2.2.1	<u>Ecologia de ecossistemas</u>	20
2.2.2	<u>Breve histórico de modelos em ecologia</u>	21
2.2.3	<u>Ferramentas para confecção de modelos fitoplanctônicos</u>	27
2.3	O modelo tridimensional ELCOM-CAEDYM	35
2.3.1	<u>Descrição de modelo ELCOM-CAEDYM</u>	35
2.3.2	<u>Utilização do modelo ELCOM-CAEDYM</u>	38
3	METODOLOGIA	42
3.1	Área de estudo	42
3.2	Escolha do modelo	45
3.3	Dados de entrada	47
3.3.1	<u>Batimetria</u>	48
3.3.2	<u>Dados metereológicos</u>	48
3.3.3	<u>Vazões de entrada</u>	51
3.3.4	<u>Escalares associados aos rios contribuintes</u>	52
3.3.5	<u>Parâmetros biológicos</u>	58
3.3.6	<u>Parâmetros de inicialização</u>	58
3.4	Simulação 3D computacional	62
3.5	Cenários de simulação	64
3.5.1	<u>Cenário 1: Simulação base</u>	66
3.5.2	<u>Cenário 2: Redução na cargas das sub-bacias</u>	66
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
4.1	Cenário 1	67
4.2	Cenário 2	71
5.	CONCLUSÕES	78
	REFERÊNCIAS	79

INTRODUÇÃO

Reservatórios são importantes ecossistemas artificiais de usos múltiplos. Como são sistemas complexos, apresentam padrão dinâmico respondendo rapidamente às mudanças dos mecanismos de funcionamento (TUNDISI, 1999).

A ecologia de reservatórios assume elevada importância devido ao grande número de represas de construção relativamente recente, no Brasil. Os trabalhos limnológicos nos reservatórios devem estar relacionados com os sistemas integrados que atuam na bacia hidrográfica, incluindo as múltiplas atividades humanas e seus impactos (TUNDISI, 1985; 1986).

Nas represas, que são ecossistemas intermediários entre ambientes lênticos e lóticos (Margalef, 1983), o fitoplâncton apresenta uma ampla variabilidade temporal que define o alto grau de incerteza em relação às populações (Dos Santos & Calijuri, 1998), as quais respondem rapidamente a esta variedade, por apresentarem curto tempo de geração (REYNOLDS, 1997).

O monitoramento das condições físicas, químicas e biológicas é importante, mas a classificação das algas, com suas flutuações, é primordial na identificação das épocas favoráveis aos florescimentos (Tundisi, 2003), sendo a heterogeneidade do fitoplâncton considerada uma característica estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos (ARMENGOL et al., 1999).

A variedade temporal da comunidade fitoplanctônica tem recebido atenção de muitos pesquisadores, e, embora a ecologia de reservatórios esteja difundida por todo o mundo (Scheffer, 1998), a maioria dos trabalhos publicados tem focado suas pesquisas em ambientes temperados (MOSS, 1998).

A análise de represas como sistemas dinâmicos contribui para a compreensão de questões básicas em ecologia, como a sucessão de comunidades em sistemas que apresentam rápidas mudanças, padrões de colonização e efeitos de pulso que desencadeiam uma reorganização desses sistemas em pouco tempo (Tundisi, 1999). Seu conhecimento proporciona bases para programas de gerenciamento da qualidade de água e das bacias hidrográficas, bem como estratégias de conservação e recuperação dos ecossistemas caracterizados.

1 RELEVÂNCIA DO TRABALHO

Em virtude da existência de diversos programas que visam a melhoria e a manutenção da qualidade da água e dos ecossistemas associados, a implantação de modelos matemáticos mais complexos nos reservatórios brasileiros é uma necessidade atual, implicando na exigência de uma maior participação de profissionais especializados, de um aporte de recursos por parte dos organismos financiadores e da discussão dos instrumentos definidos na legislação específica, nas Políticas Nacional e Estaduais de Recursos Hídricos, e nos Comitês e Agências de Bacias.

A justificativa para o desenvolvimento do presente trabalho está focada na possibilidade de simular a qualidade da água do reservatório de Aproveitamento Múltiplo de Manso (APM-Manso) e na relevância dessa simulação para a gestão dos recursos hídricos. A variabilidade temporal na estrutura e função da comunidade fitoplanctônica assume importante papel em estudos sobre a dinâmica de ecossistemas aquáticos, sendo que as flutuações podem adquirir caráter preditivo sobre as possíveis mudanças do meio onde vivem. Assim, os resultados das simulações podem subsidiar prognósticos da qualidade de água nesse reservatório, e caracterizar avanços no estudo da ecologia numérica no país.

O modelo ELCOM (Estuary and Lake Computer Model) acoplado ao CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model) vem sendo amplamente utilizado em outros países, porém é pouco difundido no Brasil. Trata-se de modelos tridimensionais complexos, que simulam a circulação hidrodinâmica e a qualidade da água, incluindo as variáveis químicas, físicas e biológicas dos reservatórios. Por meio desses modelos é possível obter uma representação quantitativa da resposta dos ambientes aquáticos às ações dos meios antrópico e natural nos quais se inserem.

Quando satisfatoriamente formulados, os modelos constituem uma ferramenta muito útil na reprodução e previsão confiáveis do comportamento hidrodinâmico e da qualidade da água das bacias, sendo, desta forma, essenciais tanto à gestão quanto ao planejamento de utilização dos recursos hídricos. Este tipo de simulação é extremamente importante, principalmente em reservatórios de uso múltiplo, onde existem potenciais conflitos quantitativos e qualitativos entre os usos, como é o caso do reservatório de APM-Manso.

Este reservatório caracteriza-se pela existência de múltiplos usuários de diversos setores, incluindo: abastecimento público, geração de energia, indústria, agricultura, mineração, transporte, controle de cheias, lazer e proteção dos ecossistemas associados. Cada um desses setores é gerido por distintas instituições públicas e/ou privadas, com missões, políticas, níveis de informação, estruturas operacionais e interesses específicos. A importância do bom inter-relacionamento entre essa multiplicidade de atores e funções fundamenta o desenvolvimento de instrumentos similares à presente dissertação, que podem auxiliar na tomada de decisão sobre os usos e investimentos em bacias hidrográficas.

1.1 Objetivos

1.1.1 Geral

- Avaliar a viabilidade de aplicação do modelo tridimensional ELCOM-CAEDYM em estudos sobre a variação temporal de uma comunidade fitoplanctônica no reservatório de APM-Manso.

1.1.2 Específicos

- Simular a variação do fitoplâncton no tempo para cenários distintos de carga de nutrientes;
- Estudar o padrão de crescimento das comunidades fitoplanctônicas com relação aos nutrientes disponíveis;
- Verificar a sensibilidade do sistema à redução na carga de nutrientes, avaliando o impacto dessa redução sobre a comunidade fitoplanctônica;
- Analisar as diferentes estratégias adaptativas do fitoplâncton no reservatório;

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Ecologia do fitoplâncton

O termo fitoplâncton foi definido por Reynolds (1984) como um conjunto de organismos aquáticos microscópicos fotossintetizantes em suspensão que estão sujeitos ao movimento passivo provocado pelos ventos e correntes. A produtividade primária desses organismos é controlada fundamentalmente pela disponibilidade de nutrientes e pela intensidade luminosa (WETZEL, 1990).

A eutrofização do ecossistema aquático é o resultado do aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio. Altos níveis desses compostos na água, juntamente com a alta intensidade luminosa, temperatura da água superior a 20 °C e valores de pH entre 6,0 e 9,0 pode aumentar a multiplicação celular do fitoplâncton, provocando o *bloom* (ZAGATTO et al., 1997). Este florescimento não controlado do fitoplâncton pode acarretar na produção de toxinas nocivas aos homens e ao ambiente como um todo, uma vez que podem ser de difícil remoção, por serem estáveis e resistentes à hidrólise química ou oxidação (TUNDISI, 2003; FERREIRA et al. 2005).

A comunidade de algas é, entretanto, de grande relevância na diversidade biológica dos ecossistemas aquáticos continentais devido à alta proporção na biodiversidade total desses sistemas. Qualquer mudança na composição em termos de espécies e/ou biomassa pode afetar as taxas fotossintéticas, as taxas de utilização de nutrientes, as taxas de predação e, em consequência, influenciar a ocorrência de profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas (WETZEL, 2001; FERREIRA et al., 2005).

A heterogeneidade espacial do fitoplâncton tem sido estudada para a compreensão da dinâmica desses ecossistemas (Pompeo et al., 1998; Falco & Calijuri, 2002; Moro et al. 2003). Sabe-se que sua distribuição em represas varia tanto na vertical (na coluna d'água) quanto horizontalmente, e que este grupo de organismos apresenta uma dinâmica sazonal de acordo com as condições físicas e químicas da água e as características biológicas das espécies componentes.

O fitoplâncton pode atuar como um “sensor” de mudanças ambientais no meio aquático, pois responde rapidamente a essas mudanças. De acordo com a

freqüência e a intensidade dessas mudanças, aspectos qualitativos e quantitativos da biota podem ser modificados, e a seleção de espécies por meio de mecanismos de concorrência permite a sobrevivência das espécies favorecidas por suas estratégias adaptativas (MARGALEF, 1983; REYNOLDS, 1984a).

Essas estratégias adaptativas ou estratégias de sobrevivência se resumem no processo de aperfeiçoamento da aplicação de energia em prol da sobrevivência, que se torna possível àqueles indivíduos que possuem um grupo de características morfológicas, fisiológicas, reprodutivas e comportamentais que evoluíram entre as populações, levando a uma resposta mais adequada às diferentes condições ambientais (GRIME, 1979).

Grupos de espécies que coexistem num mesmo ambiente apresentando as mesmas exigências ecológicas e ambientais são chamados de grupos funcionais (Reynolds, 1997; Reynolds et al., 2002; Padisák et al., 2006). A aplicação do conceito de grupos funcionais fitoplanctônicos em regiões temperadas tem sido utilizada por vários autores (Arauzo & Cobelas, 1994; Reynolds, 1997; Huszar et al., 2000; Padisák et al., 2003). Nas regiões tropicais e subtropicais, a abordagem tem sido muito raramente aplicada, podendo ser citados os estudos realizados por Beyruth (2000), Melo & Huszar (2000), Tucci (2002), Kruk et al. (2002), Crossetti & Bicudo (2005), Lopes et al. (2005) e Borges et al. (2008).

Estudos envolvendo o fitoplâncton têm fomentando importantes teorias ecológicas. Padisák et al. (1993), por exemplo, geraram subsídios para uma possível explicação da hipótese do “Paradoxo do plâncton”, proposta por Hutchinson (1961) e da hipótese do “Distúrbio intermediário”, proposta por Comell (1978), para vegetais superiores. Reynolds et al. (2002) basearam-se nos estudos desenvolvidos por Grime (1979), e propuseram a utilização de estratégias morfofuncionais de sobrevivências para espécies fitoplanctônicas, fato que também foi observado por outros autores (DOS SANTOS & CALIJURI, 1998; KRUK et al., 2002; SALMASO & PADISÁK, 2007; MORENO-OSTOS et al., 2008).

Alvarez-Corbellas et al. (1998) e Reynolds et al. (2000) propuseram o estabelecimento de associações fitoplanctônicas para caracterizar as condições tróficas de ambientes aquáticos. Inicialmente estas associações foram utilizadas para descrever a dinâmica fitoplanctônica em ambientes lacustres, sendo posteriormente utilizadas por outros autores em reservatórios (Silva, 1999; Huszar et al. 2000; Lopes et al., 2005; Borges et al. 2008; Dantas et al., 2008; Rosa, 2010),

lagoas e planícies de inundação (Bovo-Scomparin & Train, 2008) e rios (Devercelli, 2006). No Brasil, a maioria dos trabalhos ecológicos ainda são descritivos, sendo reduzido o número de trabalhos experimentais (NASCIMENTO, 2010).

Muitos estudos com enfoque taxonômico e ecológico referentes ao fitoplâncton vêm sendo desenvolvidos em todo o mundo. Para ambientes lênticos continentais, como lagos e reservatórios, pode-se citar os trabalhos desenvolvidos por Huszar & Silva (1999), Dokulil & Teubner (2000), MacGregor & Fabbro (2000), Bouvy et al. (2003), Leitão et al. (2003), Heo & Kim (2004), Berger et al. (2006), dentre outros.

Alguns estudos sobre a ecologia de reservatórios têm ganhado destaque na comunidade científica, como os trabalhos de Souza et al. (1998), Beyruth (2000), Nogueira (2000), Carvalho et al. (2003), Tucci & Sant'Anna (2003), Figueiredo & Giani (2001), Calijura et al. (2002), Falco & Calijuri (2002), Matsumura-Tundisi & Tundisi (2005) e Fonseca & Bicudo (2008).

No Brasil, há vários trabalhos que abordam a variação temporal e espacial do fitoplâncton. Destacam-se Tundisi (1990); Barbosa et al. (1995); Mercante & Bicudo (1996); Sant'Anna et al. (1997); Train & Rodrigues (1998); Huszar & Silva (1999); Figueiredo e Giane (2001); Calijuri et al. (2002); Ramirez & Bicudo (2002); Lopes et al. (2005); Nabout et al. (2006). De acordo com Huszar & Silva (1999), as flutuações temporais e espaciais na composição da biomassa do fitoplâncton podem ser eficientes identificadoras das alterações naturais ou antrópicas nos ecossistemas aquáticos. A sensibilidade desses organismos a variações ambientais, como presença de produtos tóxicos ou mudanças no suprimento de nutrientes, torna a comunidade fitoplanctônica útil como modelo para um melhor entendimento dos ecossistemas em geral.

Nos últimos anos alguns trabalhos vêm sendo desenvolvidos visando aumentar o entendimento sobre os principais fatores controladores do metabolismo aquático e a sua importância para o fluxo de carbono entre os ambientes aquáticos e a atmosfera (Marotta, 2006). Desta forma, a comunidade fitoplanctônica tem sido amplamente utilizada, em decorrência da sua capacidade de capturar CO₂ dissolvido na água e torná-lo disponível para o restante da cadeia trófica (ARAÚJO & PINTO-COELHO, 1998; KOCH et al., 2007).

2.2 Ecossistemas e modelagem ecológica

2.2.1 Ecologia de ecossistemas

O termo ecossistema, proposto por Tansley (1935) está baseado em conceitos pioneiros como os postulados por Forbes (1887) e Clements (1916). Clements discutiu as semelhanças entre as sequências de estágios de desenvolvimento em diferentes comunidades biológicas, comparando-as a “superorganismos”. Importante na época, este conceito é hoje criticado, pois diferente de um organismo, um ecossistema pode ser desmontado sem ser destruído. Além disso, os efeitos indiretos de um componente para outro são tão ou mais importantes que os diretos, enquanto que nos organismos predominam as relações diretas (PATTEN, 1991).

Lotka (1925) foi o primeiro autor a descrever as populações e comunidades com um sistema termodinâmico, acreditando que o tamanho de um sistema e suas taxas de transformação eram reguladas por equações (Kingsland, 1985). Tansley nunca se referiu ao livro publicado por Lotka “The elements of physical ecology”, mesmo estando este propondo um conceito de ecossistema análogo ao seu.

Com os conceitos de energética, vários pesquisadores começaram a medir os fluxos de energia e ciclagem de nutrientes nos ecossistemas. O mais forte difusor desta idéia foi Odum (1953), que descreveu o ecossistema como um simples fluxo de energia de um nível trófico para outro.

A partir de década de 1960, a ecologia de sistemas baseado no trabalho de Lotka (1925) ganhou mais força com o advento dos computadores, começando os estudos acerca das complexas interações do ecossistema por meio de comportamento dinâmico através de modelos matemáticos. As interações do sistema podem ser analisadas por equações definidas para cada população (Hutchinson, 1978). Cada equação descreve a taxa de mudança no número de indivíduos, biomassa ou energia, em relação aos fatores bióticos, químicos e físicos.

Odum (1969) descreveu 24 atributos para determinar o estágio de amadurecimento dos ecossistemas. Com o aperfeiçoamento das análises de redes tróficas, outras formas de pensamento sobre o amadurecimento de ecossistemas surgiram (Ulanowicz, 1986; Wulff et al., 1989; Higashi & Burns, 1991). Com essas

redes tróficas é possível quantificar o estágio de evolução de um ecossistema, através das chamadas propriedades emergentes, que não podem ser determinadas quando estudamos os compartimentos em separado.

Odum (1985) e Jørgensen (1994) definem três diferentes conceitos para explicar o funcionamento dos ecossistemas: a) as populações respondem independentemente ao ambiente externo; b) o ecossistema é um organismo de alta ordem (superorganismo), baseado em Clements (1916); c) os sistemas de alto nível têm propriedades emergentes que não ocorrem em componentes de organização hierárquica inferior (ALLEN & STARR, 1982).

Segundo Angelini (1999), os ecossistemas possuem outras características fundamentais como limites (espaço-temporais); fatores e componentes que se influenciam mutuamente; sistemas abertos, com entradas (exemplo: luz solar) e saídas (exemplo: respiração e emigração); capacidade de resistir e/ou a se adaptar a distúrbios.

Dada a complexidade dos ecossistemas, alguns ecólogos procuram entendê-los tomando partes em sistemas mais simples e estudando a função de cada uma delas em um todo. Müller (1997) descreve outros enfoques no estudo ecossistêmico, como a cibernética, a teoria de controle de informação, a termodinâmica, teoria hierárquica e auto-organização. Em geral os autores concordam com a necessidade da integração destes conceitos, tendo em vista suas sobreposições e no mínimo um pilar teórico comum: a análise de sistemas.

Essa análise permite a compreensão de fenômenos complexos, reduzindo-os em partes elementares, possibilitando a aplicação de métodos quantitativos (Von Bertalanffy, 1977), através da modelagem matemática. Segundo Starfield & Bleloch (1986), a modelagem matemática é um dos instrumentos mais eficazes da previsão de mudanças em ecossistemas.

2.2.2 Breve histórico de modelos em ecologia

Na ecologia, a determinação de um sistema a ser modelado pode passar por três níveis: populações, comunidade e ecossistemas. E foi respeitando essa hierarquia que se deu a evolução da modelagem ecológica. A modelagem matemática entrou para a ecologia com o intuito de analisar a dinâmica das

populações, que trata das variações no tempo e no espaço, das densidades e dos tamanhos de populações.

A dinâmica de populações estuda os fenômenos inerentes à evolução temporal das populações. A variação no tamanho populacional pode ser descrita como o balanço entre dois conjuntos dinâmicos de fatores: os ganhos (nascimentos e imigrações) e as perdas (mortes e emigrações). As populações crescem quando os ganhos superam as perdas. Quando se equivalem, ficam estacionadas, ou diminuem de tamanho quando as perdas são maiores que os ganhos.

O primeiro modelo matemático a estimar o crescimento de populações foi descrito por Malthus (1798). É baseado em uma equação diferencial muito simples:

$$\frac{dN_t}{dt} = r * N_t \quad (1)$$

com a solução analítica:

$$N_t = N_0 * \lambda_t \quad (2)$$

onde:

N_t = número de indivíduos da população no instante t ;

N_0 = número inicial de indivíduos numa população;

$\lambda = e^r$ = razão finita do aumento populacional;

r = razão intrínseca ($r = b - d$; onde: b = taxa de nascimento; d = taxa de mortalidade).

Esta teoria de Malthus postulou que “a população cresce em progressão geométrica, enquanto a produção de alimentos cresce em progressão aritmética”. Além do modelo em si, as idéias de Malthus são de extrema importância devido à influência exercida na busca dos mecanismos evolutivos de Darwin (1859).

Tendo em vista que as populações não crescem indefinidamente, Verhulst (1838) propôs uma modificação na equação de Malthus, considerando que os recursos são limitados e que a taxa de crescimento da população é proporcional a cada instante. O modelo parte do pressuposto que uma população vivendo em determinado meio atinge um limite máximo sustentável, admitido como a capacidade de suporte do ambiente (simbolizado como K , que é a assíntota da curva e representa o número máximo de indivíduos que a população pode conter, devido as imposições do ambiente, como escassez de espaço e/ou alimento). A equação de Verhulst resume-se em:

$$\frac{dN_t}{dt} = r * N_t * \left(1 - \frac{N_t}{K}\right) \quad (3)$$

cuja solução analítica, conhecida como equação logística, é dada por:

$$N_t = \frac{K}{\left(1 + \left(\frac{K - N_0}{N_0}\right) * e^{-rt}\right)} \quad (4)$$

Este modelo ainda deixa a desejar, pois ignora as possibilidades de uma população ser extinta. Mesmo começando com uma população muito pequena, utilizando esta equação o crescimento sempre tenderá para a capacidade de suporte do meio.

Outro modelo muito famoso em ecologia é o que foi independentemente formulado por Lotka (1925) e Volterra (1926; 1931). Foi pioneiro ao descrever matematicamente a interação entre duas populações distintas (presas e predadores), fazendo a evolução de modelagem matemática subir um nível hierárquico para comunidades. A introdução deste modelo, bem como as suas conseqüentes variações, foi uma das principais contribuições para a dinâmica de populações. O modelo é um par de equações diferenciais não lineares que descrevem mudanças oscilatórias entre duas populações que interagem:

$$\frac{dN_1}{d_t} = r_1 * N_1 - (K_1 * N_1 * N_2) \quad (5)$$

$$\frac{dN_2}{d_t} = K_2 * N_1 * N_2 - (d_2 * N_2) \quad (6)$$

onde:

N_1 = número de presas;

N_2 = numero de predadores;

r_1 = razão intrínseca de aumento de presas;

d_2 = coeficiente de mortalidade de predadores;

K_1 e K_2 = constantes.

No modelo de Lotka-Volterra a dinâmica é determinada por duas variáveis de estado: a densidade do predador e a densidade da presa. Estas variáveis podem adquirir qualquer valor dentro de determinado intervalo contínuo, e a existência de indivíduos é assumida apenas implicitamente. De qualquer forma, este fato demonstra um progresso da Ecologia Evolutiva, uma vez que teve a importante concepção de uma visão mais orientada ao indivíduo (Lomnicki, 1999). Apesar de parâmetros como taxa intrínseca de crescimento da presa, eficiência de captura e eficiência de conversão reprodutiva do predador, não variarem dentro da população (o que quer dizer que os elementos das populações são idênticos ou representados por um indivíduo “médio”), a mudança no valor destes parâmetros pode servir como fator para se modelar tendências evolutivas (GIACOMINI, 2007).

Este modelo serviu de inspiração para muitos trabalhos, como o de Gause (1934), que demonstrou que os modelos não necessariamente teriam de prever os fenômenos e/ou processos com precisão. Este cientista russo iniciou seus trabalhos em laboratório baseado nos modelos da curva logística de Lotka-Volterra. Sua descoberta do “princípio de exclusão competitiva” mostrou que os modelos deveriam servir para descobrir princípios e construir teorias gerais que guiarium certos tipos de pesquisa.

A partir da década de 60, Odum (1960, 1962, 1971) usou modelos de circuitos elétricos para explicar diversos fenômenos ecológicos. Conseguiu analisar problemas econômicos a partir dos modelos ecológicos. Sem dúvida, a linguagem energética criada por Odum, junto com as idéias ecossistêmicas de seu irmão Eugene (Odum, 1983; 2004), é a base da moderna modelagem. O desenvolvimento histórico da modelagem, bem como a representação gráfica dos modelos e conceito aqui mencionados, estão resumidos na figura 1.

Claro que ainda são elaborados modelos em todos os níveis de organização, mas a modelagem de ecossistemas vem ganhando mais espaço, devido, principalmente, à crescente necessidade de respostas imediatas face aos problemas globais que não podem ser analisados, explicados ou preditos sem uma ferramenta holística que seja hábil para o trabalho com fenômenos complexos. Os modelos são construídos para organizar a compreensão dos sistemas e idéias; avaliar os dados observados; fornecer o entendimento das ligações entre os componentes; definir problemas e fazer previsões.

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

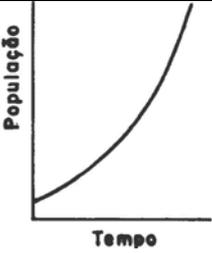
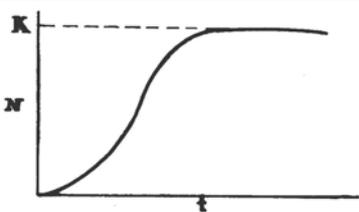
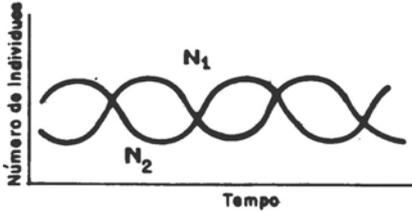
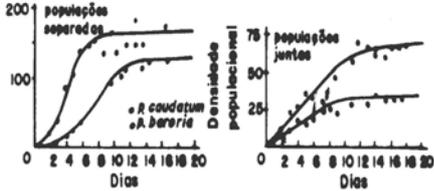
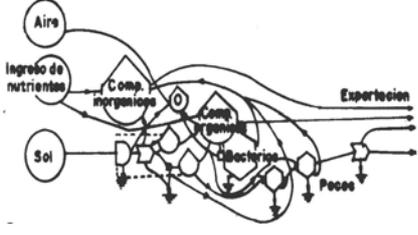
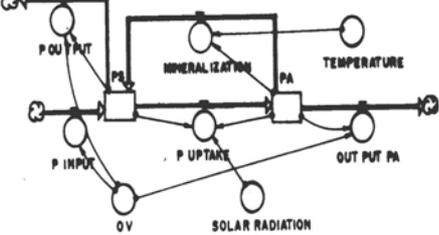
Nível Hierárquico	Modelo	Autor	Data
População	 <p>População vs Tempo</p>	Malthus	1787
	 <p>K vs t</p>	Verhulst	1838
Comunidades	 <p>Número de Individuos vs Tempo</p>	Lotka-Volterra	1925-1926
	 <p>populações separadas vs Dias</p> <p>populações juntas vs Dias</p>	Gause	1934
Ecossistemas	 <p>Aire, Solo, Ingresso de nutrientes, Exportação, Pesca</p>	Odum & Odum	1960-1998
	 <p>P INPUT, P UPTAKE, MINERALIZATION, SOLAR RADIATION, TEMPERATURE</p>	Jørgensen	1975-1998

Figura 1 - Desenvolvimento histórico de modelos de ecologia (Adaptado de Angelini, 1999)

2.2.3 Ferramentas para confecção de modelos fitoplanctônicos

No modelo CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model), cada grupo é estimado a uma taxa ótima de crescimento populacional a 20 °C de temperatura, o que é multiplicado pelas expressões representativas dos fatores que limitam este crescimento. Luz, nutrientes (fósforo, nitrogênio e carbono) e, no caso das Bacillariophyceae, sílica, são considerados como fatores limitantes.

Então, a taxa de crescimento ($\mu_g \text{ dia}^{-1}$) é representada como:

$$\mu_{ga} = \mu_{MAXa} \min[f(I)_a, f(N)_a, f(P)_a, f(Si)_a, f(C)_a] f_{Aa}^{TI}(T) \quad (7)$$

onde:

$f(I)$ = limitação pela luz;

$f(N)$ = limitação pelo nitrogênio;

$f(P)$ = limitação pelo fósforo;

$f(C)$ = limitação pelo carbono;

$f(Si)$ = limitação pela sílica;

$f(T)$ = função da temperatura.

Deve-se ressaltar que a função $f(Si)$ só é aplicada para a modelagem da divisão Bacillariophyceae, e que a função $f(C)$ representa a taxa interna de armazenamento de carbono, só utilizada quando a biomassa for assim expressa no modelo. Neste caso, o termo $f(C)$ substituirá o termo $f(I)$.

Trabalhos como os de Oliveira & Calijuri, (1995); Geider et al., (1998); Henry et al., (1998); Cerco, (2000); Parkhill & Gulliver (2002) e Amsler (2008) mostram uma relação estreita entre radiação solar, nutrientes e produtividade. À medida que se aumentam os teores de nutrientes e de radiação solar, há tendência de crescimento nas taxas de produção.

Segundo Esteves (1998) e Wetzel (2003), a radiação solar pode atuar na produtividade aumentando a taxa fotossintética e aumentando a zona eufótica da coluna d'água. Entretanto, o excesso de radiação (65 a 100%) pode acarretar na inibição de produtividade, devido a fotoinibição, fotooxidação, fotorespiração e contração dos cloroplastos (Harris, 1978), ao passo em que, com um índice de

radiação muito baixo (abaixo de 50%), a produtividade primária pode ser limitada pela escassez de luz (Esteves, 1998; Bicudo & Bicudo, 2004), como observado na figura 2.

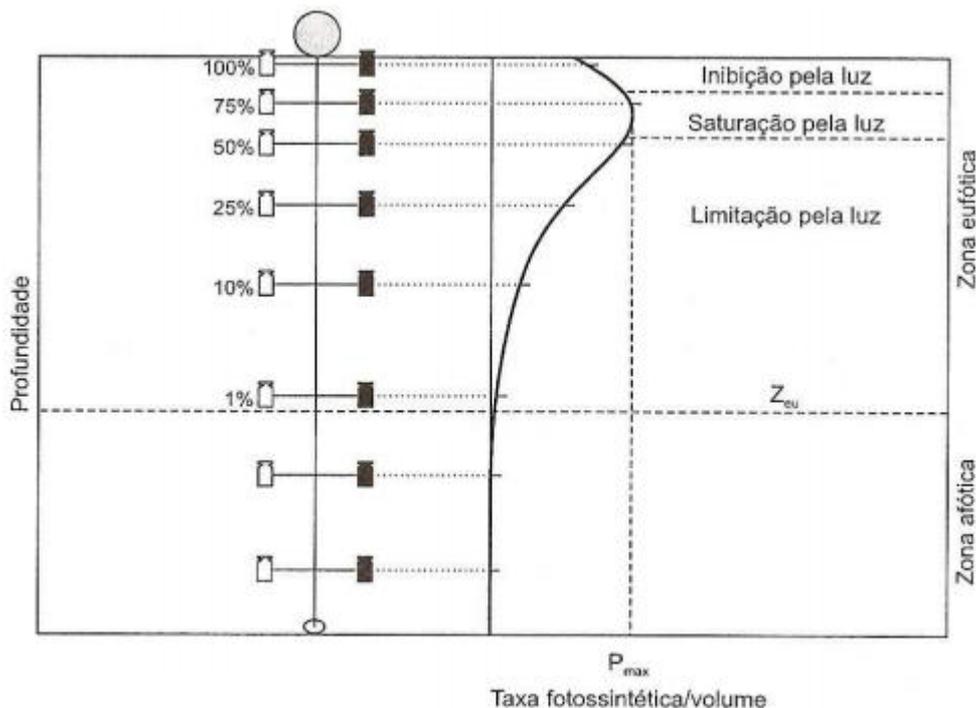


Figura 2 - Zonas de influência da radiação solar com delimitação das zonas eufótica e afótica (Adaptado de Bicudo & Bicudo, 2004)

A concentração de nutrientes no corpo d'água para a produtividade também é de fundamental importância. Tanto no processo de fotossíntese quanto no de respiração, há uma participação direta e ativa nos mecanismos enzimáticos de síntese de biomassa e consumo de energia pelo fitoplâncton. A fotossíntese é justamente a síntese de biomassa, cuja constituição é rica em fósforo (DNA e RNA) e nitrogênio (aminoácidos). Durante o processo de fotossíntese há consumo de energia que é fornecida aos compostos fosfatados (ortofosfatos solúveis), nitrogenados (nitrato e amônia) e à sílica.

O empobrecimento dos teores desses nutrientes pode gerar limitações por exaustão de nutrientes no processo fotossintético. A oligotrofização de um ambiente lântico pode levar à exaustão de nutrientes disponíveis para o processo de produção e conseqüente diminuição das taxas de produção (MALONE, 1982; GEIDER et al., 1998; PERINKS, UNDERWOOD, 2000; BICUDO & BICUDO, 2004; RUEDA et al., 2007; ELLIOT, MAY, 2008).

Alguns trabalhos demonstraram que há uma maior relação de dependência de fósforo do que de nitrogênio, por parte do fitoplâncton (Ganf, Horne, 1975). Baldwin et al. (2003), entretanto, viram que é variável a dependência de fósforo e nitrogênio, e que a dependência maior entre um ou outro vai depender da espécie estudada. A figura 3 evidencia a relação entre fósforo, fotossíntese e respiração.

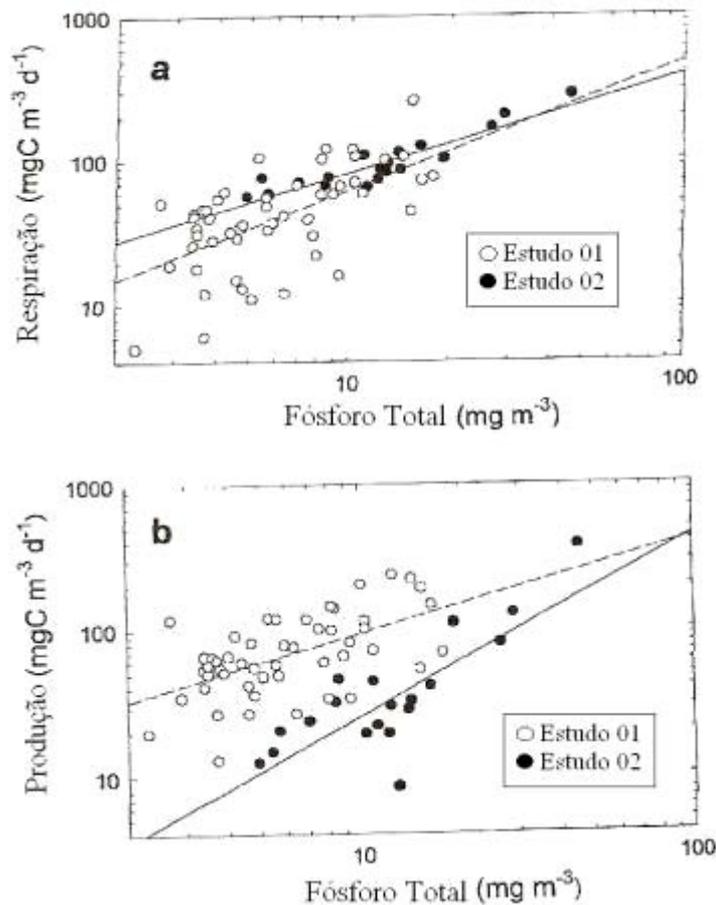


Figura 3 - Relação entre fósforo, taxa de reprodução e respiração (Adaptado de Carignan et al., 2000)

As concentrações de fósforo em um ambiente aquático são naturalmente muito baixas, mas suficientes para a manutenção do desenvolvimento fitoplanctônico. A ação antropogênica pode alterar de forma drástica essas concentrações, provocar um crescimento desordenado na biomassa de alga e, conseqüentemente, a eutrofização do lago ou reservatório.

As figuras 4 e 5 representam os diagramas esquemáticos dos fluxos de nitrogênio e fósforo entre a coluna d'água e o sedimento utilizados pelo CAEDYM.

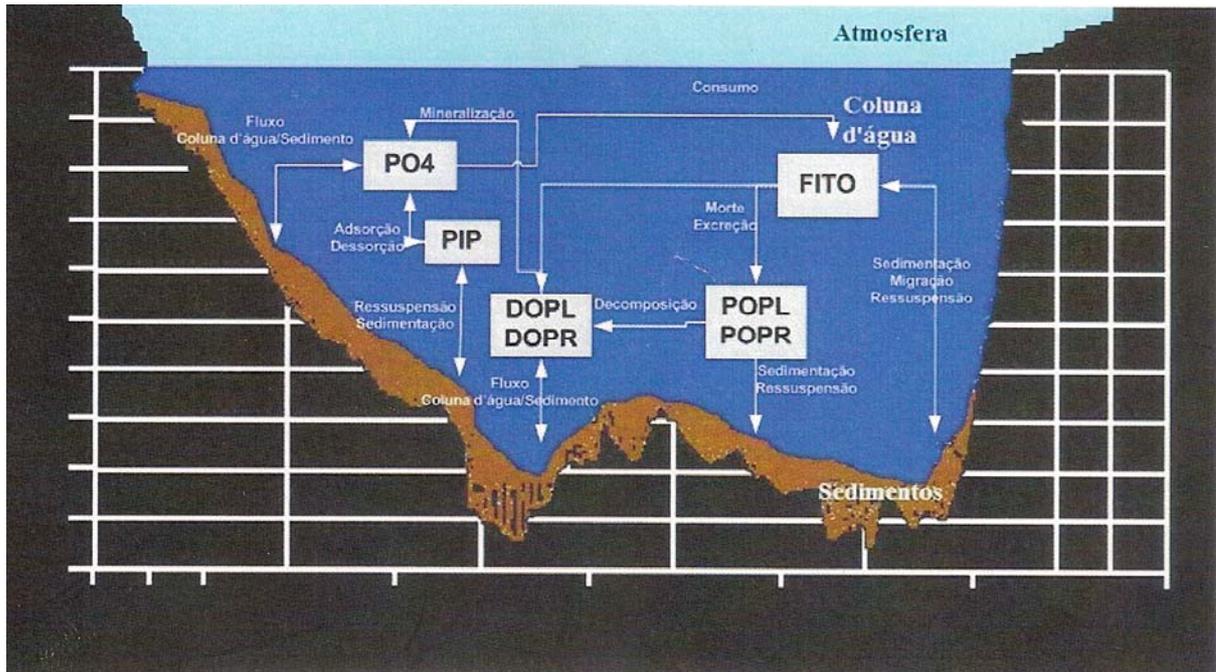


Figura 4 - Fluxo do fósforo apresentado pelo modelo (Rosa: 2010)

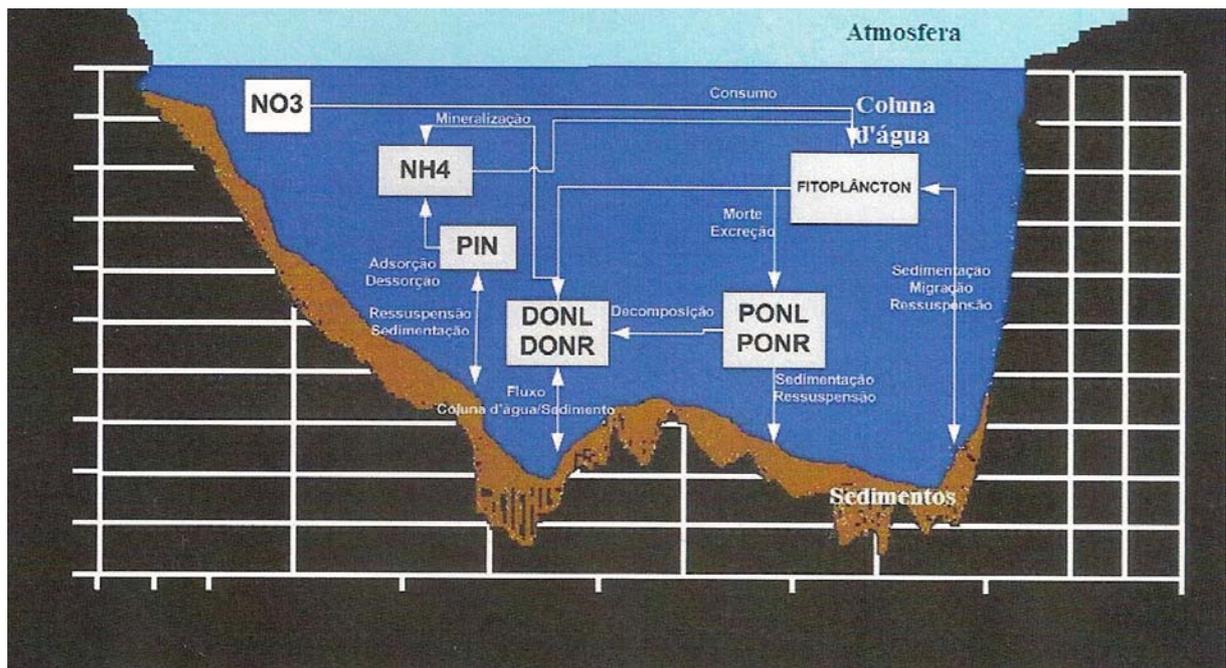


Figura 5 - Fluxo do nitrogênio apresentado pelo modelo (Rosa: 2010)

Um dos modelos representativos da limitação por nutrientes é o simples polinômio de Michaelis-Menten, geralmente usado para fenômenos compartimentados (Piegorisch, Bailer, 2005) descrevendo a velocidade de uma reação, Y , como uma função da concentração inicial, X , de um substrato consumido nessa reação.

Para o fósforo é o seguinte:

$$f(P) = \frac{PO_4}{(PO_4 + K_P)} \quad (8)$$

para o nitrogênio:

$$f(N) = \frac{(NH_4 + NO_3)}{(NH_4 + NO_3 + K_N)} \quad (9)$$

e para o carbono:

$$f(C) = \frac{C_i}{(C_i + K_C)} \quad (10)$$

onde:

K_P = constante de saturação do fósforo;

K_N = constante de saturação do nitrogênio;

K_C = constante de saturação do carbono;

PO_4 = concentração de fósforo inorgânico dissolvido;

NO_3 = concentração de nitratos;

NH_4 = concentração de amônio;

C_i = concentração de carbono inorgânico dissolvido

A concentração de carbono inorgânico dissolvido biodisponível, que é específico para cada grupo de fitoplâncton, é determinado a partir do pH.

Outra opção para modelar a limitação por nutrientes é usar o estoque intracelular para regular a taxa de crescimento, que se verifica pelas seguintes fórmulas:

$$f(P) = 1 - \left(\frac{IP_{min}}{IP} \right) \quad (11)$$

$$f(N) = 1 - \left(\frac{IN_{min}}{IN} \right) \quad (12)$$

$$f(C) = 1 - \left(\frac{IC_{min}}{IC} \right) \quad (13)$$

onde:

IP_{min} = mínimo interno teórico de fósforo;

IN_{min} = mínimo interno teórico de nitrogênio;

IC_{min} = mínimo interno teórico de carbono;

Como os termos de limitação são sempre baixos e, portanto, resultariam em limitação por nutrientes, não importando o estado fisiológico dos nutrientes predominantes no fitoplâncton, uma melhoria é necessária e sua formulação é dada por:

$$f(P) = \frac{IP_{max}}{(IP_{max} - IP_{min})} * \left(1 - \left(\frac{IP_{min}}{IP} \right) \right) \quad (14)$$

$$f(N) = \frac{IN_{max}}{(IN_{max} - IN_{min})} * \left(1 - \left(\frac{IN_{min}}{IN} \right) \right) \quad (15)$$

$$f(C) = \frac{IC_{max}}{(IC_{max} - IC_{min})} * \left(1 - \left(\frac{IC_{min}}{IC} \right) \right) \quad (16)$$

Espécies de Bacillariophyceae encontram-se bastante relacionadas com os níveis de sílica solúvel do meio (Morel, Lazzara, 1987). Cerco (2000) previu em seu modelo relação entre o crescimento algal de Bacillariophyceae e a quantidade de sílica. À medida que a quantidade de sílica aumentava, as taxas de crescimento também aumentaram, em condições ideais de nutrientes e radiação solar.

Para essas espécies, uma limitação adicional é representada pelo efeito da Sílica (S_i), que é incluído na forma de uma equação Michaelis-Menton:

$$f(S_i) = \frac{S_i}{(S_i + K_{S_i})} \quad (17)$$

onde:

K_{S_i} = meia saturação constante para o efeito da sílica sobre a taxa de crescimento.

O modelo de limitação por temperatura parte do pressuposto que em altas temperaturas o crescimento fitoplanctônico é inibido. Uma função é utilizada na qual o máximo de produtividade ocorre a uma temperatura ótima (T_{opt}), acima da qual a produtividade decai suavemente a zero a uma temperatura máxima (T_{max}). Abaixo da temperatura T_{sta} a produtividade segue a relação normal:

$$f(T) = g^{T-20} \quad (18)$$

Estas restrições existem para que as seguintes condições sejam impostas:

para $T = T_{sta}$: $f(T) = 1$

para $T = T_{opt}$: $\partial f(T)/\partial T = 0$

para $T = T_{max}$: $f(T) = 0$

assumindo a função:

$$f(T) = g^{T-20} - g^{K(T-a)} + b \quad (19)$$

onde k , a e b são desconhecidos em função de T_{max} , T_{opt} e T_{sta} .

A solução numérica dessas equações utiliza o método de Newton, onde a primeira aproximação para a raiz é $k = 6,0$ e a e b calculados posteriormente para valores típicos de T_{max} , T_{opt} e T_{sta} . A solução detalhada desta equação é referenciada em Hipsey et al. (2006).

Os algoritmos de perdas representados no modelo para respiração são aglomerados em um único termo, representando respiração, mortalidade natural e excreção:

$$R = K_r * \mathcal{G}^{T-20} \quad (20)$$

onde:

R = perda devido à respiração como uma fração da biomassa;

K_r = coeficiente da taxa de respiração.

Este termo é multiplicado pela função da salinidade sobre a respiração:

$$f(S) = \frac{(\beta - 1)S^2}{(S_{max} - S_{opt})^2} - \frac{2(\beta - 1)S_{opt}^2}{(S_{max} - S_{opt})^2} + \frac{(\beta - 1)S_{opt}^2}{(S_{max} - S_{opt})^2} + 1 \quad (21)$$

onde:

$f(S)$ = resposta da respiração à salinidade;

β = valor de $f(S)$ quando a salinidade é máxima;

S_{opt} = salinidade onde $f(S)$ é mínimo.

Os modelos fitoplanctônicos precisam considerar também as questões acerca da migração dos indivíduos na coluna vertical. O CAEDYM apresenta equações específicas para cada grupo modelado, baseadas no modelo de Kromkamp & Walsby (1990), exceto para as Bacillariophyceae que, por não possuírem mobilidade, é considerado um valor constante de sedimentação.

O modelo de Kromkamp, Walsby (1990) pode ser expresso por:

$$\frac{\delta\rho}{\delta t} = C_1 \left[\frac{I}{I_k + I} \right] - C_3 \quad (22)$$

onde:

C_1 = coeficiente de determinação da taxa de diminuição da densidade sobre o tempo;

I = irradiância;

I_k = meia saturação constante para taxa de aumento da densidade;

C_3 = taxa mínima de aumento da densidade.

2.3 O modelo tridimensional ELCOM-CAEDYM

2.3.1 Descrição do modelo ELCOM-CAEDYM

O ELCOM (Estuary, Lake and Coastal Ocean Model), desenvolvido pelo Center for Water Research (CWR) da University of Western Australia, é um código numérico tridimensional, que simula o comportamento temporal de corpos d'água, prevendo a distribuição de velocidades, temperaturas e salinidades em lagos, estuários e reservatórios estratificados, sujeitos a fatores ambientais externos (HODGES et al., 2000; HODGES, DALLIMORE, 2001a; 2001b; ROMERO, IMBERGER, 2003).

Inicialmente, o ELCOM foi desenvolvido especificamente para simulação de lagos e reservatórios, sendo as simulações de lagos estratificados mais desafiantes, especialmente para períodos de poucos dias. A estratificação representa papel central na determinação da qualidade de água e é controlada por processos como as trocas de calor através da superfície, a cunha formada pelas vazões afluentes, ondas e fluxos verticais internos. Consegue simular, hidro e termodinamicamente, um sistema estratificado, incluindo os efeitos baroclínicos das marés, a força do vento, o fornecimento de calor, as entradas, as saídas, o transporte de sal e os escalares passivos.

Este modelo permite, então, a simulação do comportamento de sistemas aquáticos em escalas temporais e espaciais sujeitos a forçantes ambientais. Os algoritmos de hidrodinâmica no ELCOM são baseados no método semi-Langrangeano para a advecção de impulso com uma solução de gradiente conjugado para a altura da superfície livre. Essa abordagem é vantajosa para simulações em escalas geofísicas.

É adequado para estudos comparativos de padrões de circulação de verão e inverno, eventos de cheia e seca ou dispersão de poluentes. O modelo utiliza as equações dinâmicas de Navier-Stokes e as equações de transporte para escalares. Para o cálculo do transporte turbulento o modelo utiliza um sub-modelo de mistura. A evolução da superfície livre é governada pela equação da continuidade para fluidos incompressíveis, integrada na coluna de água e aplicando-se a condição de contorno cinemática.

As trocas de calor na superfície livre são realizadas através de um sub-modelo de transferência de calor na interface ar-água. A transferência de energia pela superfície livre é feita por componentes não penetrantes (radiações de ondas, evaporação, condução) e penetrantes (ondas curtas).

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

O modelo pode ser executado separadamente em estudos hidrodinâmicos ou conjugados com outros modelos como, por exemplo, o CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model), também desenvolvido pelo CWR, em simulações de processos biológicos e químicos (HIPSEY, HAMILTON, 2008).

O CAEDYM consiste em uma série de equações representativas dos principais processos biogeoquímicos que influenciam a qualidade da água (Hipsey et al., 2006; Hipsey, Hamilton, 2008). É um modelo ecológico que permite ao usuário a flexibilidade de simular o processo de interesse em cada caso.

O nível de sofisticação e de representação incluídos no CAEDYM é elevado quando comparado aos modelos ecológicos pioneiros, que ainda hoje são utilizados (Callister, 2008). Permite que muitos componentes do sistema sejam analisados

concomitantemente, além de proporcionar uma melhor representação da resposta dinâmica da ecologia a perturbações importantes ao ecossistema. Por exemplo, o modelo pode ser configurado para auxiliar a compreensão e a gestão de um sistema através das relações nutrientes-fitoplâncton, ou configurado para a realização de pesquisas mais complexas a partir de uma seleção detalhada de variáveis.

O CAEDYM contém processos descritivos para a produção primária, secundária, ciclagem de nutrientes e dinâmicas do oxigênio (Griffin et al., 2001; Romero & Imberger, 2003). É concebido como um conjunto de sub-medidas de rotina que podem ser acoplados diretamente com um, dois ou mais modelos hidrodinâmicos tridimensionais, embora possa ser usado independentemente quando os processos ecológicos específicos devem ser examinados e nenhuma definição espacial é requerida. Quando acoplado ao ELCOM, o CAEDYM permite a simulação das interações biológicas e químicas ao transporte tridimensional hidro e termodinâmico. A simulação ELCOM-CAEDYM acopla um modelo hidrodinâmico 3D a um modelo ecológico 3D realista e fornece uma nova ferramenta para investigações numéricas da qualidade da água (ROMERO et al, 2004).

O modelo possibilita ao usuário simular até sete grupos de fitoplâncton: Dinophyceae, Bacillariophyceae marinas / estuarinas, Bacillariophyceae de água doce, Cyanophyceae marinhas / estuarinas, Cyanophyceae de água doce, Chlorophyceae e Cryptophyceae, atribuindo salinidade ao corpo d'água como uma variável de impacto geral ou ajustando a dependência à salinidade dos diferentes grupos individualmente.

A biomassa fitoplanctônica é medida em relação a clorofila-a. Limitando fatores para grupos específicos, a taxa de crescimento potencial máxima em 20 °C é multiplicada pelo valor mínimo das expressões para a limitação pela energia luminosa (luz), pelo fósforo e nitrogênio. O modelo oferece recursos matemáticos para simular uma provável limitação de um ou mais fatores, a partir do momento em que os mesmos interagem.

As variáveis que podem ser simuladas pelo CAEDYM incluem:

- Oxigênio dissolvido;
- pH;
- Cor;
- Nutrientes inorgânicos (ortofosfato, amônia, nitrato, silicato e carbono);

- Nutrientes orgânicos (fósforo, nitrogênio e carbono nas formas dissolvida e particulada, lábil e refratária);
- Sólidos suspensos e inorgânicos;
- Metais;
- Bactérias;
- Fitoplâncton (até sete grupos);
- Zooplâncton (até cinco grupos);
- Peixes (até quatro grupos);
- Organismos bentônicos.

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

Com relação às variáveis biológicas, os níveis tróficos mais elevados podem ser simulados quando se tem disponíveis dados de campo adequados e com componente de ciclo microbiano que faça parte do ciclo do carbono. Quando os dados de monitoramento permitem, esse modelo pode ser utilizado para reproduzir processos biogeoquímicos, determinação de espécies e sucessão de algas. De relevância particular para reservatórios utilizados para abastecimento público cita-se a habilidade desse modelo em simular a ocorrência de florações de Cyanophyceae.

2.3.2 Utilização do modelo ELCOM-CAEDYM

Tanto o ELCOM quanto o CAEDYM foram desenvolvidos em linguagem FORTRAN, sendo alimentados por arquivos no formato ASCII (American Standard Code for Information Interchange). Por opção do CWR, os modelos rodam em ambiente *Linux* (podendo rodar em ambiente *Windows* a partir de um emulado do sistema *Linux* como, por exemplo, o *Cygwin*, que pode ser encontrado gratuitamente em seu *site* comercial). A saída do modelo é composta por uma série de arquivos tanto no formato ASCII como no formato netCDF que é dedicado a interfaces

gráficas tais como o *Matlab*, ou outras específicas tais como as desenvolvidas pelo CWR em linguagem Java, como o *Modeller*.

O ajuste para a simulação em ELCOM necessita dos seguintes passos:

1. Preparar do arquivo *bathymetry.dat* que fornece informações sobre a topografia;
2. Preparar do arquivo *bc.dat* que designa um conjunto de células para a aplicação das condições de contorno;
3. Executar o *pre-elcom.exe* para produzir os arquivos *sparsedata.unf* e *usedata.unf*;
4. Configurar os arquivos do CAEDYM, *.dat e *.int;
5. Executar o *createELsim.exe* para geração do arquivo *ELsim.nc*;
6. Configurar o arquivo *run_elcom.dat*;
7. Especificar as saídas desejadas no arquivo *atablock.db* para designar as operações de saída dos dados;
8. Preparar os processos de condição temporal (*.dat) para dados aplicados às células de contorno;
9. Preparar os arquivos que informam as condições iniciais;
10. Executar o arquivo *elcd.exe* (que pode ser renomeado pelo usuário), direcionando a saída de tela para um arquivo;
11. Pós-processar os dados, o que pode ser feito com auxílio de *softwares* como *Matlab* e *Modeller*.

Executar uma simulação com ELCOM exige o fornecimento de uma série de dados pelo usuário: a) condições iniciais; b) condições de limite temporal; c) parâmetros de configuração e d) controle de saída. Estes dados são absorvidos pelo ELCOM através de arquivos preparados pelo usuário.

Os arquivos a serem utilizados pelo ELCOM, bem como sua finalidade, obrigatoriedade ou não de presença e tipo de preparação estão especificados na tabela 1.

Tabela 1 - Especificação dos arquivos utilizados pelo ELCOM

Nome do arquivo	Presença	Finalidade	Preparação	Número
run_elcom.dat	obrigatória	Controle de configuração	Usuário	1
datablock.bd	opcional	Controle de saída	Usuário	1
environment.dat	opcional	Controle de limites	Usuário	10
inicial.dat	opcional	Condições iniciais	Usuário	10
update.dat	opcional	Atualizações de escala	Usuário	10
drifter_properties.dat	opcional	Propriedades do “drifter”	Usuário	10
drifter_initial.dat	opcional	Condições iniciais do “drifter”	Usuário	10
drifter_update.dat	opcional	Atualizações do “drifter”	Usuário	10
jet.dat	opcional	Arquivo jet/pump	Usuário	100
filter.dat	opcional	Constantes de filtro temporal	Usuário	10
sparsedata.unf	obrigatória	Dados geométricos	pré- processador	1
usedata.unf	obrigatória	Dados geométricos	pré- processador	1
group_name.unf	saída	Saída de blocos de dados	ELCOM	-
data_name.unf	saída	Saída de dados 3D	ELCOM	-
time_save.unf	saída	Saída de dados de simulação espacial	ELCOM	-
restart_out.unf	saída	Reiniciar o arquivo	ELCOM	1
elcom.exe	obrigatória	Executável	ELCOM	1

Os dados inseridos nos arquivos de entrada dos *softwares*, juntamente com os dados pré-existent, relacionados às constantes hidrodinâmicas e

biogeoquímicas, mais os executáveis e os arquivos de dados de saída, constituem os processos que constroem um resultado de simulação. A ilustração abaixo (figura 6) demonstra a esquematização de processos e arquivos em ELCOM-CAEDYM.

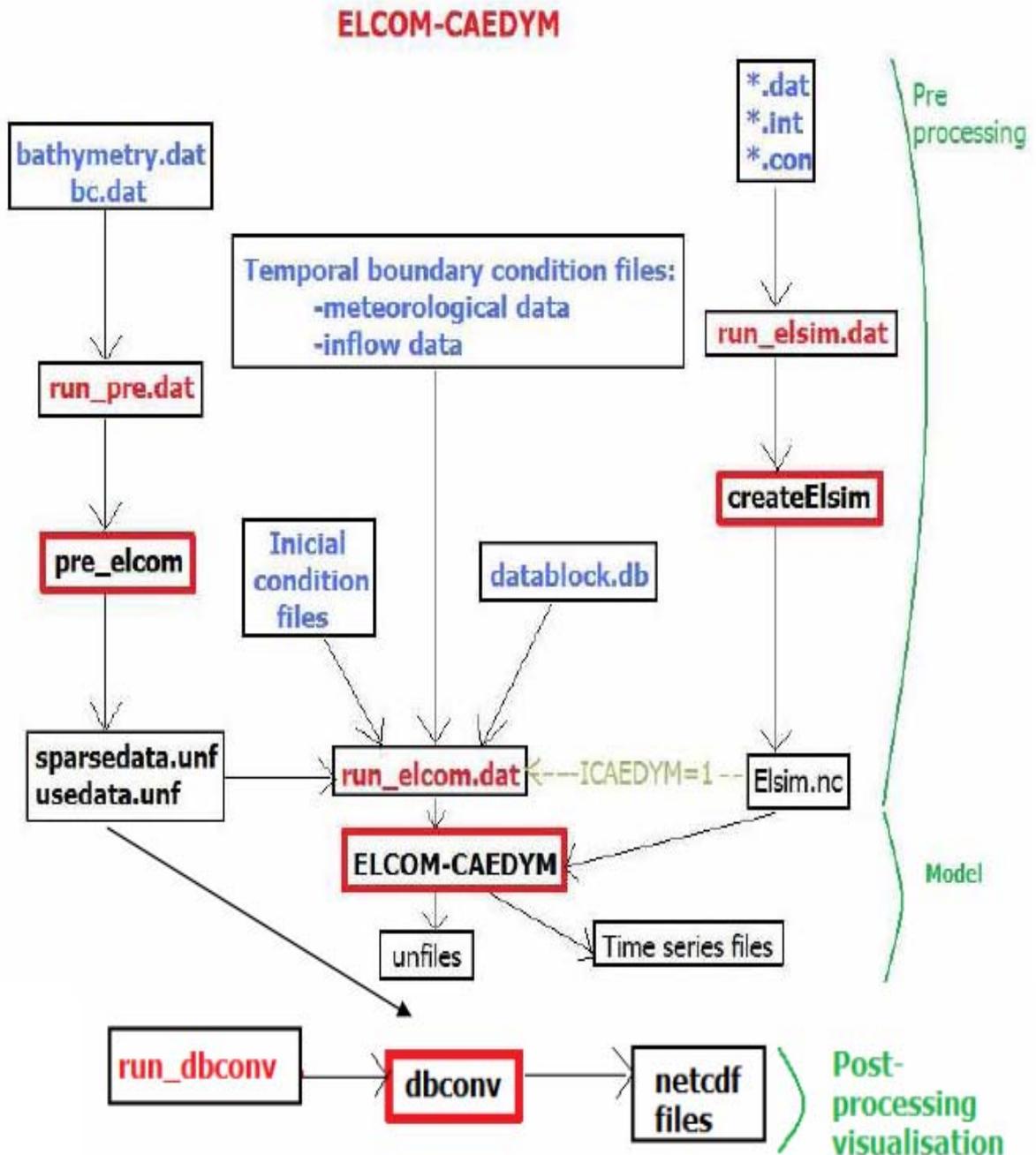


Figura 6 - Esquematização dos processos relacionados à dinâmica de interação dos softwares ELCOM-CAEDYM.

3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

A área de estudo está localizada no estado do Mato Grosso, região centro-oeste. É uma área rica em cursos d'água, constituindo uma importante reserva hídrica. Abriga a maior parte da área alagada do país, com regime hídrico diferenciado em períodos de seca e de chuva bem definidos.

O reservatório de Aproveitamento Múltiplo de Manso (APM-Manso) está estabelecido no rio Manso, principal afluente do Rio Cuiabá. A bacia do rio Cuiabá (figura 7) é uma das sub-bacias que compõe o alto Paraguai.

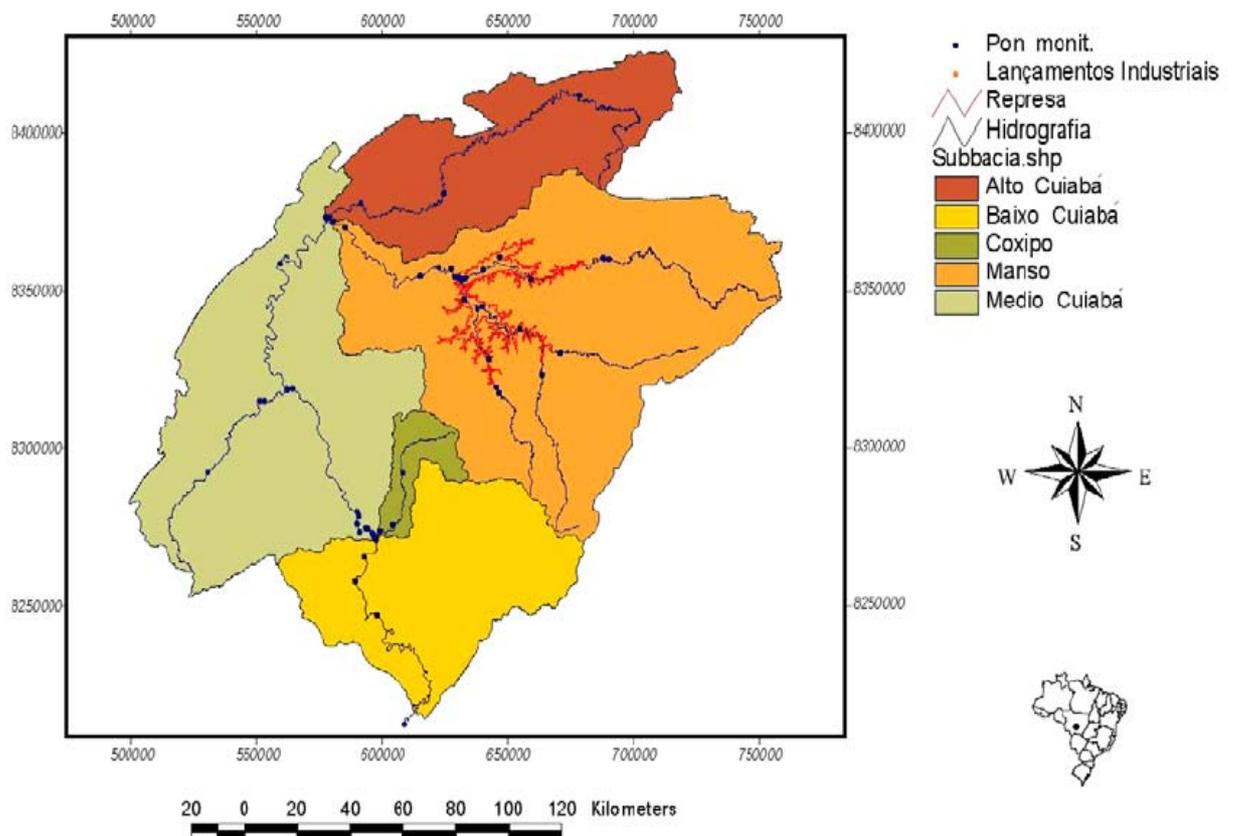


Figura 7 - Caracterização da bacia do rio Cuiabá, destacando o reservatório de APM-Manso (Fonte: Lima, 2001)

A barragem do reservatório de APM-Manso está implantada à jusante das confluências dos rios Casca e Manso (figura 8), a 90 Km de Cuiabá, no município de Chapada dos Guimarães. O lago cobre uma área aproximada de 428 Km².

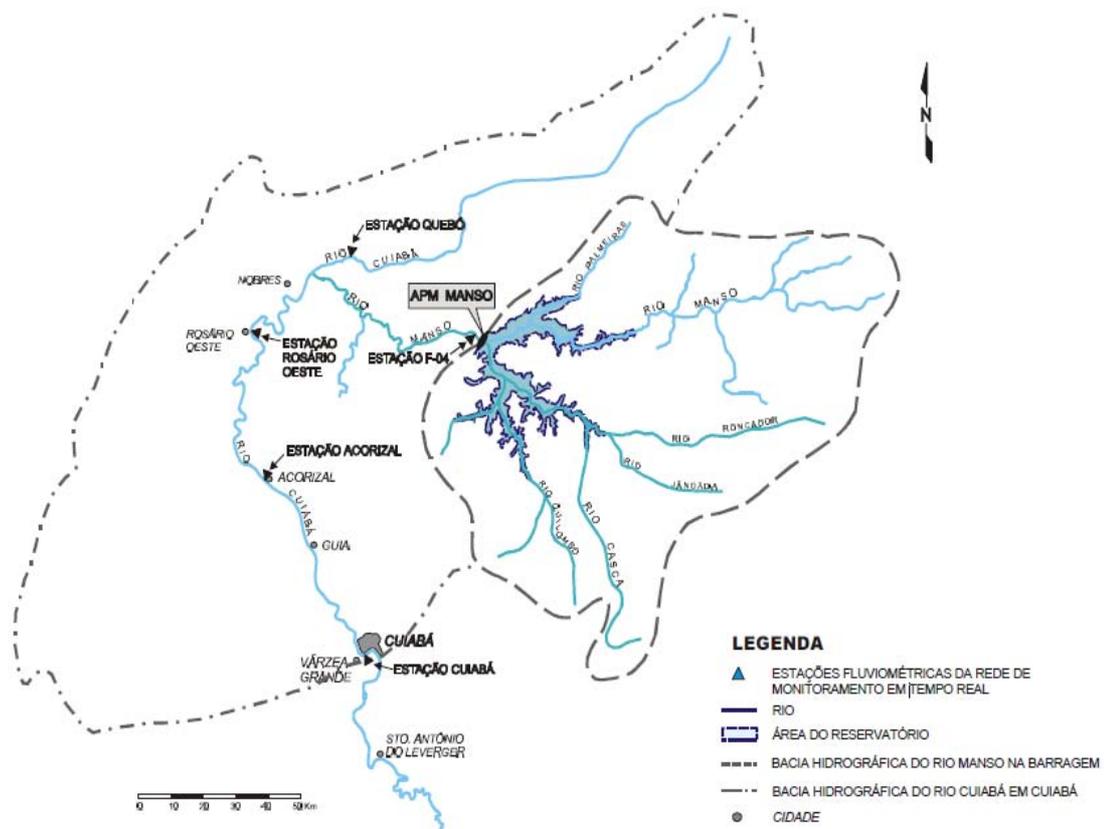


Figura 8 - Delimitação da área de influência do reservatório e localização da rede de monitoramento em tempo real (Fonte: Silva *et. al.* 2007)

A hidrelétrica de Manso começou a operar em outubro de 1999. Foi construída com a intenção de permitir a geração de eletricidade, suprir água para irrigação, mitigar os efeitos da inundações à jusante, facilitar a navegação e incrementar o turismo e atividades de lazer (figura 9), o que justifica o nome de reservatório de Aproveitamento Múltiplo de Manso. Segundo Figueiredo (2007), com relação ao uso da água o reservatório de APM-Manso, atualmente, vem sendo destinado principalmente à eletricidade, à balneabilidade, aos esportes náuticos, à pesca amadora, ao abastecimento de comunidades rurais e de empreendimentos de lazer e a dessedentação animal, além de ser um importante atrativo turístico da região.

Esses usos são permitidos em corpos d'água classe 2, a qual pertence o reservatório, de acordo com o estabelecido pela Resolução 375/05 do CONAMA que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos d'água superficiais (Brasil, 2005); especificamente o art. 42 diz que

“enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces superficiais serão consideradas classe 2”.

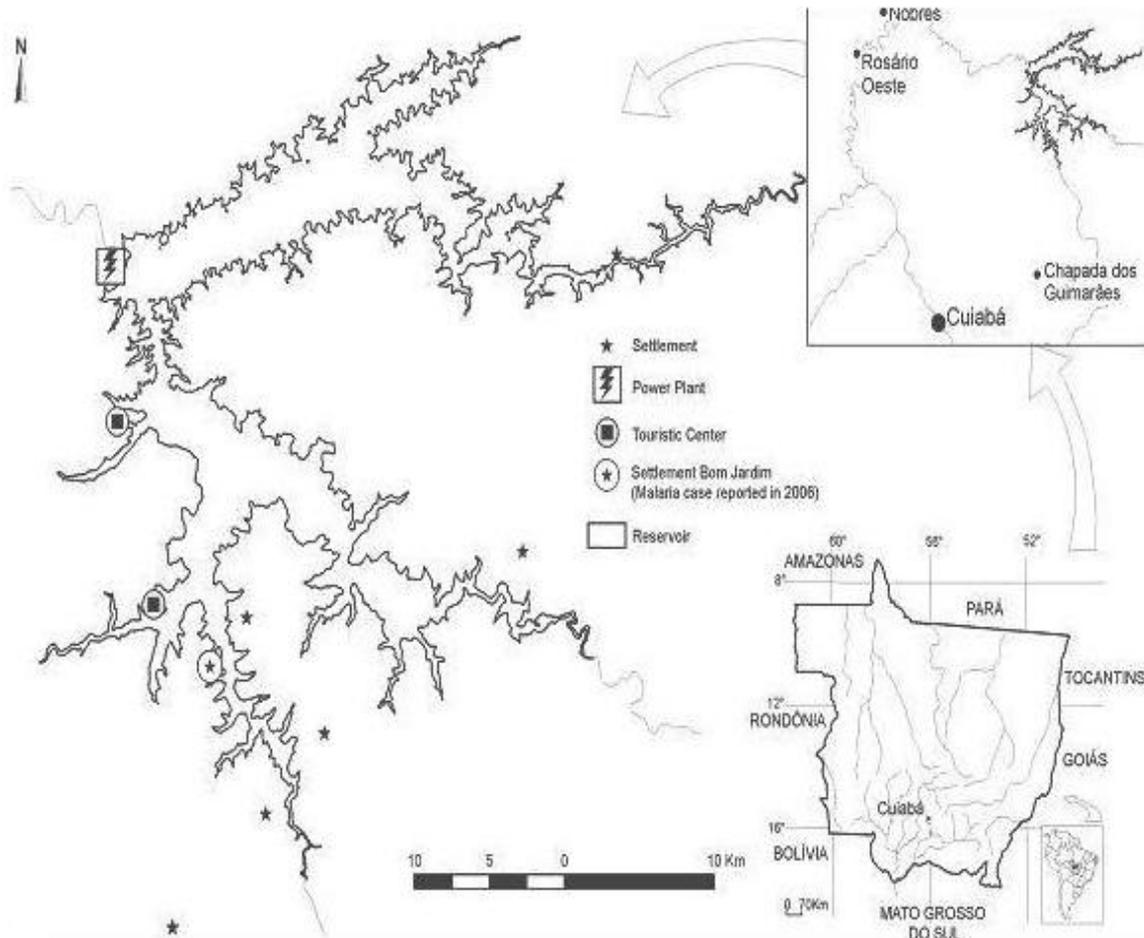


Figura 9 - Localização do empreendimento com destaque para os diversos usos do reservatório de APM-Manso (Fonte: Santos et al., 2009).

Segundo Silva e Braga (2001), a barragem foi originalmente construída em 1975, pelo o extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS), como uma obra específica para redução de cheias em Cuiabá. Seu principal motivo foi a grande enchente ocorrida em março de 1974 nas cidades de Cuiabá, Várzea Grande, Nobres, Rosário Oeste, Acorizal, Guia, Santo Antônio do Levender e Barão de Melgaço, afetando diretamente 12.000 pessoas. A geração de energia era considerada, na época, um objetivo secundário, a ser implantado numa segunda etapa.

Com a crescente demanda de energia elétrica na região, o projeto teve sua concepção alterada, passando a incluir a geração de energia em suas finalidades. A mudança feita, no entanto, não prejudicou em nada os benefícios obtidos com o

projeto original do DNOS. Para conseguir manter o mesmo nível de redução de cheias, o projeto atual prevê a existência de um volume de espera no reservatório de, aproximadamente, 450 milhões de m³, alocado acima do nível d'água máximo operacional. Este volume, equivalente a 15% do volume útil do reservatório, deverá estar sempre disponível, só sendo ocupado quando da ocorrência de grandes cheias (SILVA e BRAGA, 2001).

As características morfométricas do reservatório de APM-Manso estão representadas na tabela 2.

Tabela 2 - Características gerais do reservatório de APM-Manso (Fonte: Furnas, 2007).

Nível normal de operação	Cota 287,00 m
Área inundada	427 Km ²
Volume total	7,4 bilhões de m ³
Profundidade média	19 m
Tempo de residência	490 dias
Potencialidade instalada	212 MW

3.2 Escolha do modelo

Com a proposta inicial de simular a sucessão do fitoplâncton do reservatório de APM-Manso através de modelagem computacional, foi escolhido um modelo que fosse:

1. Tridimensional: grandes reservatórios, como o APM-Manso, requerem modelos em três dimensões para capturar a grande variação horizontal e vertical da qualidade da água e dos processos hidrodinâmicos;
2. Dinâmico: o modelo deve ser capaz de simular efeitos transientes, como a reversão de rios;
3. Determinístico: as parametrizações da qualidade de água e ecologia aquática no modelo devem ser baseadas em processos não totalmente empíricos, devido à insuficiência de dados monitorados, garantindo uma aplicação eficiente mesmo fora do período de calibração;
4. De baixo custo: o modelo deve ser de distribuição gratuita.

Foram encontrados uma série de modelos disponíveis para a simulação de processos em reservatórios, conforme a Tabela 3. Todos são tridimensionais, dinâmicos, determinísticos e têm bons exemplos de aplicação em reservatórios que podem ser verificados através dos respectivos *sites* na internet.

Os modelos CE-QUAL-ICM e WASP6 (Water Quality Analysis Simulation Program) de distribuição gratuita, os GEMSS (Generalized Environmental Modeling System for Surfacewaters), MIKE e DELFT3D modelos comerciais e o modelo ELCOM-CAEDYM disponível através de acordo firmado com o CWR.

Tabela 3 - Lista dos modelos disponíveis para simulações tridimensionais em reservatório (Fonte: Jesus, 2006).

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

Para o presente trabalho foi adotado o ELCOM-CAEDYM através de um acordo firmado com a CWR pelo Grupo de Ensaios e Simulações Ambientais em Reservatórios da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (GESAR / UERJ) em parceria com Furnas Centrais Elétricas S.A (FURNAS).

O domínio desta metodologia que o GESAR vem apresentando através dos trabalhos de Rocha (2009); Rosa (2010) e Lima (2010) foi decisivo na escolha desse modelo.

3.3 Dados de entrada

A preparação dos dados iniciais do modelo incluiu a coleta, tratamento e adequação dos dados referentes a:

1. batimetria;
2. meteorologia;
3. vazões de entrada;
4. parâmetros químicos;
5. parâmetros biológicos;
6. parâmetros de inicialização.

Os dados de campo foram cedidos por FURNAS, concessionária responsável pela implantação e operação do reservatório de APM-Manso. Existe no reservatório estações de coleta de informações configuradas para gerar dados iniciais em pontos específicos do reservatório (figura 10).

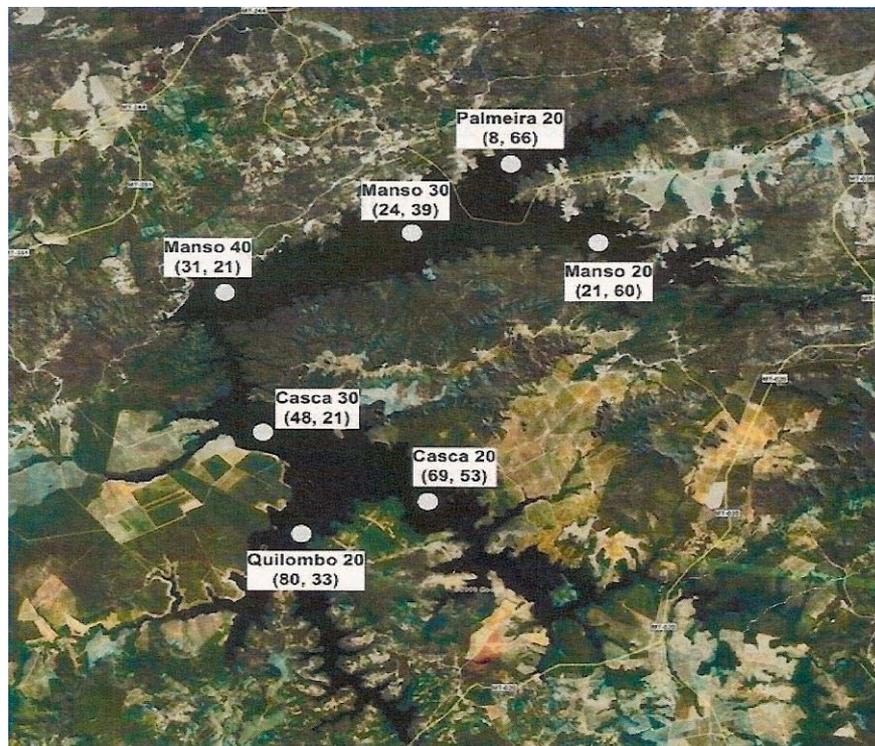


Figura 10 - Estações de coleta do reservatório de APM-Manso, e suas respectivas coordenadas cartesianas geradas pela batimetria (Fonte: Rosa, 2010).

3.3.1 Batimetria

A batimetria do reservatório APM-Manso (figura 11) foi desenvolvida por Rosa (2010), em sua dissertação de mestrado, que após vários testes determinou que a melhor resolução para trabalhar com o modelo ELCOM neste reservatório, seria uma célula com 400 metros para ambos os eixos x e y . Este pesquisador considerou obter uma malha representativa da região que ao mesmo tempo demandasse o mínimo possível de tempo para calcular os processos internos e o mínimo possível de memória computacional.

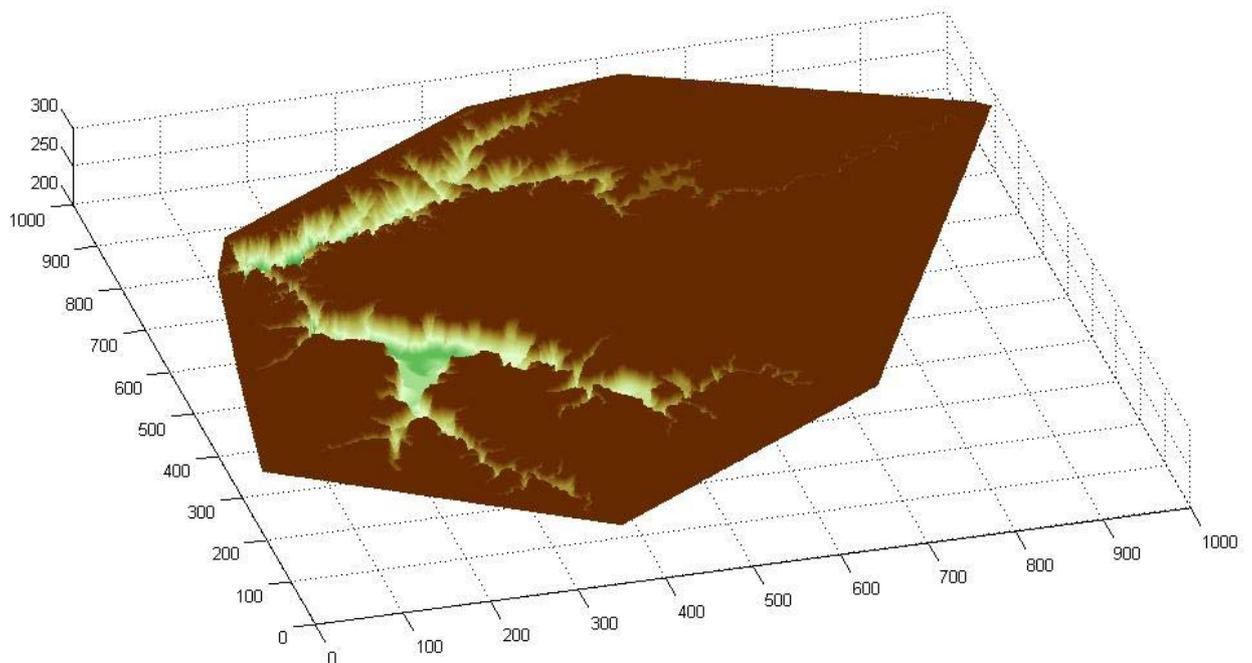


Figura 11 - Matriz da batimetria do reservatório de APM-Manso, plotada em *Matlab*.

3.3.2 Dados meteorológicos

Os dados de temperatura do ar, umidade relativa, radiação solar, direção e intensidade de vento foram aplicados uniformemente na região. Tais dados foram fornecidos por FURNAS e estão expressos em horas. As figuras 12, 13, 14, 15 e 16 apresentam as variações meteorológicas no período de simulação.

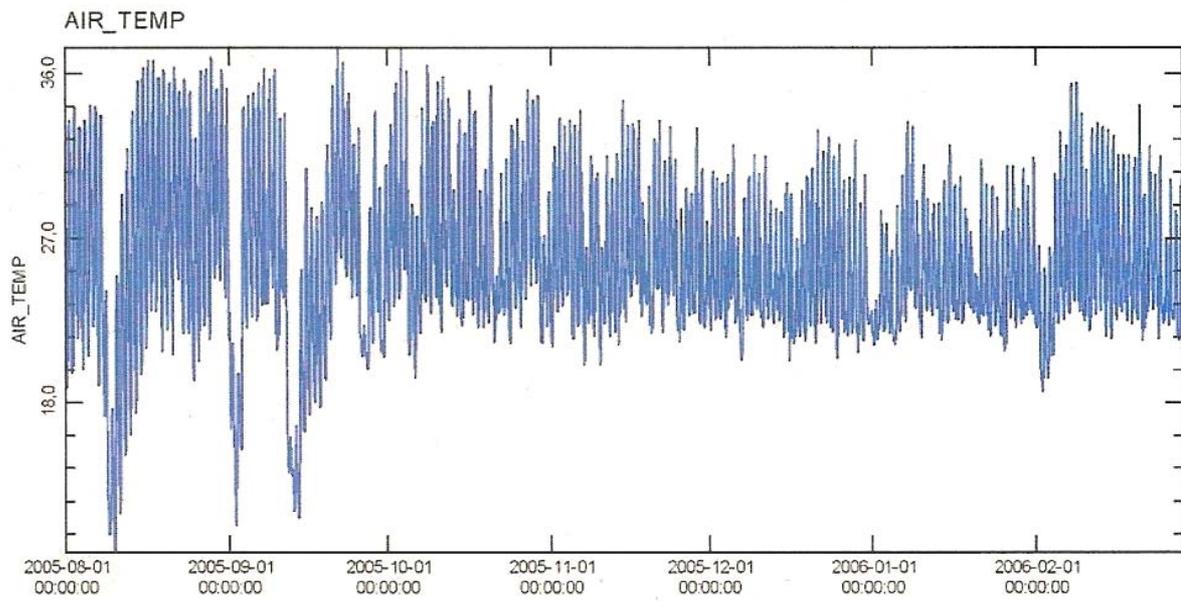


Figura 12 - Temperatura do ar medido para o reservatório de APM-Manso.

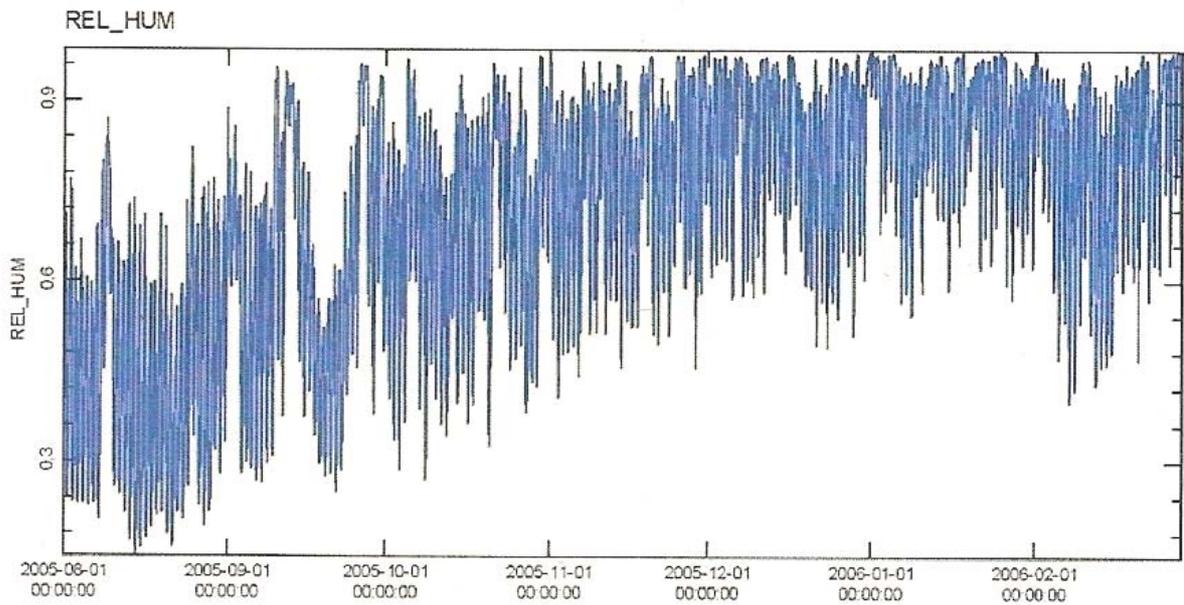


Figura 13 - Umidade relativa do ar medida para o reservatório de APM-Manso.

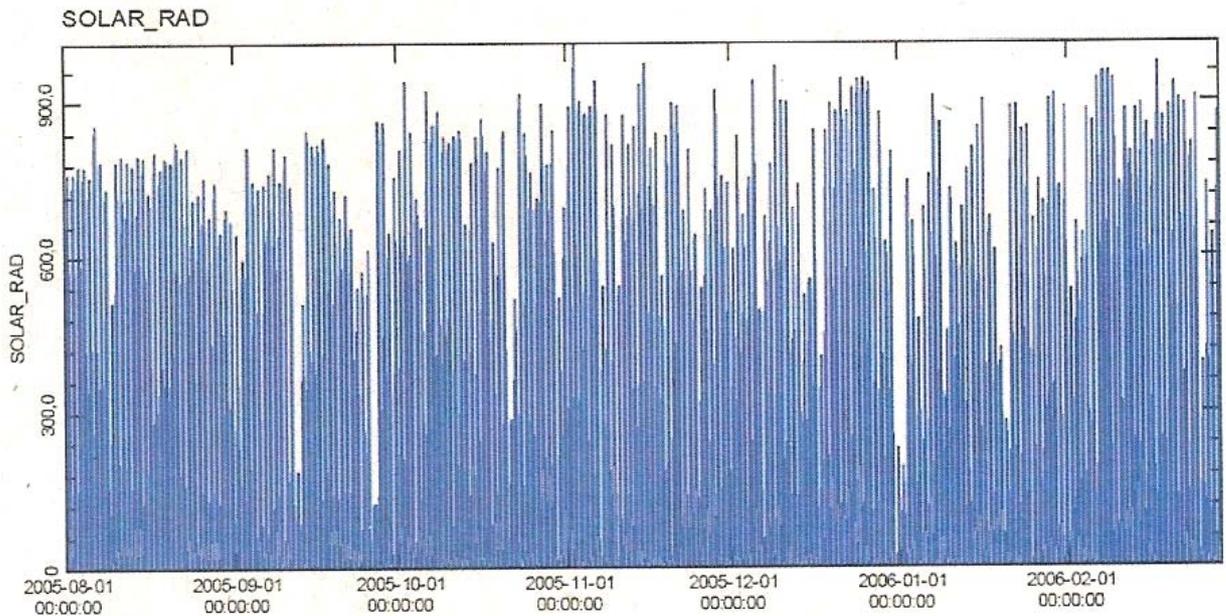


Figura 14 - Radiação solar medida para o reservatório de APM-Manso.

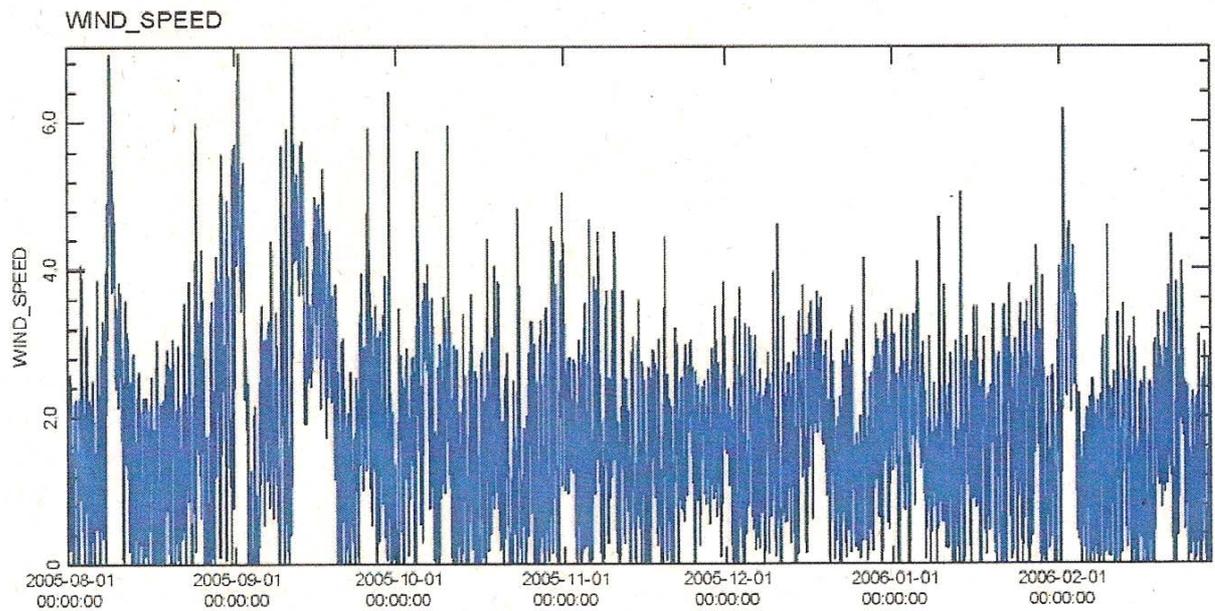


Figura 15 - Velocidade do vento medida para o reservatório de APM-Manso.

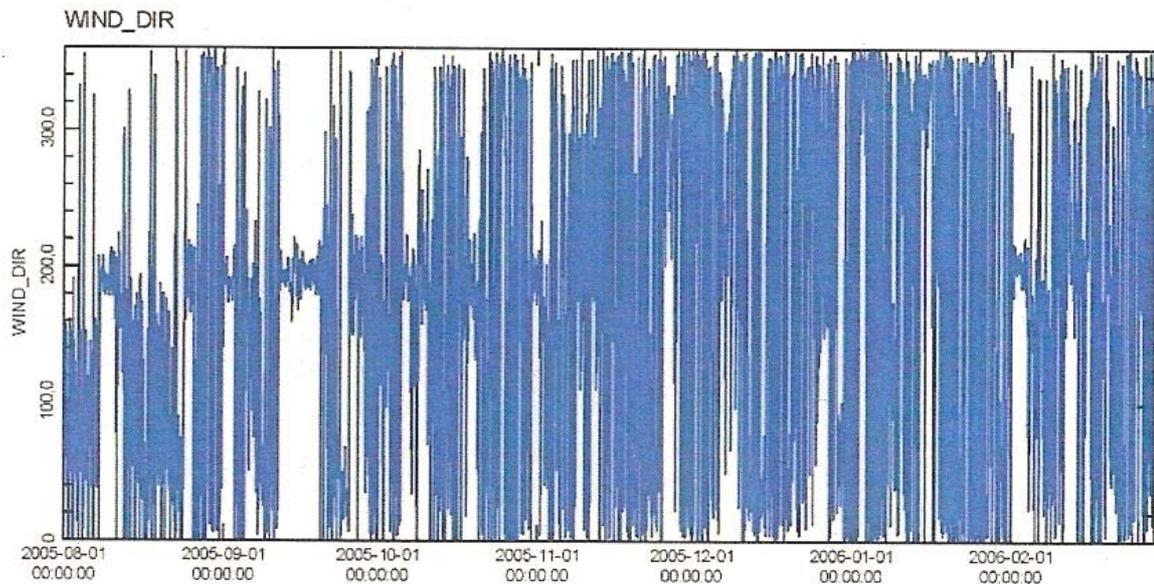


Figura 16 - Direção do vento medida para o reservatório de APM-Manso.

3.3.3 Vazões de entrada

Para o presente trabalho, as vazões dos rios Manso, Casca e Quilombo foram cedidos por FURNAS, e a vazão do rio Palmeira foi estimada como sendo 10% da vazão do rio Manso, seguindo o modelo de Rosa (2010). A figura 17 compara as vazões entre os três principais rios contribuintes.

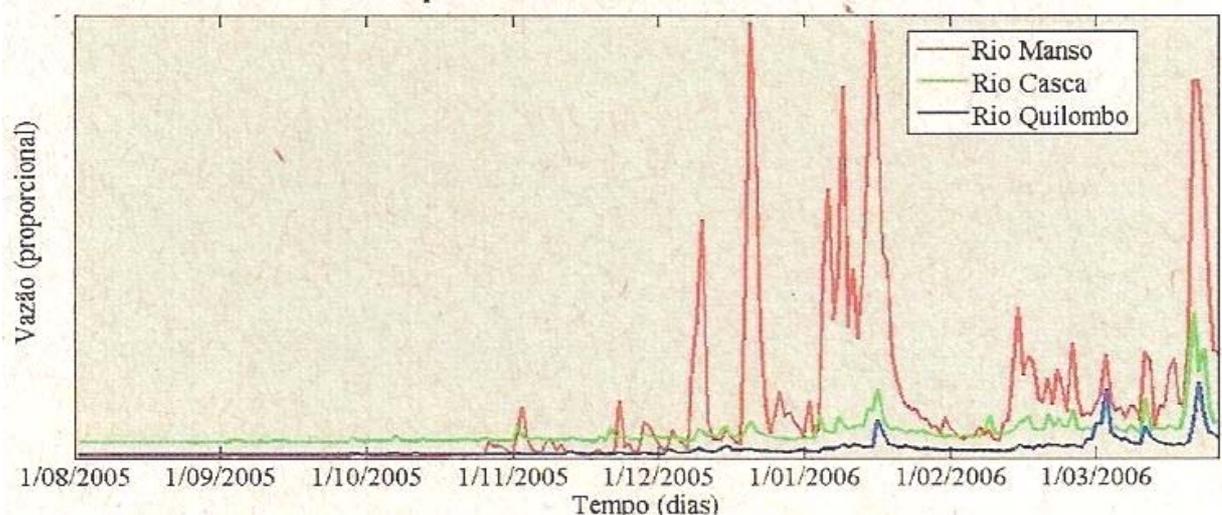


Figura 17 - Comparativo das vazões dos três principais rios contribuintes do reservatório de APM-Manso.

3.3.4 Escalares associados aos rios contribuintes

Ficaram definidos como parâmetros químicos de interesse os valores de NO_3 , NH_4 e PO_4 . Foram utilizados os dados tratados por Rosa (2010) para os valores de entrada de nutrientes no reservatório dos rios Manso, Casca, Quilombo e Palmeiras. (figuras 18 a 29).

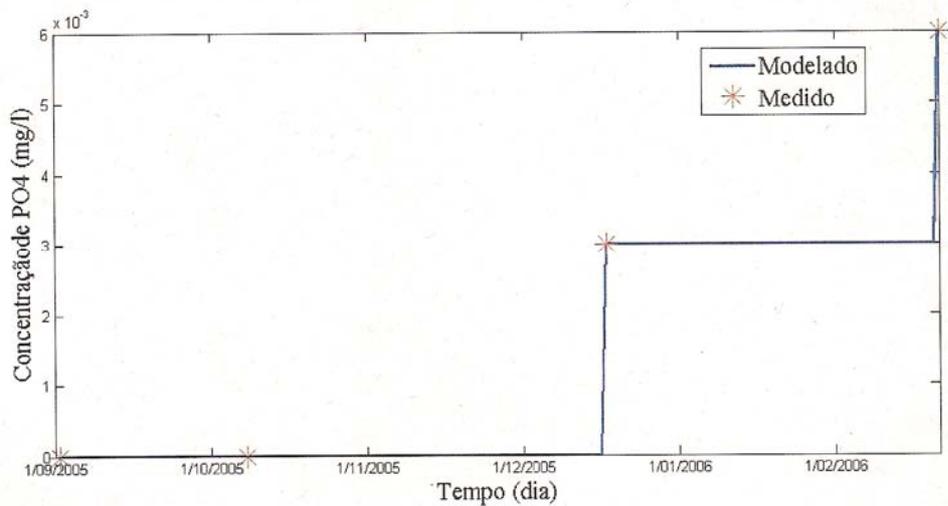


Figura 18 - Entrada de PO_4 modelada para o rio Manso (Fonte: Rosa, 2010).

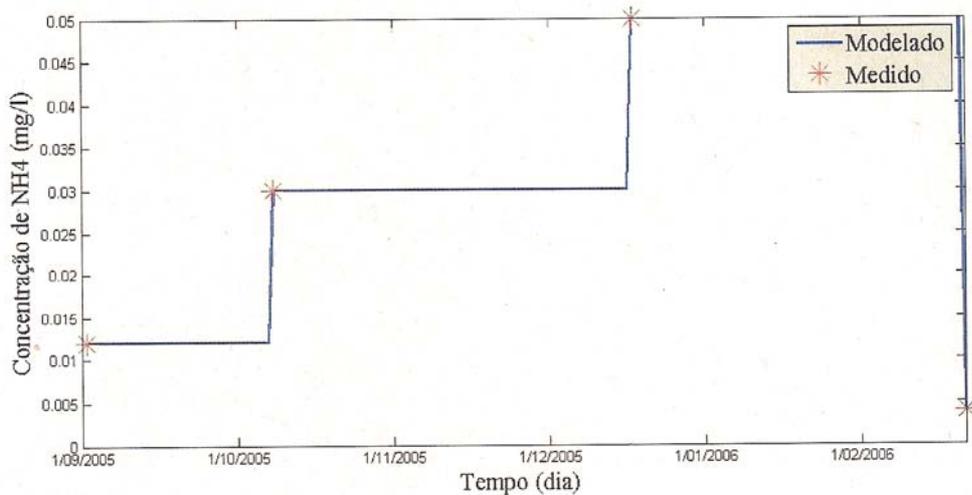


Figura 19 - Entrada de NH_4 modelada para o rio Manso (Fonte: Rosa, 2010).

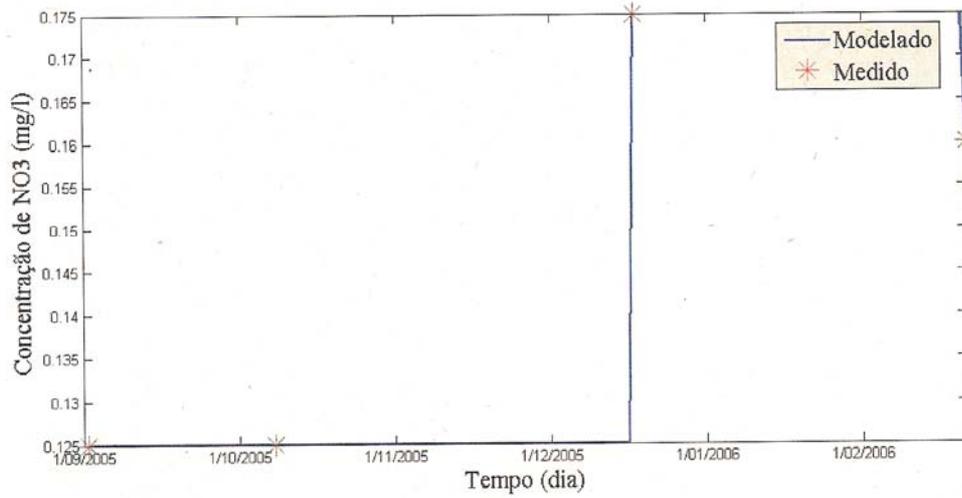


Figura 20 - Entrada de NO_3 modelada para o rio Manso (Fonte: Rosa, 2010).

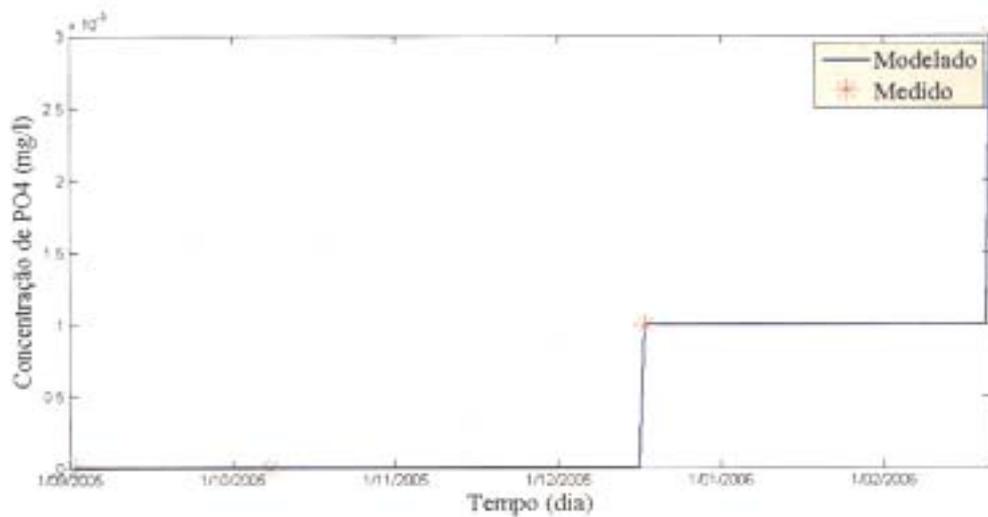


Figura 21 - Entrada de PO_4 modelada para o rio Casca (Fonte: Rosa, 2010).

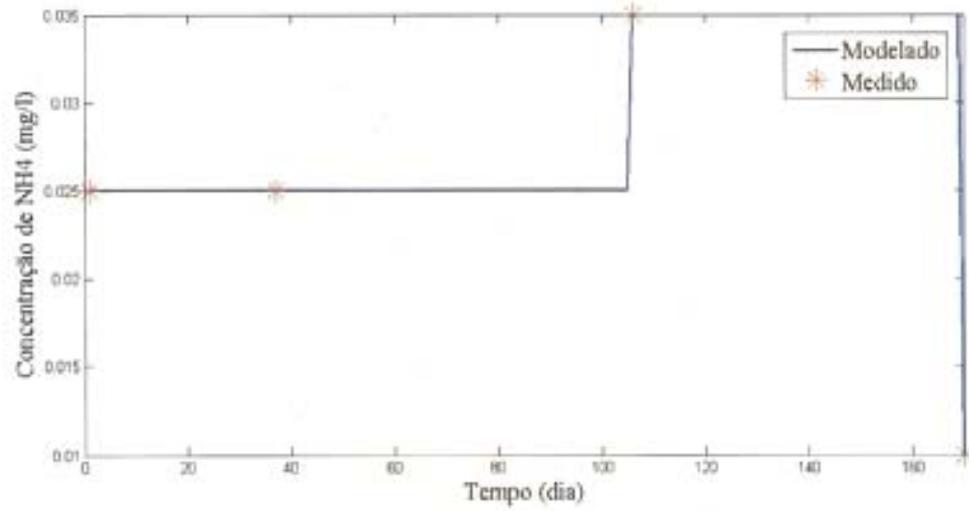


Figura 22 - Entrada de NH_4 modelada para o rio Casca (Fonte: Rosa, 2010).

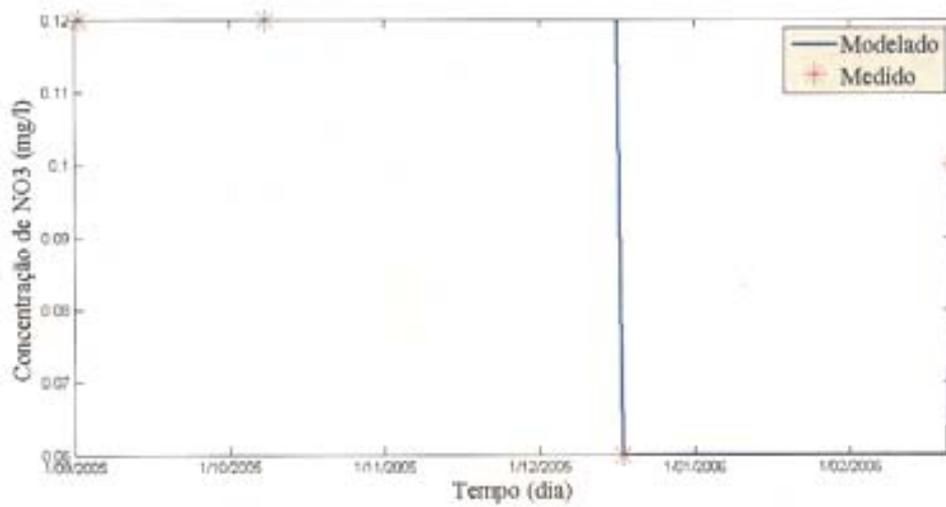


Figura 23 - Entrada de NO_3 modelada para o rio Casca (Fonte: Rosa, 2010).

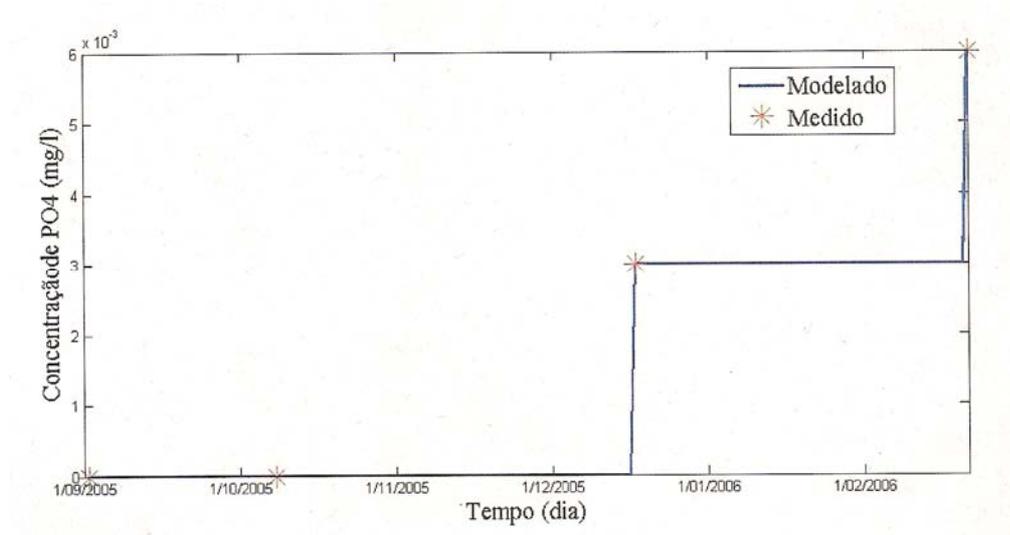


Figura 24 - Entrada de PO_4 modelada para o rio Quilombo (Fonte: Rosa, 2010).

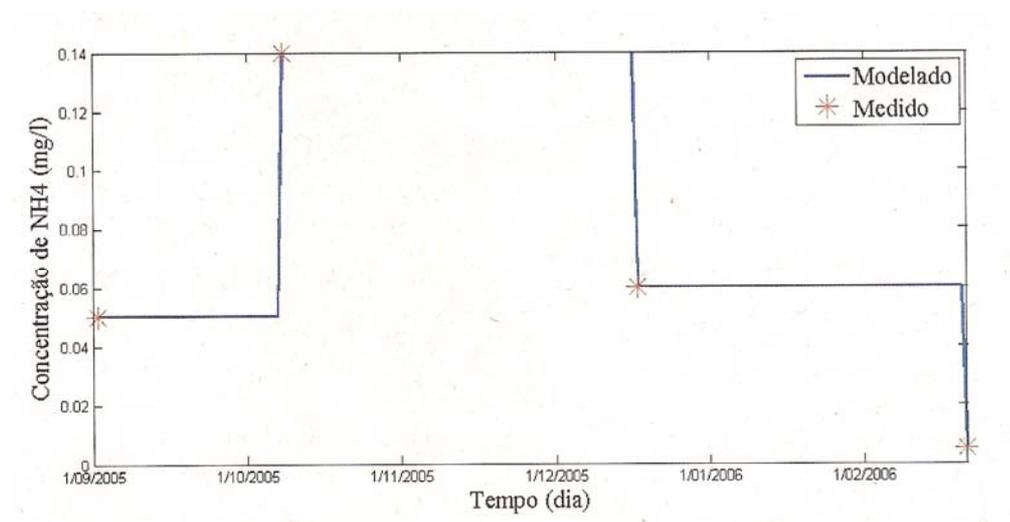


Figura 25 - Entrada de NH_4 modelada para o rio Quilombo (Fonte: Rosa, 2010).

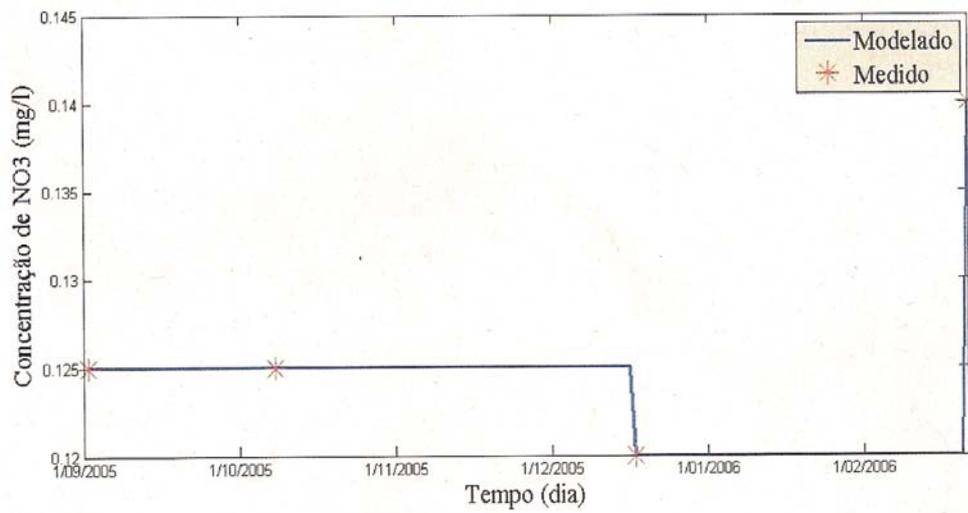


Figura 26 - Entrada de NO₃ modelada para o rio Quilombo (Fonte: Rosa, 2010).

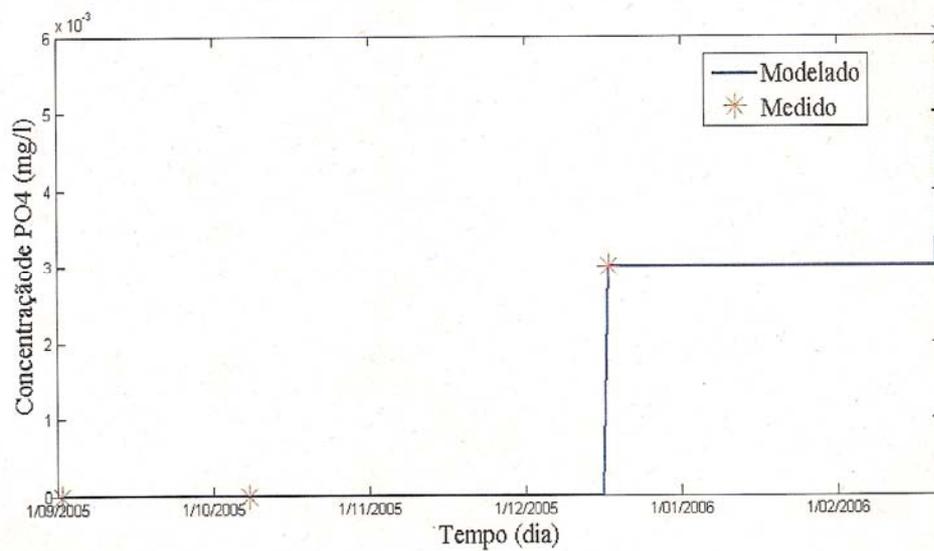


Figura 27 - Entrada de PO₄ modelada para o rio Palmeiras (Fonte: Rosa, 2010).

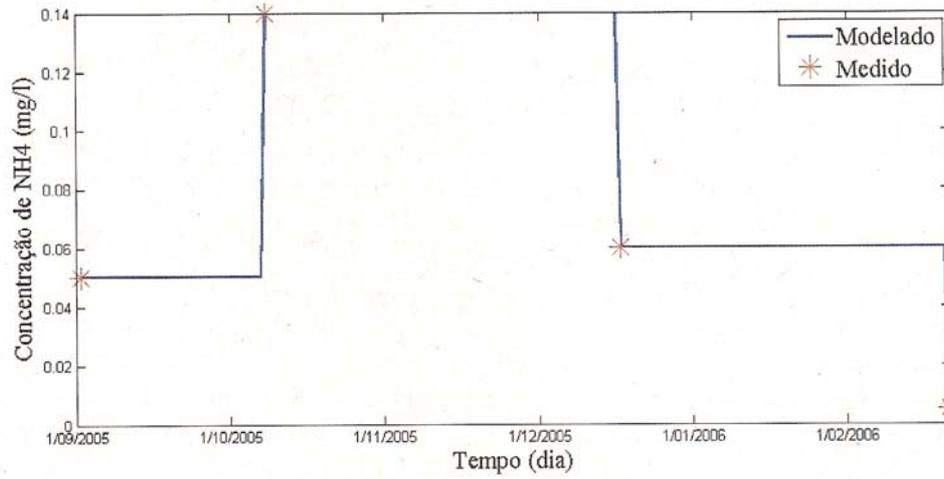


Figura 28 - Entrada de NH_4 modelada para o rio Palmeiras (Fonte: Rosa, 2010).

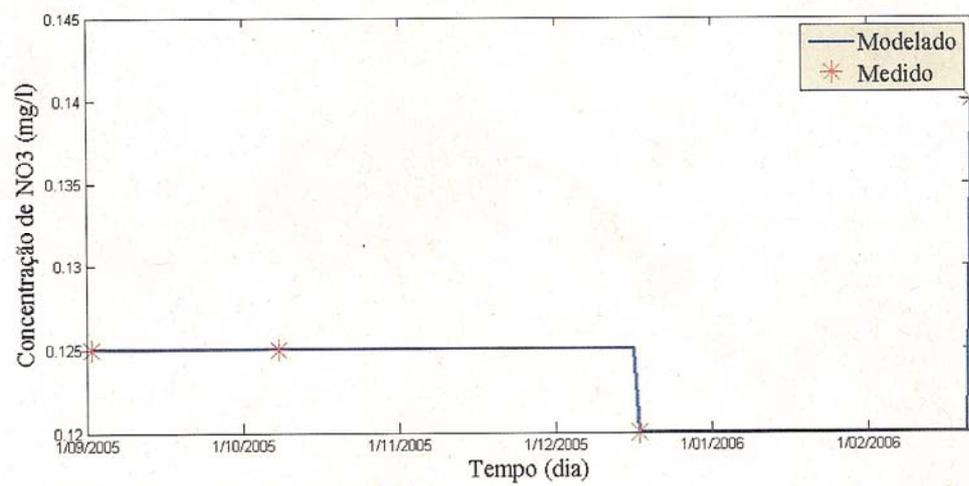


Figura 29 - Entrada de NO_3 modelada para o rio Palmeiras (Fonte: Rosa, 2010).

3.3.5 Parâmetros biológicos

Um trabalho detalhado da dinâmica da comunidade fitoplanctônica do reservatório de APM-Manso foi realizado por Figueiredo (2007) e serviu como base para a retirada dos dados biológicos utilizados neste trabalho.

Os grupos taxonômicos de fitoplâncton escolhidos para a modelagem foram: Chloophyceae; Bacillariophyceae; Cyanophyceae e Cryptophyceae, pois representam a interseção entre os grupos amostrados no reservatório por Figueiredo (2007) e os grupos trabalhados pelos CAEDYM. Além destes, Figueiredo (2007) amostrou algumas espécies de Dynophyceae, porém este grupo foi desconsiderado por ser muito pouco representativo em comparação aos demais grupos trabalhados.

Para poder serem utilizados como parâmetros iniciais da simulação CAEDYM, estes dados tiveram que ser trabalhados, uma vez que se encontravam em indivíduos por mL e o modelo apenas reconhece a biomassa fitoplanctônica em termos de carbono interno ou clorofila-a (HIPSEY et al., 2004).

Em razão da disponibilidade dos dados, foi escolhido representar o fitoplâncton em clorofila-a. Como se conhecia o total de clorofila-a em cada uma das estações de coleta (através dos dados cedidos por FURNAS) foi possível traçar uma proporção tendo como base os dados em indivíduos por mL (ROSA, 2010).

3.3.6 Parâmetros de inicialização

Foram considerados também os parâmetros físicos e químicos medidos nas estações de coleta de FURNAS, como parâmetros de inicialização. As estações de coleta foram inicializadas por camadas, ou profundidades, gerando um perfil vertical para cada estação, seguido a metodologia adotadas por Rosa (2010).

Os perfis verticais de cada estação com os respectivos escalares de inicialização estão representados nas figuras 30, 31, 32, 33, 34, 35 e 36.

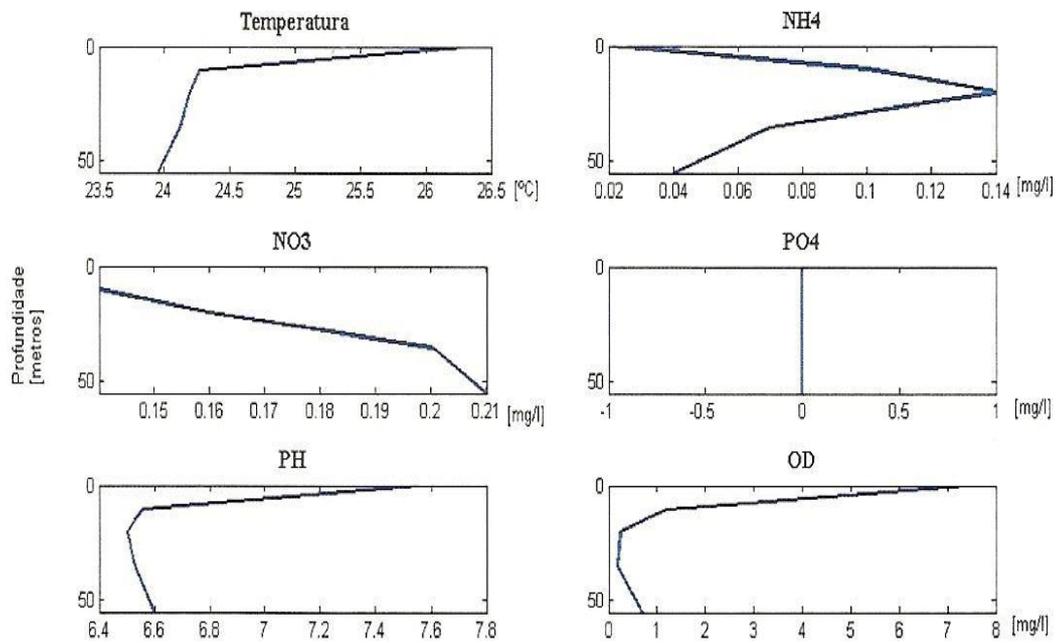


Figura 30 - Parâmetros de inicialização modelados para a estação Manso40 (Rosa, 2010).

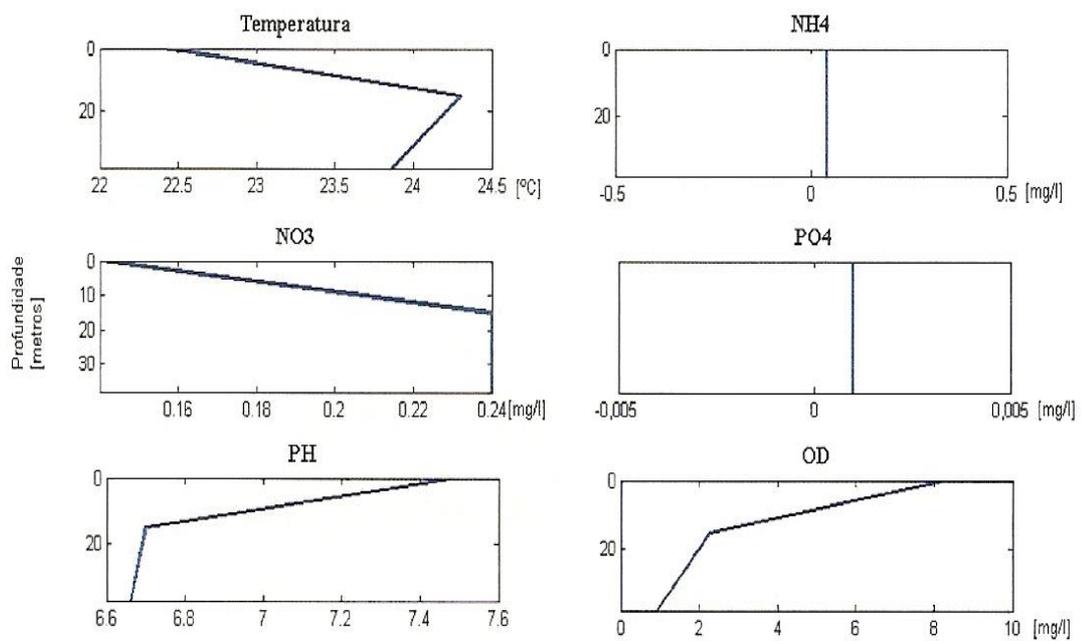


Figura 31 - Parâmetros de inicialização modelados para a estação Manso30 (Rosa, 2010).

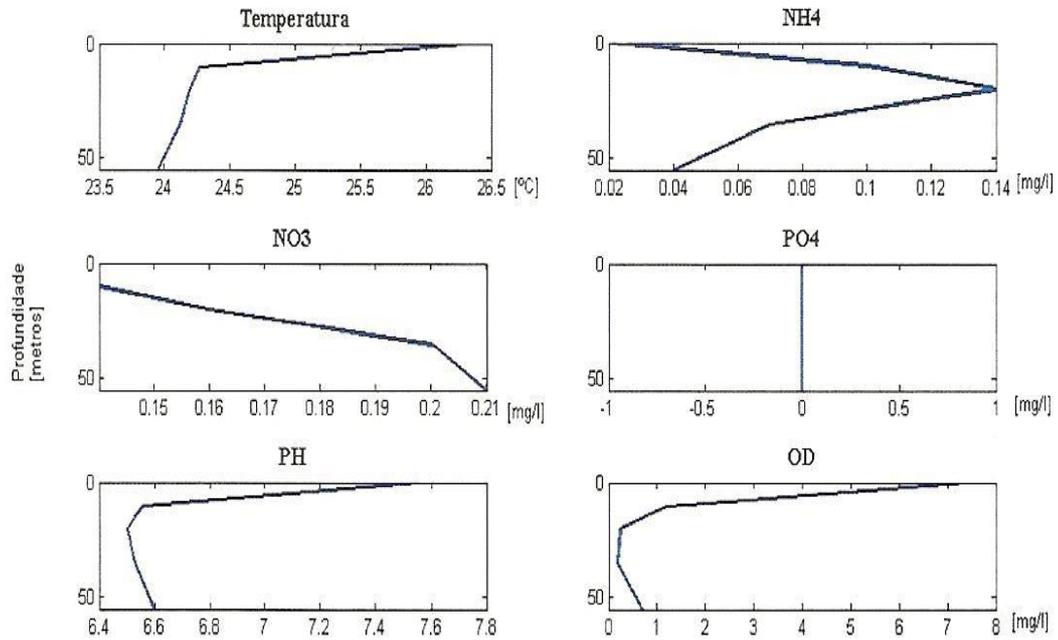


Figura 32 - Parâmetros de inicialização modelados para a estação Manso20 (Rosa, 2010).

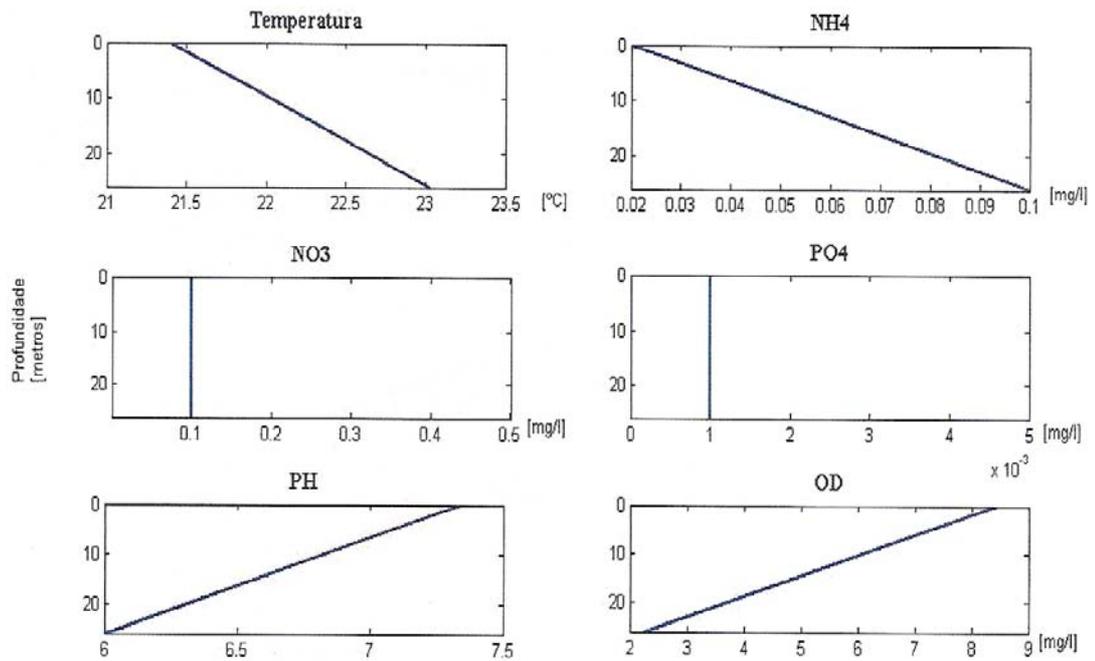


Figura 33 - Parâmetros de inicialização modelados para a estação Casca30 (Rosa, 2010).

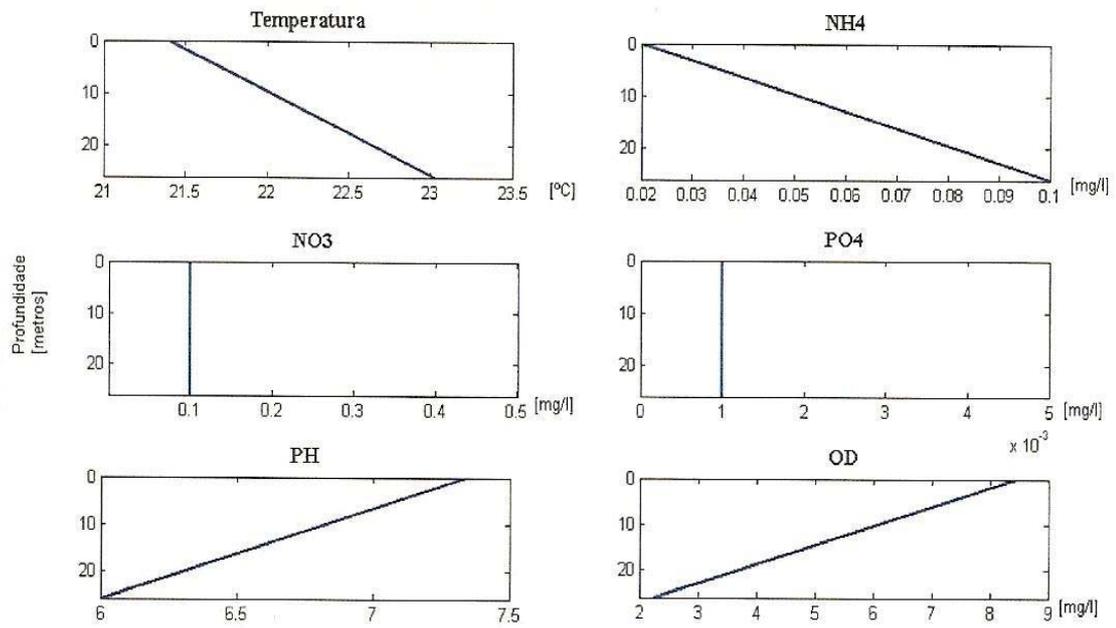


Figura 34 - Parâmetros de inicialização modelados para a estação Casca20 (Rosa, 2010).

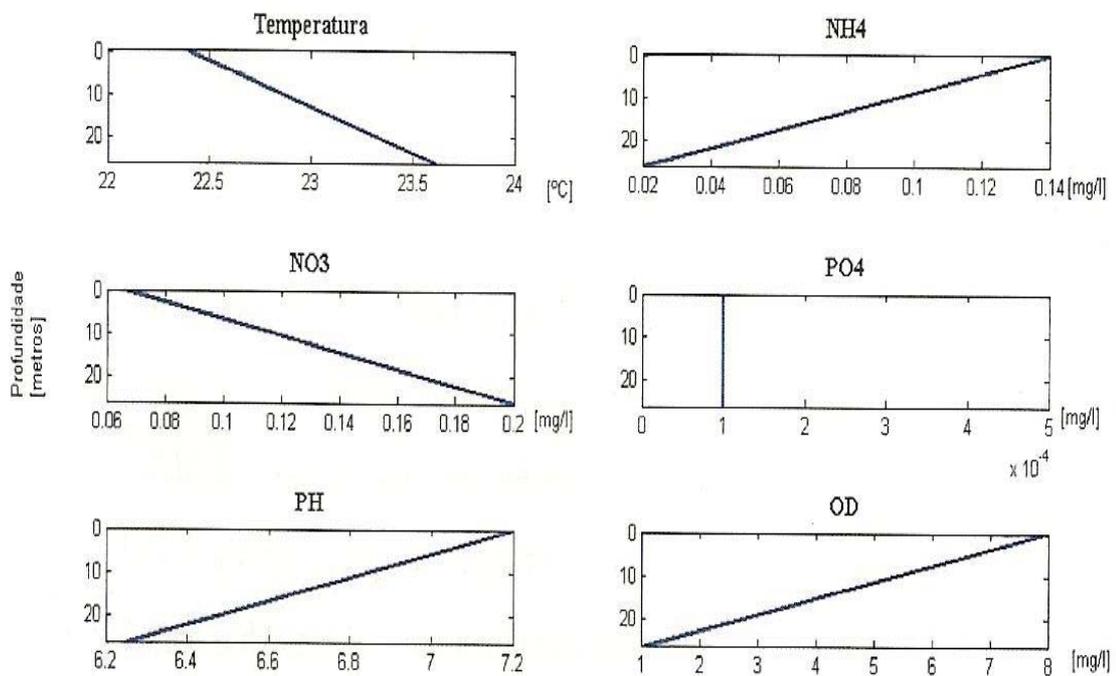


Figura 35 - Parâmetros de inicialização modelados para a estação Quilombo20 (Rosa, 2010).

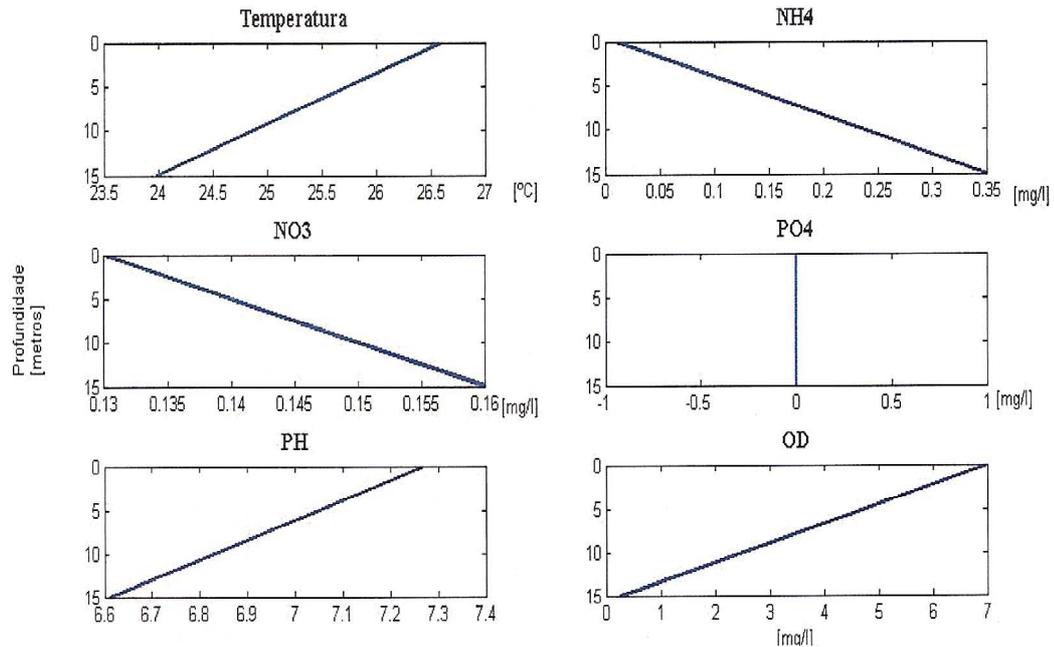


Figura 36 - Parâmetros de inicialização modelados para a estação Palmeira20 (Rosa, 2010).

3.4 Simulação 3D computacional

O CAEDYM foi acoplado ao ELCOM para simular os processos biogeoquímicos do reservatório. A simulação da qualidade da água do reservatório de APM-Manso consistiu em duas etapas: uma simulação hidrodinâmica e outra ecológica (bioquímica).

O ELCOM modela a temperatura passando os resultados para o CAEDYM, que modela os dados ecológicos e devolve os resultados para o ELCOM para que seja modelado então os processos advectivos e dispersivos (figura 37).

Escolheu-se o período de cinco meses, entre 1º setembro de 2005 e 1º de fevereiro de 2006. Tal escolha se justifica pela maior quantidade de dados disponíveis para conduzir simulações.

A figura 38 apresenta os arquivos utilizados para a simulação do modelo ELCOM-CAEDYM. Estes arquivos estão em formato texto e sua descrição detalhada é encontrada nos manuais do usuário do ELCOM (Hodges & Dallimore, 2001a) e CAEDYM (HIPSEY et al., 2006).

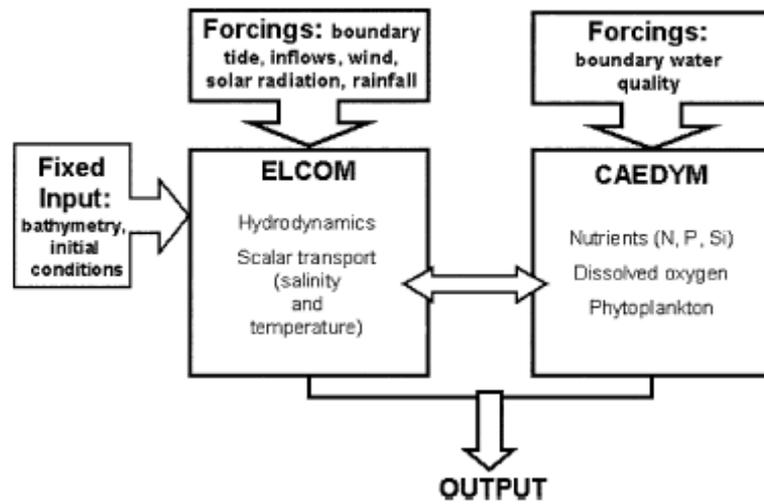


Figura 37 - Fluxograma da modelagem do ELCOM acoplado ao CAEDYM (Fonte: Chan et al., 2002).

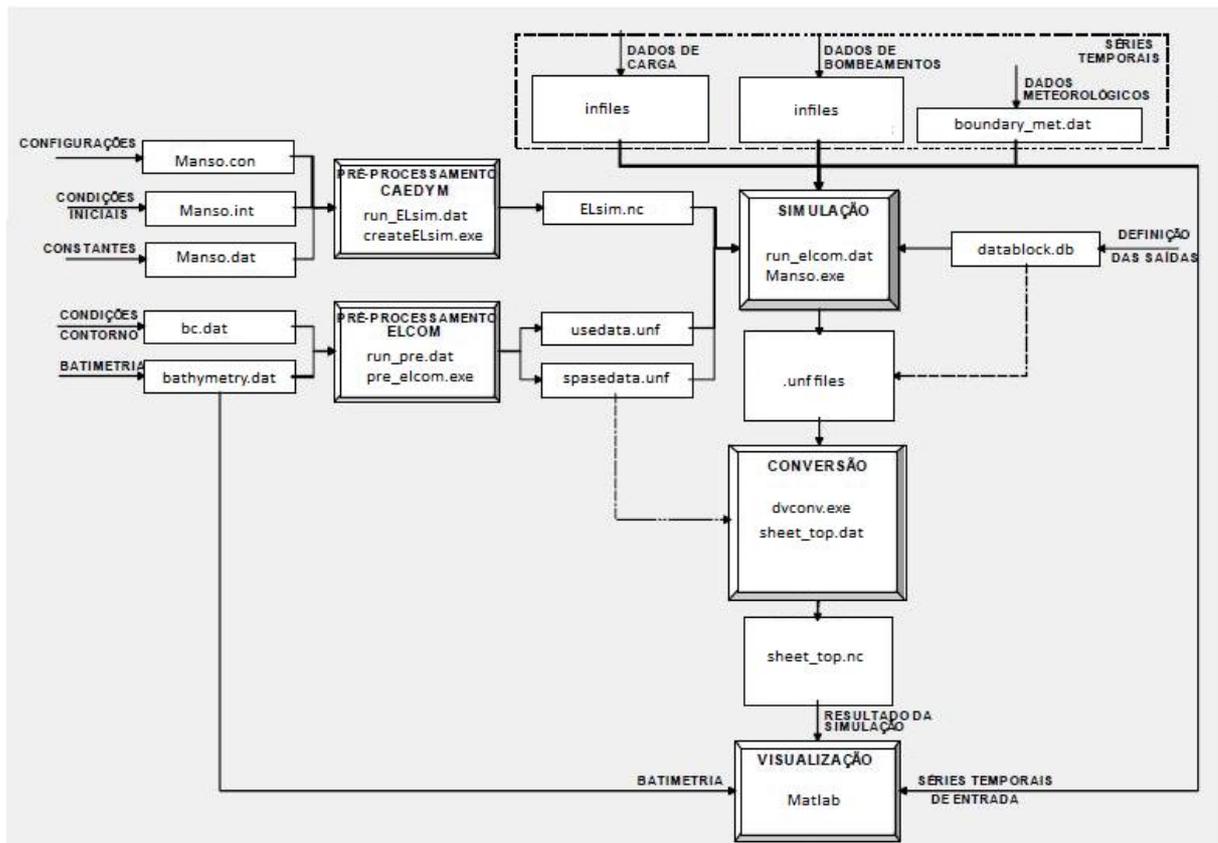


Figura 38 - Fluxograma com os arquivos utilizados para a implantação do modelo ELCOM-CAEDYM (Adaptado de Jesus, 2006).

Os algoritmos utilizados são baseados no método Euleriano-Langraniano para advecção do momento com a solução por gradientes conjugados da elevação da superfície, e os coeficientes utilizados nestas equações foram obtidos a partir dos valores recomendados nos manuais do usuário (Hipsey et al., 2006; Hodges & Dallimore, 2001a).

3.5 Cenários de simulação

No presente trabalho a construção de cenários não teve a intenção de prever o futuro, nem ser qualificado pela sua probabilidade. O propósito desta etapa foi estabelecer uma imagem plausível de um possível futuro, que pudesse elucidar as questões referentes às dinâmicas fitoplanctônicas.

Foram construídos dois cenários, com base na tendência observada por Valério et al. (2009), que estimaram uma grande substituição de áreas de Cerrado por áreas de pastagem, como pode ser observado na tabela 5 e nas figuras 39 e 40.

Com base no trabalho de Van de Bund et al. (2004), que sugere que a biomassa fitoplanctônica é mais influenciada pela disponibilidade de nutrientes do que pela densidade de peixes planctívoros, este trabalho focou-se em enfatizar a influência dos teores de nutrientes disponíveis, em detrimento da conhecida ação reguladora proveniente dos níveis tróficos superiores. Foram consideradas variáveis as concentrações de amônia (NH_4), nitrato (NO_3) e fosfato (PO_4). Os valores de carbono e sílica foram mantidos em valores fixos, para ambas as simulações.

Tabela 3 - Áreas em Km^2 dos municípios de Chapada dos Guimarães e Nova Brasilândia (MT), para os anos de 1990 e 2007

Classes	Chapada dos Guimarães		Nova Brasilândia	
	1990	2007	1990	2007
Água	24,44	353,56	14,33	363,93
Cerrado	4.845,87	2.112,39	1.901,27	812,80
Cidade	2,62	4,08	1,45	1,19
Cultura	101,55	624,03	0	0
Pastagem	810,00	2.690,55	695,23	1.434,36
Total	5.784,61	5.784,61	2.612,28	2.612,28

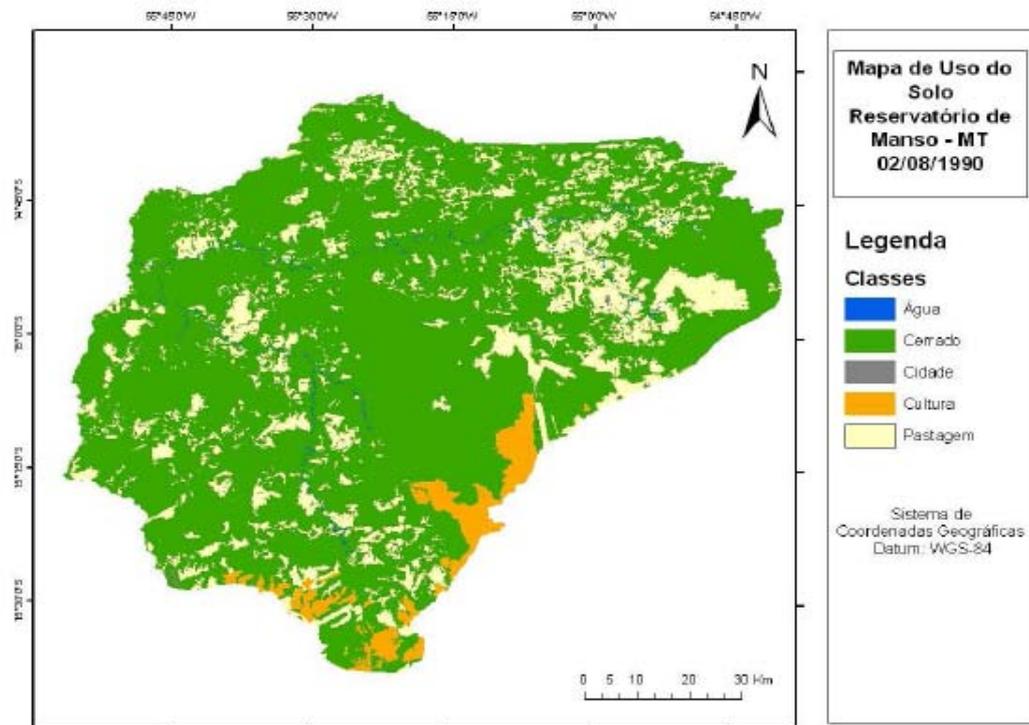


Figura 39 - Mapa do uso do solo na bacia hidrográfica do reservatório de APM-Manso, obtido a partir da classificação digital de imagens Ladsat/TM de 02/08/1990 (Fonte: Valério et al., 2009)

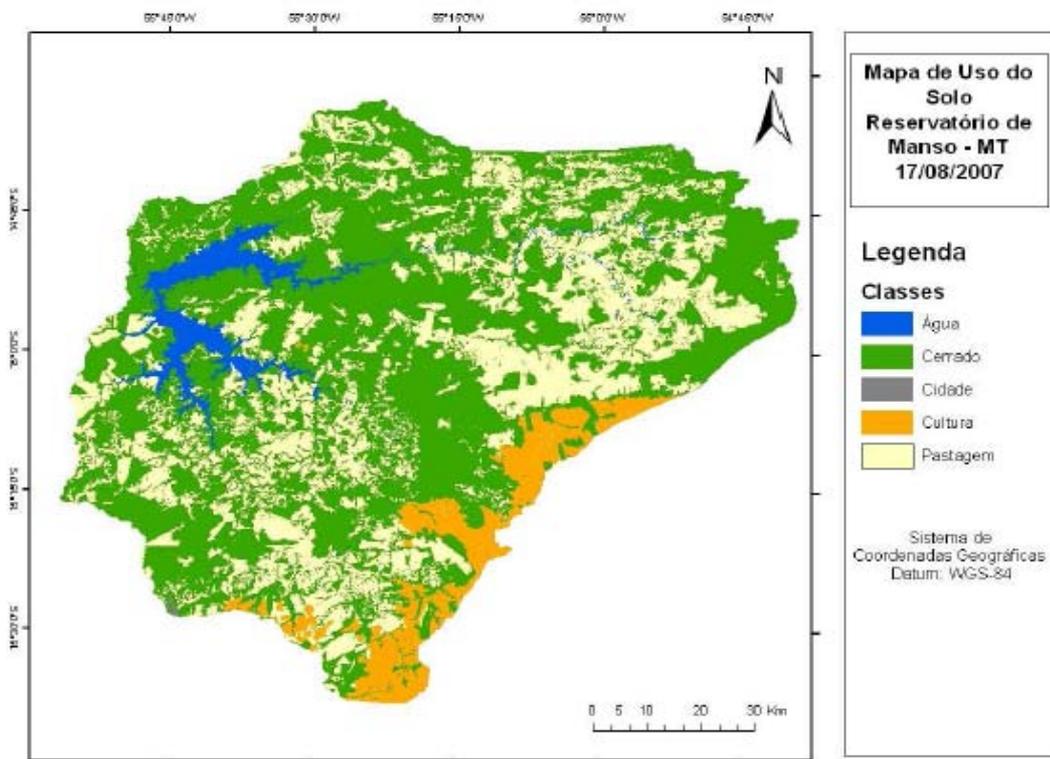


Figura 40 - Mapa do uso do solo na bacia hidrográfica do reservatório de APM-Manso, obtido a partir da classificação digital de imagens Ladsat/TM de 17/08/2007 (Fonte: Valério et al., 2009)

3.5.1 Cenário 1: Simulação base

Foram considerados neste cenário os valores reais medidos em campo nas estações do reservatório de APM-Manso. O objetivo desse cenário foi gerar discussão sobre os mecanismos de competição entre os organismos e, assim, contribuir para a análise das dinâmicas locais que controlam e influenciam as flutuações e as taxas de crescimento, durante o processo de sucessão temporal do fitoplâncton, além de criar uma situação base para ser comparada com o Cenário 2.

3.5.2 Cenário 2: Redução na carga das sub-bacias

Tendo em vista a possibilidade de um avanço no processo de remoção da cobertura vegetal nas sub-bacias que abastecem o reservatório de APM-Manso, com o estabelecimento de pastagens, foi estabelecido um cenário que apresentasse uma diminuição de 50% na carga de PO_4 e 30% dos teores de NH_4 e NO_3 , dos principais rios contribuintes. Andrade et al. (2007), ao determinarem os níveis de fósforo e nitrogênio no lençol freático de diferentes áreas do Mato Grosso, verificaram que os teores de nutrientes são consideravelmente maiores nas áreas florestadas do que nas áreas de pastagem, como indicativo da função da cobertura vegetal na ciclagem de nutrientes. O objetivo desse cenário foi verificar a sensibilidade do sistema a essa redução de carga, avaliando o impacto desta redução sobre a comunidade fitoplanctônica do reservatório e elucidando os mecanismos adaptativos utilizados para suportar os possíveis impactos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Cenário 1

Os resultados relativos às variações temporais de concentração de nutrientes encontrados na simulação do Cenário 1, estão expressos nas figuras 41, 42 e 43, correspondentes a NH_4 , NO_3 e PO_4 , respectivamente.

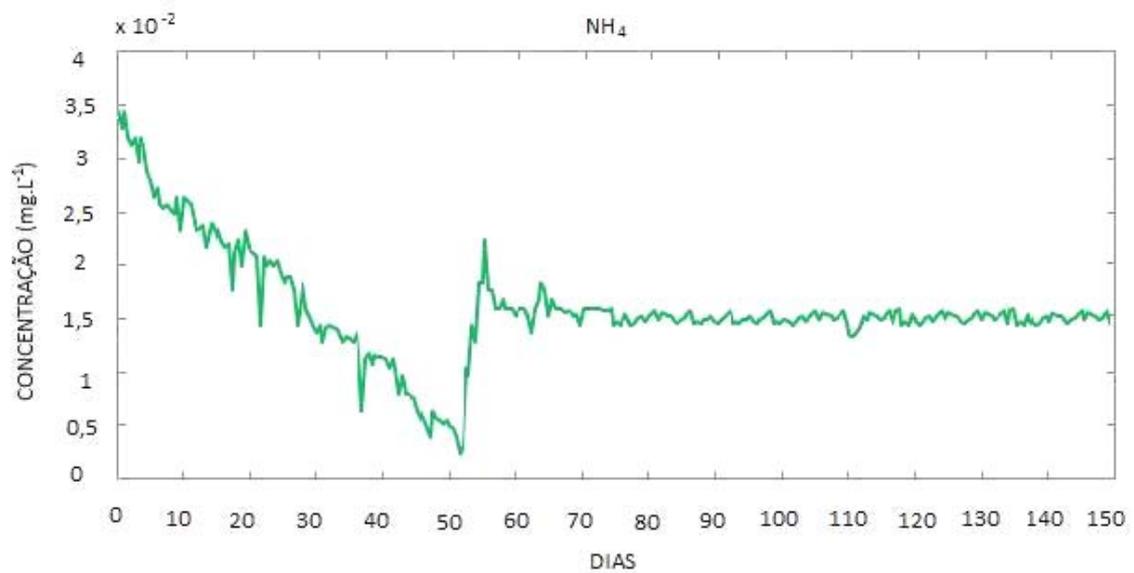


Figura 41 - Variação da concentração de NH_4 simulada para o Cenário 1

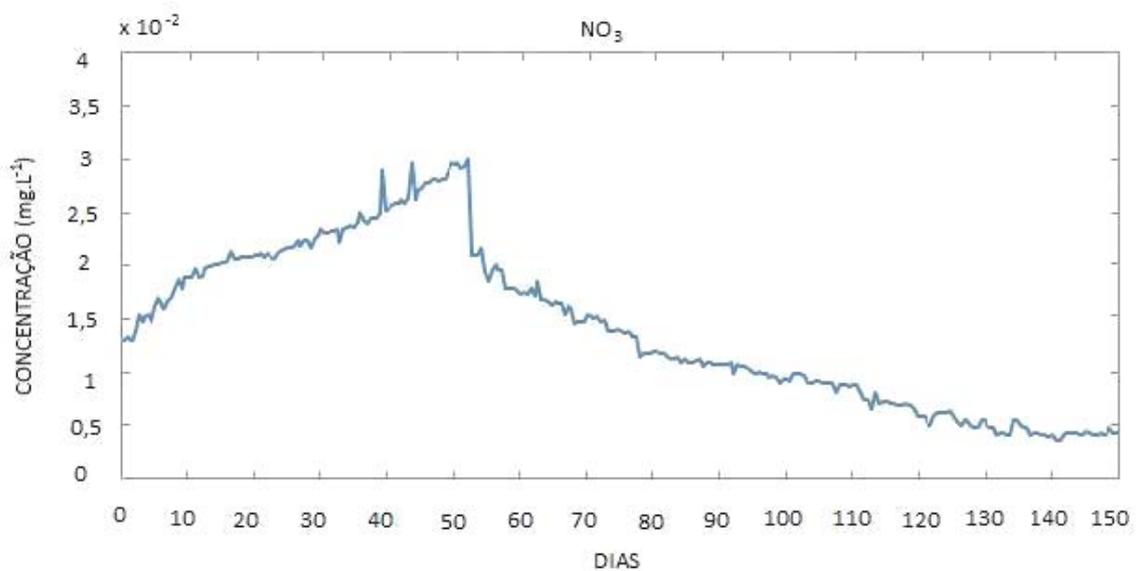


Figura 42 - Variação da concentração de NO_3 simulada para o Cenário 1

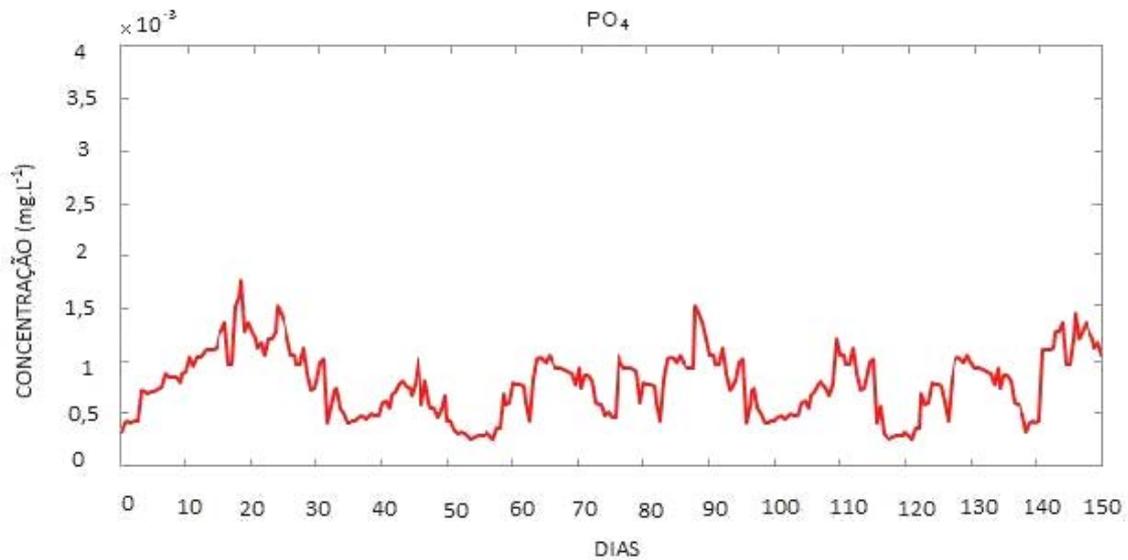


Figura 43 - Variação da concentração de PO₄ simulada para o Cenário 1

As figuras 44, 45 e 46 representam a sucessão fitoplanctônica simulada para o período, bem como a contribuição de cada classe simulada na densidade total e a variação dessa contribuição no para o período de setembro de 2005 a fevereiro de 2006.

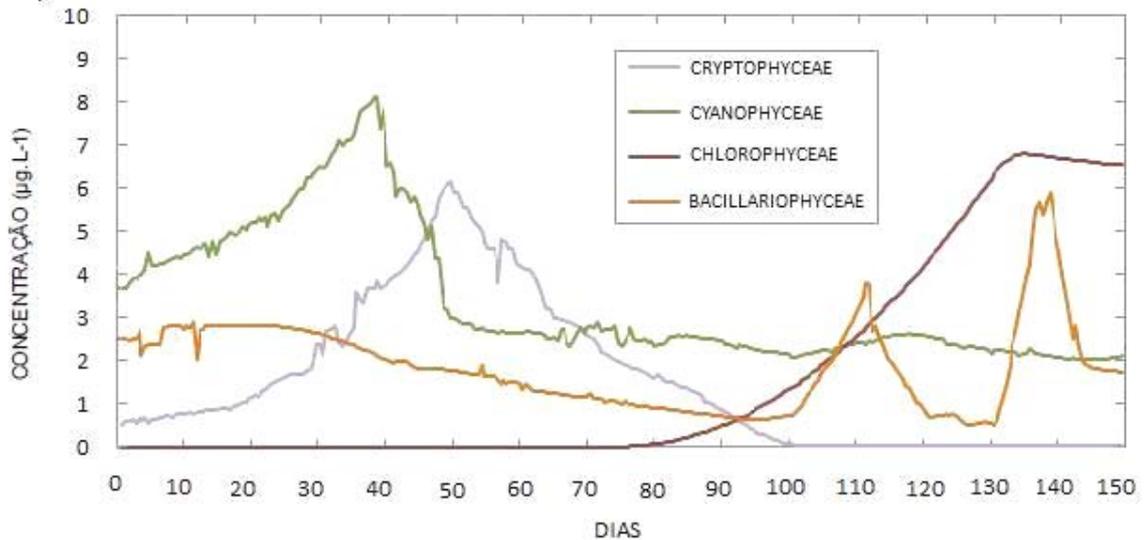


Figura 44 - Biomassa fitoplanctônica relativa (clorofila-a) simulada para o Cenário 1

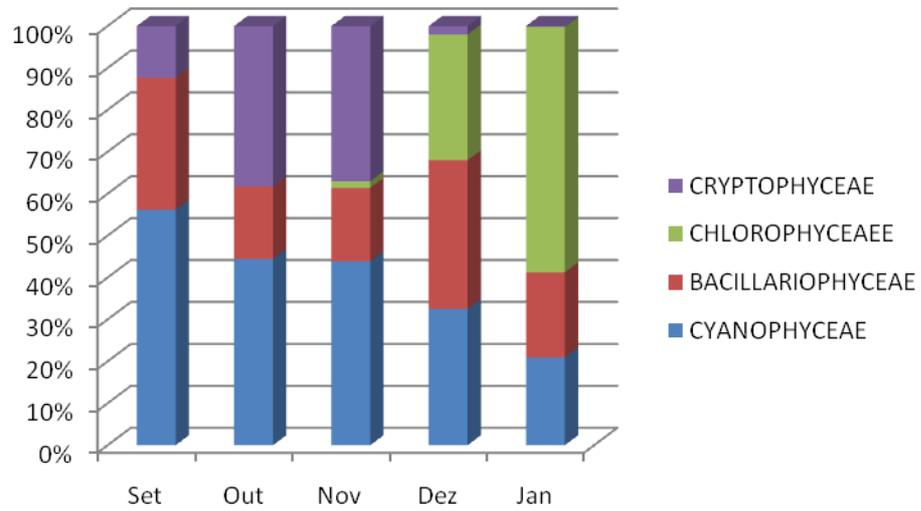


Figura 45 - Variação temporal da contribuição percentual das classes fitoplanctônicas na densidade total, simulada para o Cenário 1

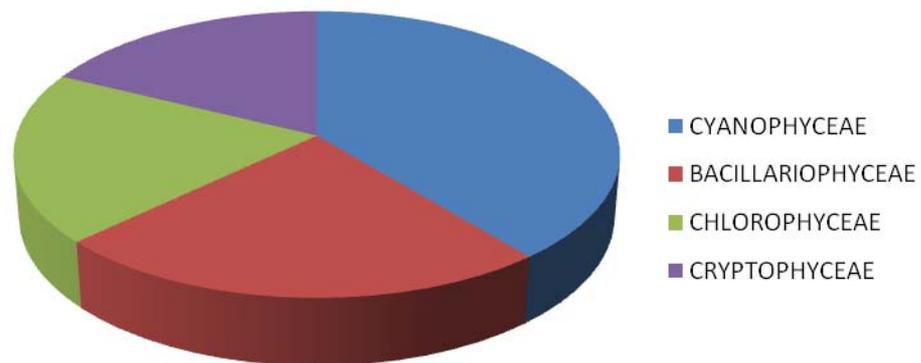


Figura 46 - Contribuição percentual das classes fitoplanctônicas na biomassa total simulada para o Cenário 1

Durante todo o período de simulação observou-se a coexistência de algas de diversas dimensões e hábitos. Num primeiro momento as Cyanophyceae apresentaram a maior densidade. Depois verificou-se uma queda na biomassa de Cyanophyceae, o que possibilitou o estabelecimento das Cryptophyceae. Num terceiro momento, as Cryptophyceae foram substituídas pelas Chlorophyceae.

Os resultados do Cenário 1 ilustram uma interação entre o fitoplâncton com diferentes requerimentos nutricionais. Observou-se que nos primeiros 50 dias de simulação houve um consumo prioritário de NH_4 como fonte de nitrogênio pelas Cyanophyceae, visto que com o crescimento da biomassa deste grupo a concentração de amônia tendeu a diminuir, ao contrário da concentração de nitrato, que tendeu a aumentar.

O resultado apresentado pelo modelo corrobora com Goldman & Horne (1983), que ao medirem a resposta do fitoplâncton à disponibilidade de nutrientes, observaram um consistente padrão de preferência de amônia sobre o nitrato. Supostamente, as algas economizam energia com essa estratégia, pois ao utilizarem o nitrato este ainda precisa ser convertido em amônia no interior da célula algal, através de reações enzimáticas (DARLEY, 1982).

A dominância de Cyanophyceae nos primeiros 50 dias de simulação, com uma redução brusca após esse período, e a substituição por Cryptophyceae em conjunto com a redução de nitrato, pode ser explicado com base na literatura como resultado da competição entre as espécies pertencentes a estas classes. Seria plausível se a utilização de amônia como fonte de nitrogênio por parte das Cyanophyceae tivesse favorecido o uso de nitrato pelas Cryptophyceae, fato que se enquadraria na teoria de co-existência (KILHAM & KILHAM, 1980).

Essa substituição pode ser elucidada ainda com base nos tamanho das células, visto que as Cryptophyceae são comumente menores que as Cyanophyceae, e podem responder a um pulso de crescimento com rápida explosão (oportunistas). Há estreita relação entre o volume da célula e as taxas de reprodução, uma vez que no geral células maiores, como as Cyanophyceae, tendem a apresentar baixas taxas de reprodução (GRAHAM & WILCOX, 2000).

O tamanho dos organismos, que é uma das características individuais mais importantes na ecologia do fitoplâncton segundo Graham & Wilcox (2000), podem ter relação também com a posterior substituição de Cryptophyceae por Chrolophyceae, uma vez que espécies de pequeno porte, como as primeiras, tendem a ser abundantes no início da sucessão, enquanto que as espécies maiores dominam o final do processo.

Os valores de fosfato foram encontrados em baixas concentrações por todo o período de simulação. Isto pode ser explicado pela rápida assimilação desse íon pelo fitoplâncton. Resultados semelhantes foram encontrados por Huszar et al. (1990) e por Araújo et al. (2000).

A partir do 100º dia de simulação, notaram-se dois momentos de floração de Bacillariophyceae, o que coincidiu com os picos de pluviosidade do período simulado. O aumento da carga d'água tende a diminuir momentaneamente a estratificação térmica do reservatório, e há evidências de que os padrões de estratificação exerçam influência sobre o aparecimento sazonal de espécies desta classe. As Bacillariophyceae estão sujeitas a contínuas perdas de biomassa através da sedimentação (Reynolds, 1984b). O rompimento da estrutura vertical estratificada aumenta a viscosidade da água alterando a relação peso específico das Bacillariophyceae com o meio, diminuindo sua sedimentação (BONEY, 1975; REYNOLDS, 1984b; TUNDISI, 1990).

4.2 Cenário 2

Para proporcionar uma melhor visualização, optou-se por apresentar os resultados obtidos para as simulações do Cenário 2 comparando-as com as do Cenário 1. As reduções da carga de NH_4 , NO_3 e PO_4 estão expostas nas figuras 47, 48 e 49, respectivamente.

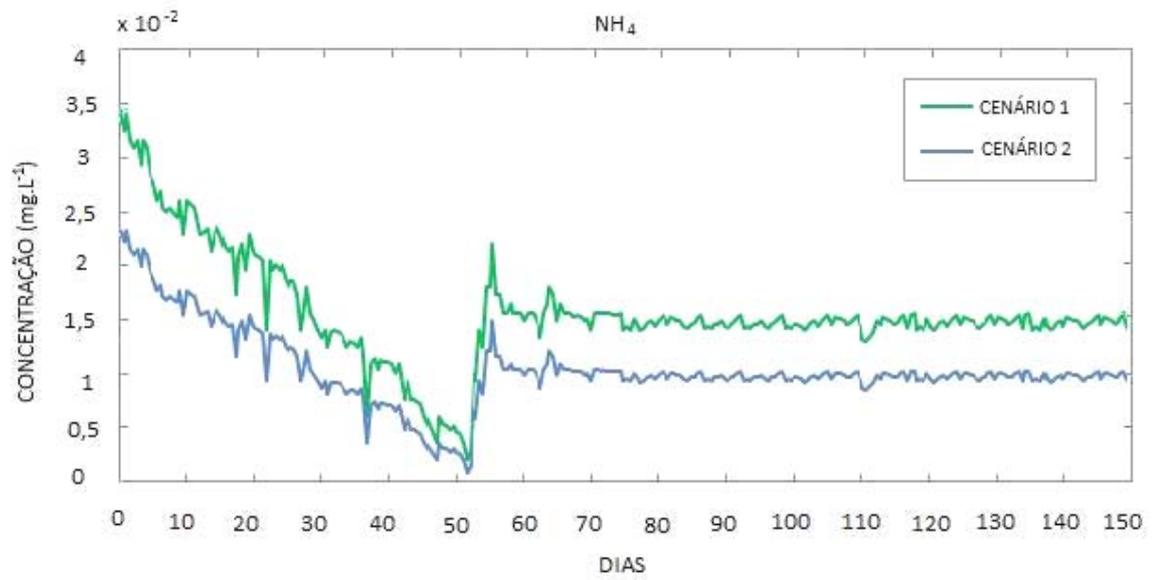


Figura 47 - Visualização da redução de 30% na concentração de NH_4 simuladas para o Cenário 2, em comparação com o resultado obtido no Cenário 1

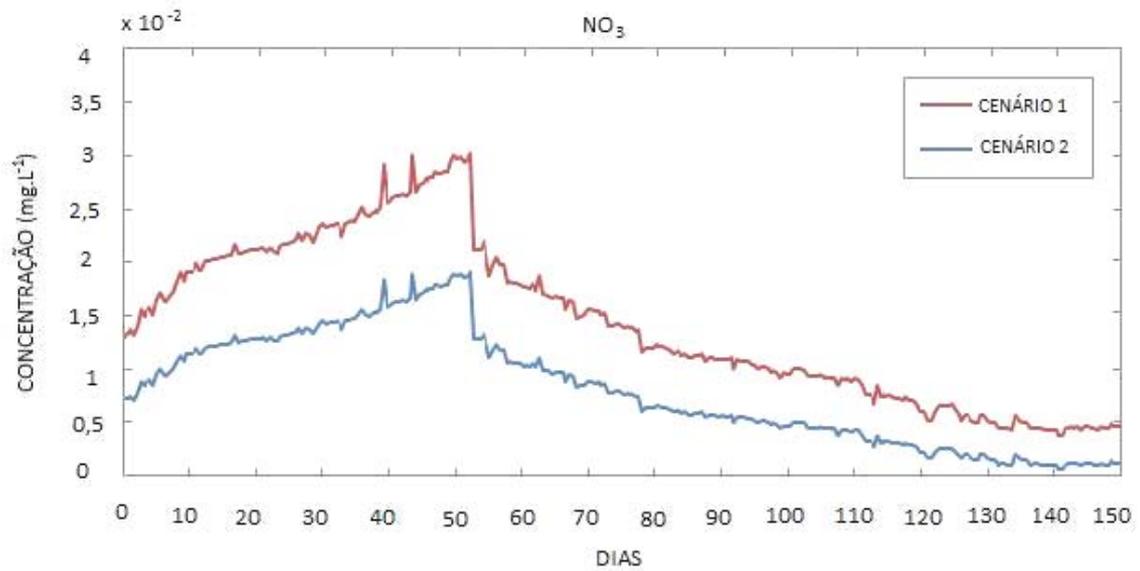


Figura 48 - Visualização da redução de 30% na concentração de NO_3 simuladas para o Cenário 2, em comparação com o resultado obtido no Cenário 1

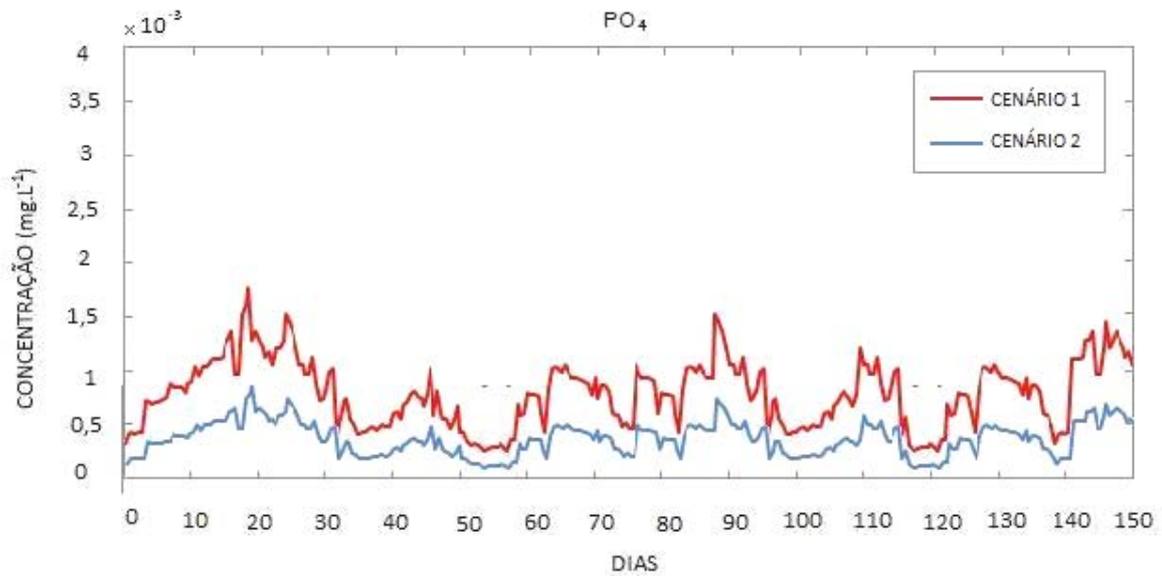


Figura 49 - Visualização da redução de 50% na concentração de PO_4 simuladas para o Cenário 2, em comparação com o resultado obtido no Cenário 1

Quanto ao fitoplâncton, a biomassa relativa simulada para o Cenário 2 está expressa na figura 50. Nas figuras 51, 52, 53 e 54 estão apresentadas as comparações entre os resultados obtidos em ambos os cenários para cada classe fitoplanctônica simulada.

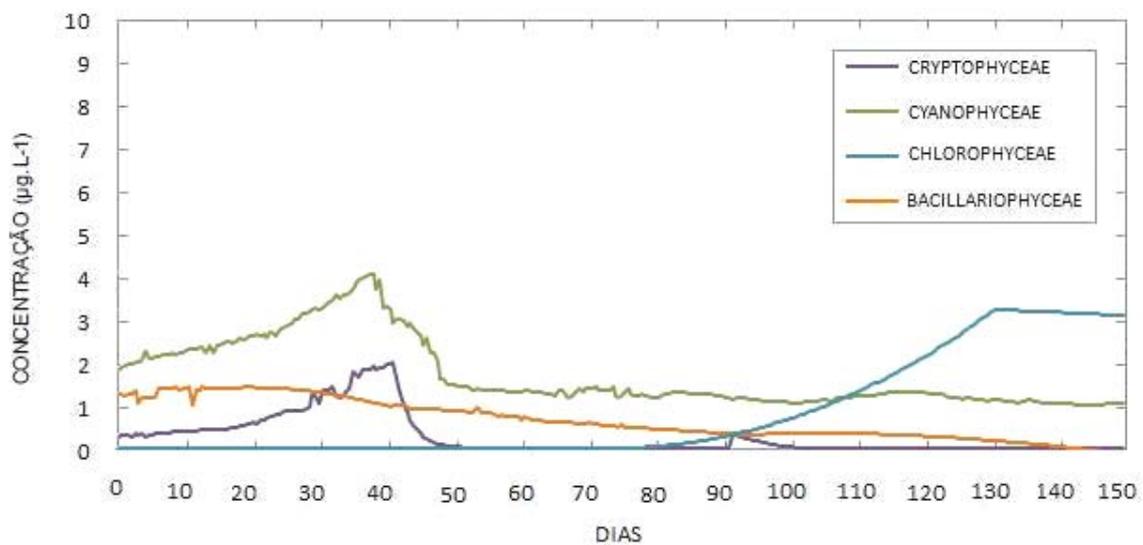


Figura 50 - Biomassa fitoplanctônica relativa (clorofila-a) simulada para o Cenário 2

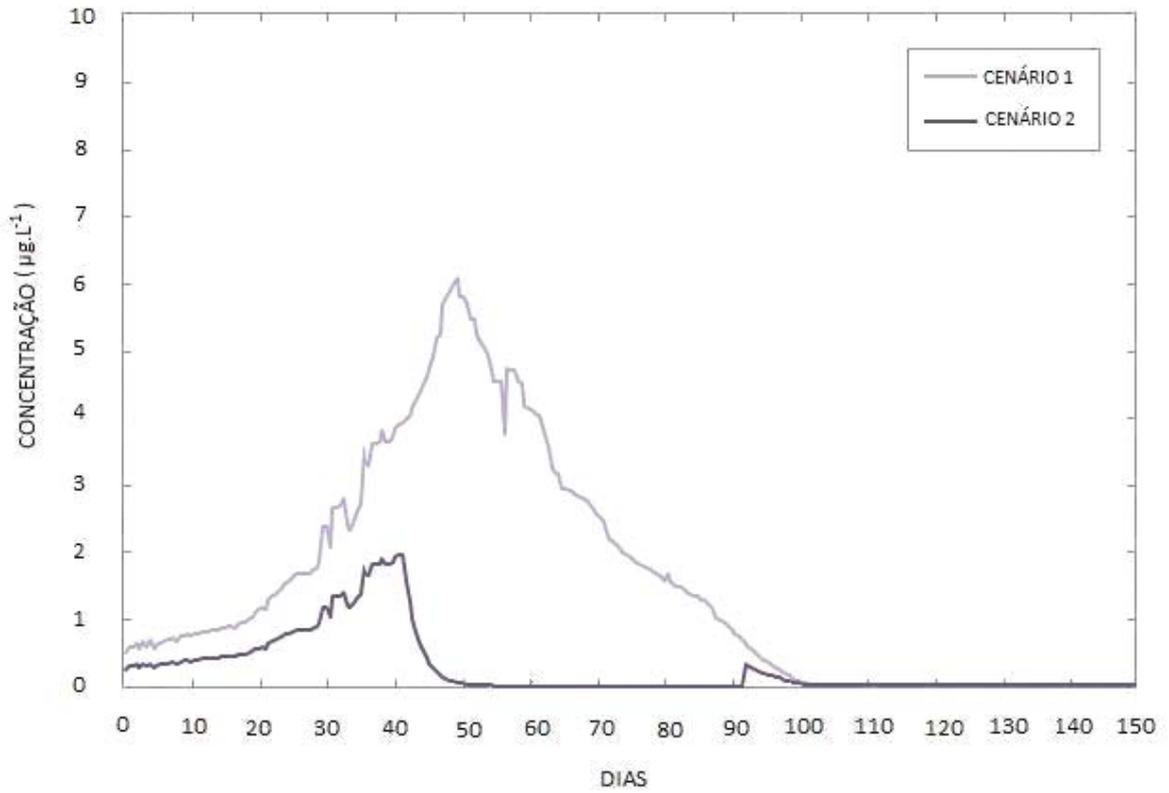


Figura 51 - Comparação entre as biomassas simuladas para Cryptophyceae

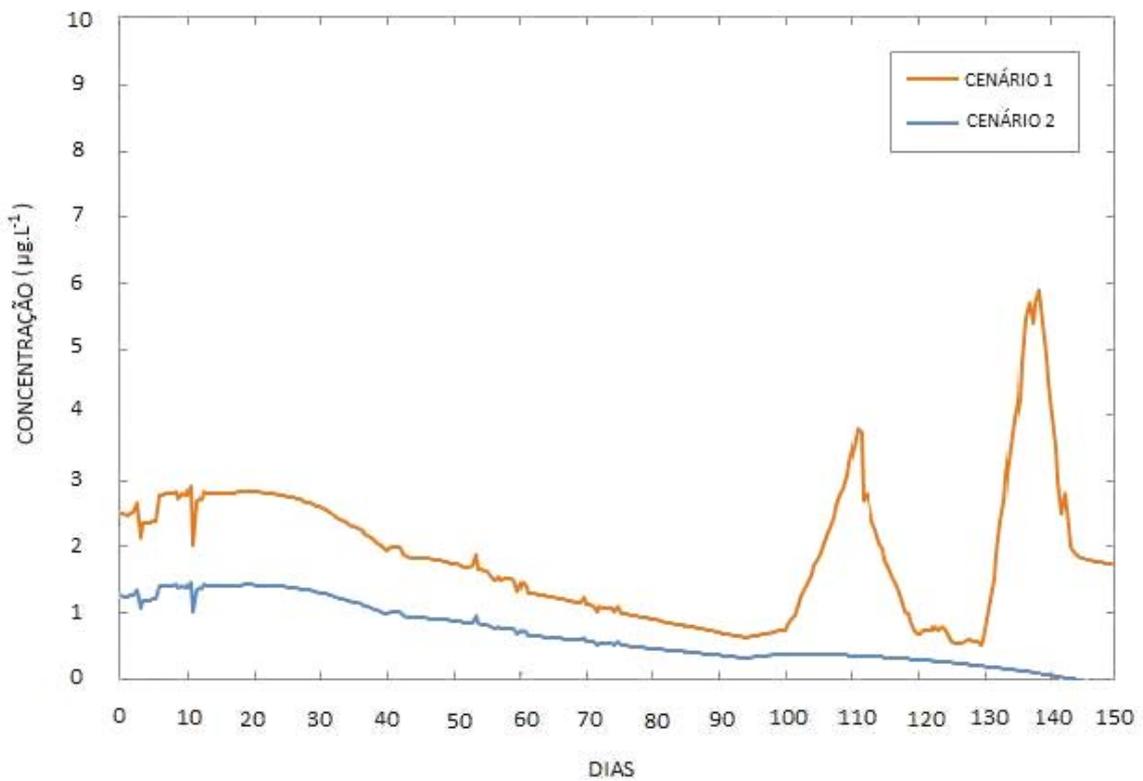


Figura 52 - Comparação entre as biomassas simuladas para Bacillariophyceae

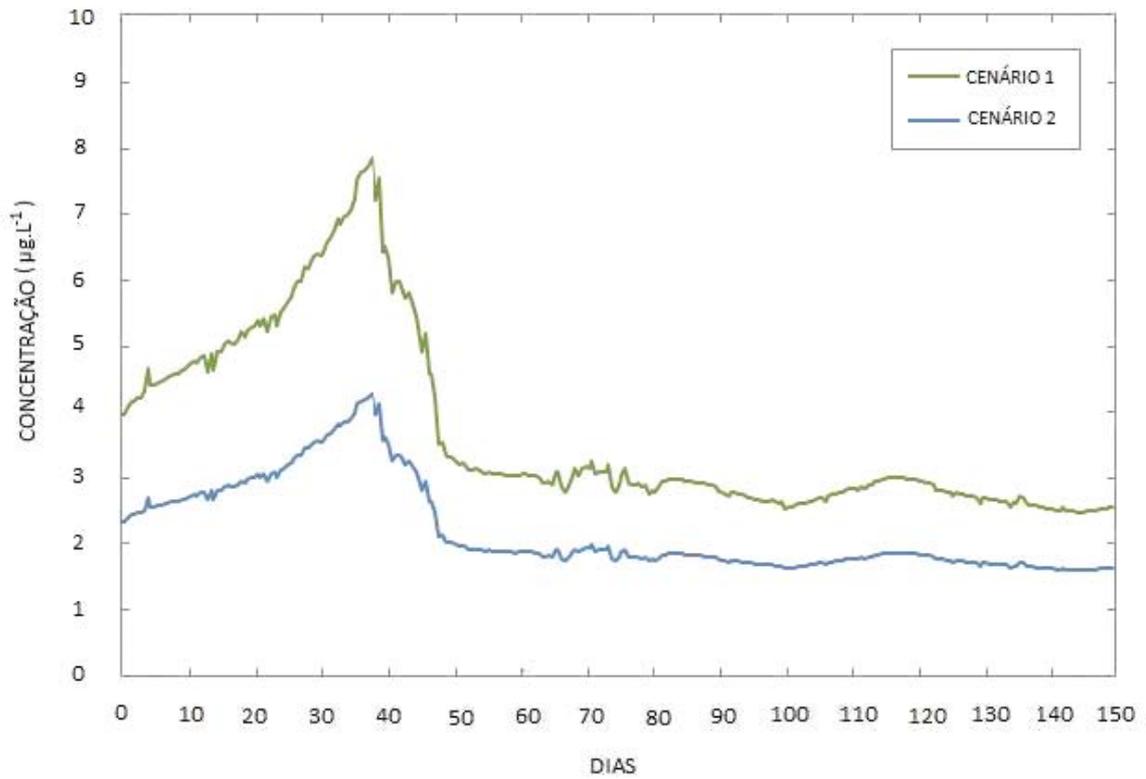


Figura 53 - Comparação entre as biomassas simuladas para Cyanophyceae

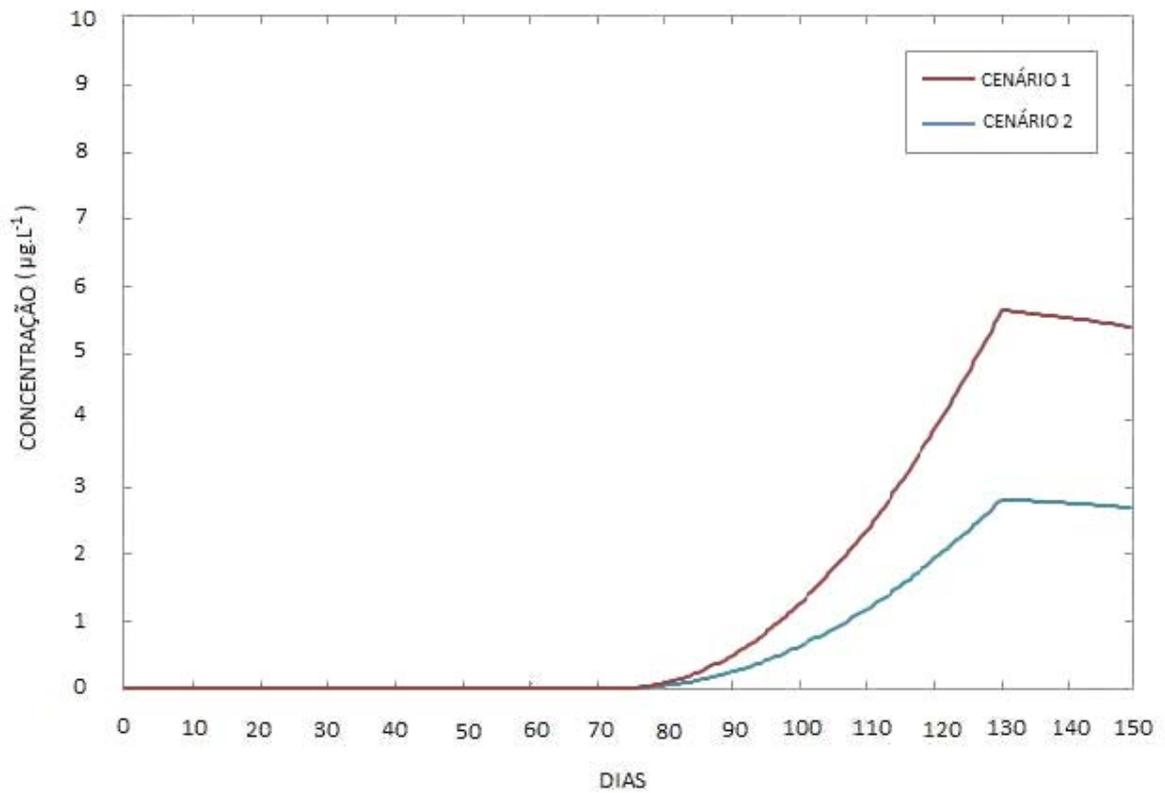


Figura 54 - Comparação entre as biomassas simuladas para Chlorophyceae

As figuras 55 e 56 apresentam as contribuições percentuais de cada classe na densidade total de clorofila-a.

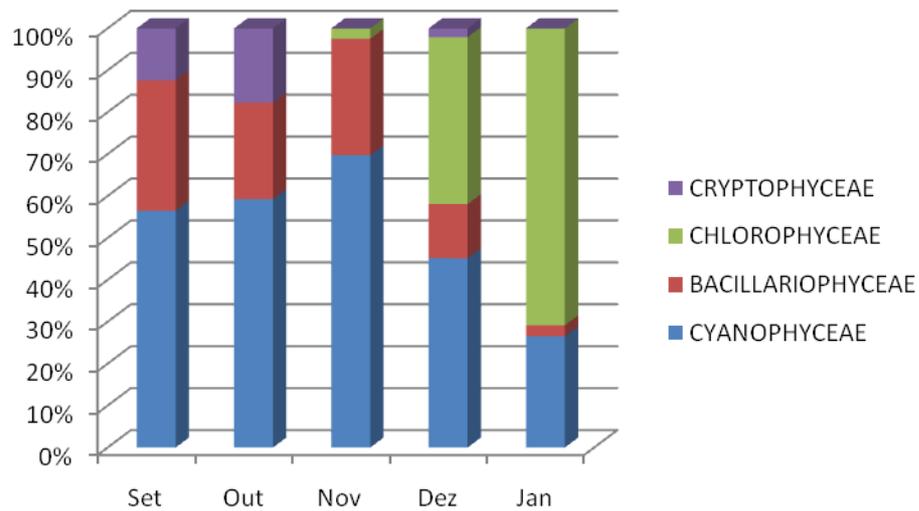


Figura 55 - Variação temporal da contribuição percentual das classes fitoplanctônicas na densidade total, simulada para o Cenário 2

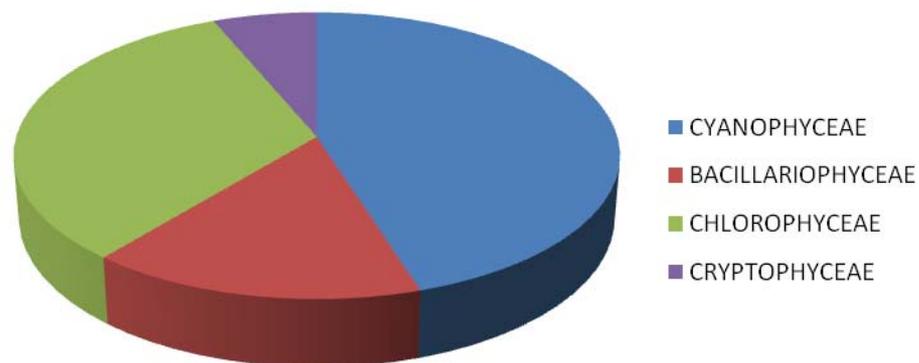


Figura 56 - Contribuição percentual das classes fitoplanctônicas na biomassa total simulada para o Cenário 2

No Cenário 2, com a redução de carga de nutrientes, as classes Cryptophyceae e Bacillariophyceae foram as que sofreram as maiores alterações na dinâmica, para o período simulado. Ambas as classes tiveram suas biomassas extremamente reduzidas em decorrência da diminuição dos teores dos nutrientes fixados como fatores limitantes no modelo.

Entretanto, essa redução de carga exerceu menor influência sobre a biomassa de Cyanophyceae e de Chlorophyceae. Apesar de terem suas biomassas absolutas diminuídas, estas classes apresentaram uma maior densidade relativa após as reduções. Podemos explicar esse resultado com base no processo conhecido como "*luxury consumption*", que é a capacidade que certas espécies de fitoplâncton possuem de assimilar fósforo em quantidades maiores do que a demandada e armazená-lo, numa clara estratégia adaptativa à limitação de nutrientes (DARLEY, 1982).

Segundo Scheffer et al. (2003), o tempo parece ser um fator importante na manutenção da diversidade e da dinâmica da comunidade algal e pode-se pensar que a ausência de qualquer perturbação externa permita que seja atingido um estado estável na sucessão de algas.

O trabalho de Hutchinson (1961) inova o conceito de paradoxo do plâncton, indo de encontro ao princípio da exclusão competitiva e à teoria do nicho, uma vez que não se pode assumir que comunidades em que as espécies estão perto de sua densidade máxima, e que têm como regra geral a exclusão competitiva, possam apresentar de 50 a 100 espécies fitoplanctônicas coexistindo em poucos milímetros de água nos ecossistemas aquáticos. Então a concepção de equilíbrio assume que as espécies mais bem adaptadas podem ser eventualmente selecionadas por competição (e coexistindo em situação de limitação de recursos), excluindo todas as demais (Hardin, 1960). Um destaque do estudo de Grime (1979) é que a competição pode ser o fator causal mais relevante na manutenção da baixa diversidade, apesar da baixa incidência de espécies competitivas em habitats floristicamente ricos. Hutchinson (1961) sugere que a biodiversidade inesperada no plâncton provavelmente está relacionada ao fato de que as comunidades nunca estão em equilíbrio.

5 CONCLUSÕES

A principal conclusão deste trabalho é constatar a viabilidade de utilização de modelos matemáticos tridimensionais para a simulação da sucessão fitoplanctônica em reservatórios. Embora modelos matemáticos sejam utilizados a muito na ecologia, a utilização de modelos mais sofisticados, como o ELCOM-CAEDYM ainda é um desafio.

A comunidade fitoplanctônica simulada apresentou rápidas respostas à disponibilidade de nutrientes, e os resultados obtidos em ambas as simulações corroboraram com diversas teorias ecológicas a respeito das dinâmicas do fitoplâncton, bem como a competição e as estratégias adaptativas utilizadas para a limitação de nutrientes.

O trabalho sugere que o reservatório APM-Manso esteja em processo de oligotrofização. A redução das cargas de nutrientes no reservatório apresentou maior influência sobre as classes Bacillariophyceae e Cryptophyceae. Chlorophyceae e Cyanophyceae, apesar de terem suas biomassas totais reduzidas com a diminuição da disponibilidade de nutrientes, tiveram suas biomassas percentuais aumentadas, o que pode ser indicativo de uma maior capacidade adaptativa.

O aumento da pluviosidade exerceu aparente influência sobre as Bacillariophyceae, aumentando momentaneamente suas taxas de crescimento, em dois picos alternados. Porém esse influxo foi observado apenas no Cenário 1. Os resultados do Cenário 2 sugeriram que a diminuição na carga de nutrientes foi mais decisiva na dinâmica desta classe, que se demonstrou sensível à limitação por nutrientes.

Pôde-se observar uma tendência de substituição das Cyanophyceae pelas Chlorophyceae, em ambos os cenários simulados. Entretanto, sugerem-se campanhas de monitoramento específico no intuito de melhor compreender as dinâmicas fitoplanctônicas dentro do reservatório.

REFERÊNCIAS

- ALLEN, T.F.H. & STARR, T.B. 1982. **Hierarchy**: perspectives for ecological complexity. Chicago: University of Chicago Press. 310 p.
- ALVAREZ-CORBELAS, M.; REYNOLDS, C.S.; SANCHEZ-CASTILLO, P. & KRISTIANSEN, J. 1998. **Phytoplankton and trophic gradients**. Dordrecht: Kluwer Academy Publisher. 372 p.
- AMSLER, C.D. 2008. **Algal Chemical Ecology**. Heidelberg: Springer. 314 p.
- ANDRADE, N.L.R.; SANCHES, L.; PINTO JÚNIOR, O.B.; DIAS, C.A.A. & NOGUEIRA, J.S. 2007. **Determinação de fósforo e nitrogênio no lençol freático em áreas de floresta de transição, floresta de manejo e pastagem no norte de Mato Grosso**. Anais do I Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro Oeste. Cuiaba. PP: 1-11.
- ANGELINI, R. 1999. Ecosistemas e modelagem ecológica. PP: 1-16. In: POMPÊO, M.L.M. (ed.). **Perspectivas na Limnologia do Brasil**. São Luis: Gráfica e Editora União. 198 p. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/portal/index.php?option=com_docman&task=doc_view&gid=15&tmpl=component&format=raw&Itemid=183>. Acessado em: 06 de dezembro de 2010.
- ARAÚJO, M.A.R. & PINTO-COELHO, R.M. 1998. **Produção e consumo de carbono orgânico na comunidade planctônica da represa da Pampulha, Minas Gerais, Brasil**. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(3): 405-416.
- ARAÚJO, M.F.F.; COSTA, I.A.S. & CHELLAPPA, N.T. 2000. **Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais na Lagoa de Extremoz, Natal – RN, Brasil**. *Acta Limnologica Brasílica*, 12(1): 127-140.
- ARAÚZO, M. & COBELAS, M.A. 1994. **Phytoplankton strategies and time scales in a eutrophic reservoir**. *Hydrobiologia*, 291(1): 1-9.
- ARMENGOL, J.; GARCIA, J.C.; COMERMA, M.; ROMERO, M.; DOLZ, J.; ROUSA, M.; HAN, B.H.; VIDAL, A. & SIMEK, K. 1999. Longitudinal processes in canyon type reservoir: the case of Sau (N.E. Spain). In: Tundisi, J.G. & Straskraba, M. (eds.). **Theoretical reservoir and its applications**. São Carlos: Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. PP: 315-345.
- BALDWIN, D.S; WHITTINGTON, J. & OLIVER, R. 2003. **Temporal variability of dissolved P speciation in a eutrophic reservoir**: implications for predicating algal growth. *Water Research*, 37(1): 4595-4598.

- BARBOSA, F.A.R.; BICUDO, C.E.M. & HUSZAR, V.L.M. 1995. Phytoplankton studies in Brazil: community structure variation and diversity. In: J.G. Tundisi; C.E.M. Bicudo & T. Matzumura-Tundisi (eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL. PP: 19-36.
- BARTH, F.T.; POMPEU, D.T.; FILL, H.D.; TUCCI, C.E.M.; KELMAN, J. & BRAGA JR, B.P.F. 1987. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. São Paulo: Nobel/ABRH. 526 p.
- BATISTA, J.A.N.; SCHULZ, H.E. & WENDLAND, E. 2007. **Simulação de escoamento em meios porosos de domínios alagados**. Anais do XXX Congresso Nacional de Matemática aplicada e Computacional, Florianópolis. PP: 702-710.
- BERGER, C.; BA, N.; GUGGER, M.; BOUVY, M.; RUSCONI, F.; COUTÉ, A.; TROUSSELLIER, M. & BERNARD, C. 2006. **Seasonal dynamics and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Lake Guies (Senegal, West Africa)**. *FEMS Microbiology Ecology*, 57(1): 355-366.
- BEYRUTH, Z. 2000. **Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil**. *Hydrobiologia*, 424(1): 51-65.
- BICUDO, C.E.M. & BICUDO, C.D. (orgs.). 2004. **Amostragem em limnologia**. São Carlos: Editora Rima. 371 p.
- BONEY, A.D. 1975. **Phytoplankton**. Studies in Biology n. 52. London: The Camelot Press Ltda. 116 p.
- BORGES, P.A.F.; TRAIN, S. & RODRIGUES, L.C. 2008. **Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs**. *Hydrobiologia*, 607(1): 63-74.
- BOUVY, M.; NASCIMENTO, S.M.; MOLICA, R.J.R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2003. **Limnological features in Tapacurá reservoir (Northeast Brazil) during a severe drought**. *Hydrobiologia*, 493(1): 115-130.
- BOVO-SCOMPARIN, V.M. & TRAIN, S. 2008. **Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil**. *Hydrobiologia*, 610(1): 331-344.
- CALIJURI, M.C.; SANTOS, A.C.A. & JATI, S. 2002. **Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP, Brazil)**. *Journal of Plankton Research*, 24(1): 617-634.
- CALLISTER, E.V. 2008. **A three dimensional, time dependent circulation model of Utah Lake**. *All Graduate Thesis and Dissertations*. Paper 86. 162 p.

CARIGNAN, R.; PLANAS, D. & VIS, C. 2000. **Planktonic production and respiration in oligotrophic Shield lakes.** *Limnology and Oceanography*, 45(1): 189-199.

CARVALHO, M.C. 2003. **Comunidades fitoplanctônicas como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo.** Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. 158 p.

CERCO, C.F. 2000. **Phytoplankton kinetics in the Chesapeake Bay eutrophication model.** *Water Quality and Ecosystem Modeling*, 1(1): 5-49.

CHAN, T.U.; HAMILTON, D.P.; ROBSON, B.J.; HODGES, B.R. & DALLIMORE, C. 2002. **Impacts of hydrological changes on phytoplankton succession in the Swan River, Western Australia.** *Estuaries*, 25(6B): 1406-1415.

CLEMENTS, F.E. 1916. **Plant succession:** analysis of development of vegetation. Washington: Carnegie Institution of Washington. 512 p.

CONNELL, J.H. 1978. **Diversity in tropical forests and coral reefs.** *Science*, 199(1): 1302-1310.

CROSSETTI, L.O. & BICUDO, C.E.M. 2005. **Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Graças Pond), São Paulo, Brazil.** *Hydrobiologia*, 541(1): 71-85.

DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; DE TOLEDO ARRUDA NETO, J.D. & DE DEUS-CAVALCANTI, A.C. 2008. **Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the mundaú reservoir, northeastern Brazil.** *Acta Botanica Brasiliensia*, 22(4): 970-982.

DARLEY, W.M. 1982. **Algal biology:** a physiological approach. London: Blackwell. 168 p.

DARWIN, C. 1859. **The origin of species:** by meaning of natural selection or the preservation of favoured races in the struggle for life. London: Murray. 673 p.

DEVERCELLI, M. 2006. **Phytoplankton of the Middle Paraná River during an anomalous hydrological period:** a morphological and functional approach. *Hydrobiologia*, 563(1): 465-478.

DOKULIL, M.T. & TEUBENER, K. 2000. **Cyanobacterial dominance in lakes.** *Hydrobiologia*, 428(1): 1-12.

DOS SANTOS, A.C.A. & CALIJURI, M.C. 1998. **Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil).** *Hydrobiologia*, 367(1): 139-152.

- ELLIOTT, J.A. & MAY, L. 2008. **The sensitivity of phytoplankton in Loth Leven (U.K.) to changes in nutrients load water temperature.** *Freshwater Biology*, 53(1): 32-41.
- ESTEVEES, F.A. 1998. **Fundamentos de limnologia.** 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência. 602 p.
- FALCO, P.B. & CALIJURI, M.C. 2002. **Longitudinal phytoplanktonic community distribution in a tropical reservoir (Americana, São Paulo, Brazil).** *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14(2): 27-37.
- FERREIRA, R.A.R; CAVENAGUI, A.L.; VELINE, E.D.; CORRÊA, M.R.; NEGRISOLI, E.; BRAVIN, L.F.N.; TRINDADE, M.L.B. & PADILHA, F.S. 2005. **Monitoramento de fitoplâncton e microcistina no reservatório da UHE Americana.** *Planta Daninha*, 23(2): 203-214.
- FIGUEIREDO, C.C. & GIANE, A. 2001. **Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir.** *Hydrobiologia*, 445(1): 165-174.
- FIGUEIREDO, D.M. 2007. **Padrões limnológicos e do fitoplâncton nas fases de enchimento e de estabilização dos reservatórios do APM Manso e AHE Jauru (Estado de Mato Grosso).** Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos. 270 p.
- FONSECA, B.M. & BICUDO, C.E.M. 2008. **Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Graças Pond), Brazil.** *Hydrobiologia*, 60(1): 267-282.
- FORBES, S.A. 1887. The lake as a microcosm. In: Real, L.A. & Brown, J.H. (eds.). 1991. **Foundation of ecology.** Chicago: University of Chicago Press. PP: 77-87.
- GANF, G.G. & HORNE, A.J. 1975. **Diurnal stratification, photosynthesis and nitrogenfixation in a shallow, equatorial Lake (Lake George, Uganda).** *Freshwater Biology*, 5(1): 13-39.
- GAUSE, G.F. 1934. **The struggle of existence.** Baltimore: Willians & Wilkins. 176 p.
- GEIDER, R.J.; MACINTYRE, H.L. & KANA, T.M.A. 1998. **A dynamic regulatory model of phytoplanktonic acclimation to light, nutrients and temperature.** *Limnology and Oceanography*, 43(4): 679-694.
- GIACOMINI, H.C. 2007. **Sete motivações teóricas para o uso da modelagem baseada no indivíduo em ecologia.** *Acta Amazonica*, 37(3): 431-446.
- GOLDMAN, C.R. & HORNE, A.J. 1983. **Limnology.** London: McGraw – Hill. 646 p.

GRAHAM, L.E. & WILCOX, L.W. 2000. **Algae**. New Jersey: Prentice-Hall. 640 p.

GRIFFIN, S.L.; HERZFELD, M. & HAMILTON, D.P. 2001. **Modeling the impact of zooplankton grazing on phytoplankton biomass during a dinoflagellate bloom in the Swan River Estuary, Western Australia**. *Ecological Engineering*, 16(3): 373-397.

GRIME, J.P. 1979. **Plant strategies and vegetation processes**. Chichester: John Wiley & Sons. 222 p.

HARDIN, G. 1960. **The competitive exclusion theory**. *Science*, 131(1): 1292-1297.

HARRIS, G.P. 1978. **Photosynthesis, productivity and growth: the physiological ecology of phytoplankton**. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft. Ergebnisse Limnologie*, 10(1): 1-171.

HENRY, E.; NUNES, M.A.; MITZURA, P.M.; LIMA, N. & CASANOVA, S.M.C. 1998. **Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP)**. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4): 571-590.

HEO, W. & KIM, B. 2004. **The effect of artificial destratification on phytoplankton in reservoir**. *Hydrobiologia*, 524(1): 229-239.

HIGASHI, M. & BURNS, T.P. (eds.). 1991. **Theoretical studies of ecosystems: the network perspective**. Cambridge: Cambridge University Press. 364 p.

HIPSEY, M.R. & HAMILTON, D.P. 2008. **Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM**. Science manual. V. 3.3. Perth: Center for Water Research / University of Western Australia. 140 p.

HIPSEY, M.R.; ROMERO, J.R.; ANTENUCCI, J.P. & HAMILTON, D.P. 2006. **Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM**. User manual. V. 2.3. Perth: Center for Water Research / University of Western Australia. 62 p.

HODGES, B.R. & DALLIMORE, C. 2001a. **Estuary and lake model: ELCOM**. User manual. Perth: Center for Water Research / University of Western Australia. 100 p.

HODGES, B.R. & DALLIMORE, C. 2001b. **Estuary and lake model: ELCOM**. Science manual. Perth: Center for Water Research / University of Western Australia. 100 p.

HODGES, B.R.; IMBERGER, J. SAGGIO, A. & WINTERS, K.B. 2000. **Modeling basing scale waves in a stratified lake**. *Limnology and Oceanography*, 45(1): 1603-1620.

- HUSZAR, V.L.M. & SILVA, L.H.S. 1999. **A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos.** Limnotemas Nº 2. Sociedade Brasileira de Limnologia. 32 p.
- HUSZAR, V.L.M. 2000. Fitoplâncton. In: Bozelli, R.L.; Esteves, F.A. & Roland, F. **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico.** Rio de Janeiro: Instituto de Biologia – SBL. 324 p.
- HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S. & ESTEVES, F.A. 1990. **Estudo das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do Baixo Doce, Linhares, ES, Brasil.** *Revista Brasileira de Biologia*, 50(1): 585-598.
- HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P. & SANT'ANNA, C.L. 2000. **Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters.** *Hydrobiologia*, 424(1): 67-77.
- HUTCHINSON, G.E. 1961. **The paradox of the plankton.** *The American Naturalist*, 95(1); 137-147.
- HUTCHINSON, G.E. 1978. **Introducción a la ecología de poblaciones.** Barcelona: Blume. 497 p.
- JESUS, J.A.O. 2006. **Utilização de modelagem matemática 3D na gestão da qualidade da água em mananciais: aplicação no reservatório de Billings.** Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. 156 p.
- JØRGENSEN, S.E. 1994. **Fundamentals of ecological modeling.** 2 ed. Amsterdam: Elsevier Science. 628 p.
- KILHAM, S.S. & KILHAM, P. 1990. **Tropical limnology: do African lakes violate the 'first law' of limnology?** *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnology*, 24(1): 68-72.
- KINGSLAND, S.E. 1985. **Modeling nature.** Chicago: Ed Chicago. 267 p.
- KOCH, R.W.; BUKAVECKAS, P.A. & GUELDA, D.L. 2007. **Importance of phytoplankton carbon to heterotrophic bacteria in the Ohio, Cumberland, and Tennessee rivers, USA.** *Hydrobiologia*, 586(1): 79–91.
- KROMKAMP, J. & WALSBY, A.E. (1990). **A computer model of buoyancy and vertical migration in Cyanobacteria.** *Journal of Plankton Research*, 12(1): 161-183.
- KRUK, C.; MAZZEO, N.; LACEROT, G. & REYNOLDS, C.S. 2002. **Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement.** *Journal of Plankton Research*, 24(9): 901-912.

LEITÃO, M.; MORATA, S.M.; RODRIGUES, S. & VERGON, J.P. 2003. **The effect of perturbations on phytoplankton assemblages in a deep reservoir (Vouglans, France).** *Hydrobiologia*, 502(1): 73-83.

LIMA, E.B.N.R. 2001. **Modelação integrada para gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá.** Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 184 p.

LIMA, M.F. 2010. **Elcom-Caedym como uma ferramenta para análise ecológica de processos biogeoquímicos e físicos.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora. 120 p.

LINDERFELT, W.R. & TURNER, J.V. 2001. **Interactions between shallow groundwater, saline surface water and nutrient discharge in a seasonal estuary: the Swan-Canning system.** *Hydrological Progress*, 15(1): 2631-2653.

LOMNICKI, A. 1999. **Individual-based models and the individual-based approach to population ecology.** *Ecological Modeling*, 115(1): 191-198.

LOPES, M.R.M.; BICUDO, C.E.M. & FERRAGUT, M.C. 2005. **Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil.** *Hydrobiologia*, 542 (1): 235-247.

LOTKA, A.J. 1925. **Elements of physical biology.** Baltimore: Williams & Wilkins. 465 p.

MACGREGOR, G.B. & FABBRO, L.D. 2000. **Dominance of *Cylindrospemopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanoprokaryota) in Queensland tropical and subtropical reservoirs: implications for monitoring and management.** *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 5(1): 195-205.

MALONE, T.C. 1982. **Phytoplankton photosynthesis and carbon-specific growth: light-saturated rates in a nutrient-rich environment.** *Limnology and Oceanography*, 12(1): 343-346.

MALTHUS, T.R. 1798. **An essay on the principle of population, as it affects the future improvement of society, with remarks on the speculation of Mr. Godwin, M. Condorcet and other writers.** London: Eletronic Scholary Publishing Project. 126 p.

MARGALEF, R. 1983. **Limnología.** Barcelona: Omega. 1010 p.

MAROTTA, H. 2006. **Os fatores reguladores do metabolismo aquático e sua influência sobre o fluxo de dióxido de carbono entre os lagos e a atmosfera.** *Oecologia Brasiliensia*, 10(2): 177-185.

- MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J.G. 2005. **Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil)**. *Hydrobiologia*, 542(8): 367-378.
- MELO, S. & HUSZAR, V.L.M. 2000. **Phytoplankton in a Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brazil): diel variation and species strategies**. *Journal of Phytoplankton Research*, 22(1): 63-76.
- MERCANTE, C.T.L. & BICUDO, C.E.M. 1996. **Variação espacial e temporal de características físicas e químicas no Açude Jacaré, Mogi Guaçu, estado de São Paulo**. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 8(1): 75-101.
- MOREL, A. & LAZZARA, L. 1987. **Growth rate and quantum yield time response for diatom to changing irradiances (energy and color)**. *Limnology and Oceanography*, 32(5): 1066-1084.
- MORENO-OSTOS, E.; CRUZ-PIZARRO, L.; BASANTA, A. & GEORGE, D.G. 2008. **The spatial distribution of different phytoplankton functional groups in a Mediterranean reservoir**. *Aquatic Ecology*, 42(1): 115-128.
- MORO, R.S.; FERRARI, F.; SANTOS, M.A.; BARROS, K.F. & SCHMITT, J. 2003. **Heterogeneidade espacial do fitoplâncton na represa Alagados (Ponta Grossa, PR)**. *UEPG Biology, Health & Science*, 9(1): 21-30.
- MOSS, B. 1998. **Ecology of fresh waters: man and medium**. 3rd ed. London: Wiley-Blackwell. 572 p.
- MÜLLER, F. 1997. **State-of-art in ecosystem theory**. *Ecological Modeling*, 100(1): 135-161.
- NABOUT, J.C.; NOGUEIRA, I.S. & OLIVEIRA, L.G. 2006. **Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons**. *Journal of Plankton Research*, 28(1): 181-193.
- NASCIMENTO, E.C. 2010. **Variação espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica em reservatório eutrófico do semi-árido do Nordeste (Pernambuco – Brasil)**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 92 p.
- NOGUEIRA, M.G. 2000. **Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Parapanema River), São Paulo, Brazil**. *Hydrobiologia*, 431(1): 115-128.
- ODUM, E.P. 1953. **Fundamentals of ecology**. Philadelphia: WB Saunders Co. 384 p.

ODUM, E.P. 1969. **The strategy of ecosystem development.** *Science*, 104(1): 262: 270.

ODUM, E.P. 1985. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 434 p.

ODUM, E.P. 2004. **Fundamentos de ecologia.** 7 ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 1029 p.

ODUM, H.T. 1960. **Ecological potential and analogue circuits for ecosystem.** *American Science*, 48(1): 1-8.

ODUM, H.T. 1962. Ecological tools and their use: man and the ecosystem. In: Waggoner, P.E. & Ovington, J.D. (eds.). **Proceedings of the lockwood conference on the suburban forest and ecology.** Connecticut: The Connecticut Agricultural Experiment Station Bulletin. PP: 57-75.

ODUM, H.T. 1971. **Environment, power and society.** New York: John Wiley & Sons, Inc. 331 p.

OLIVEIRA, M.D. & CALIJURI, M.C. 1996. **Estimate of the rate of primary production in two lotic systems, based on hourly change of dissolved oxygen – Itaqueri and Lobo rivers (São Paulo State).** *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 68(1): 103-111.

PADISÁK, J.; GRIGORSZKY, I.; BORICS, G. & SORÓCZIKI-PINTER, E. 2006. **Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index.** *Hydrobiologia*, 553(1): 1-14.

PADISÁK, J.; REYNOLDS, C.S. & SOMMER, U. 1993. **The intermediate disturbance hypothesis in phytoplankton ecology.** Dordrecht: Springer. 208 p.

PADISÁK, J.; SORÓCZIKI-PINTER, E.; REZNER, Z. 2003. **Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton: an experimental study.** *Hydrobiologia*, 500(1): 243-257.

PARKHILL, K.L. & GULLIVER, J.S. 2002. **Effect of inorganic sediment on whole-stream productivity.** *Hydrobiologia*, 472(1): 5-17.

PATTEN, B.C. 1991. Network ecology: indirect determination of the life-environment relationship in ecosystems. In: Higashi, M. & Burns, T.P. (eds.). **Theoretical studies of ecosystems: the network perspective.** Cambridge: Cambridge University Press. PP: 288-351.

PERKINS, R.G. & UNDERWOOD, J.C. 2000. **Gradient of chlorophyll a and water chemistry and along and eutrophic reservoir with determination of limiting nutrient by *in situ* nutrient addition.** *Water Research*, 34(3): 713-724.

PIEGORSCH, W.W. & BAILLER, A.J. 2005. **Analyzing environmental data.** Chichester: John Wiley & Sons. 496 p.

POMPEO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; COSTA NETO, J.P.; CAVALCANTE, P.R.S.; ILBAÑEZ, M.S.R.; FERREIRA-CORREIA, M.M. & BARBIERI, R. 1998. **Heterogeneidade especial do fitoplâncton no reservatório de Boa Esperança (Maranhão-Piauí, Brasil).** *Acta Limnologica Brasiliense*, 10(2): 101-113.

RAMÍREZ, J.J. & BICUDO, C.E.M. 2002. **Variation of climatic and physical co-determinants of phytoplankton community in four nictemeral sampling days in a shallow tropical reservoir, Southeastern Brazil.** *Brazilian Journal of Biology*, 62(1): 1-14.

REYNOLDS, C.; DOKULIL, M. & PADISAK, J. 2000. **Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: where are we now?** *Hydrobiologia*, 424(1): 147-152.

REYNOLDS, C.S. 1984a. **Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability.** *Freshwater Biology*, 14(1): 111-142.

REYNOLDS, C.S. 1984b. **The ecology of freshwater phytoplankton.** Cambridge: Cambridge University Press. 384 p.

REYNOLDS, C.S. 1997. **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory.** Oldendorf: Germany Ecological Institute. 371 p.

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASSELLI-FLORES, L. & MELO, S. 2002. **Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton.** *Journal of Plankton Research*, 24(5): 417-428.

ROCHA, M.E. 2009. **Simulação biofísicoquímica em reservatório tropical polimítico.** Dissertação de mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 124 p.

ROMERO, J.R. & IMBERGER, J. 2003. **Effect of a flood underflow on a reservoir water quality: data and three-dimensional modeling.** *Archiv für Hydrobiologie*. 157(1): 1-25

ROMERO, J.R.; ANTENUCCI, J.P. & IMBERGER, J. 2004. **One and three dimensional biogeochemical simulations of two differing reservoirs.** *Ecological Modeling*, 174(1-2), 143-160.

ROSA, R.M. 2010. **Estudo do efeito das cargas de nutrientes no reservatório APM-Manso: uma abordagem através da modelagem numérica tridimensional.** Dissertação de mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 192 p.

RUEDA, F.J.; FLEENOR, W.E. & VICENTE, I. 2007. **Pathways of river nutrients towards the eutrophic zone in a deep-reservoir of small size: uncertainly analysis.** *Ecological Modeling*, 202(1): 345-361.

SALMASO, N. & PADISÁK, J. 2007. **Morpho-fuctional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Schechlin, Germany).** *Hydrobiologia*, 578(1): 97-112.

SANT'ANNA, C.L.; SORMUS, L.; TUCCI, A. & AZEVEDO, M.T.P. 1997. **Variação sazonal do fitoplâncton do largo das Garças, São Paulo, SP.** *Hoehnea*, 24(1): 67-86.

SANTOS, E.M.; ZEILHOFER, P.; RIBEIRO, A.L.M.; MIYAZAKI, R.D. & SANTOS, M.A. 2009. **Geoprocessamento e regressão logística para construção de modelos espaço-temporais de habitats de *Anopheles darlingi* na área de influência da APM-Manso – MT.** Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal. PP: 25-30.

SCHEFFER, M. 1998. **Ecology of shallow lakes.** London: Springer. 384 p.

SCHEFFER, M.; RINALDI, S.; HUISMAN, J. & WEISSING, F.J. 2003. **Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox.** *Hydrobiologia*, 491(1): 9-18.

SILVA, D.L.M. & BRAGA, R.S. 2001. **Sistema de monitoramento hidrológico durante a fase de enchimento do reservatório do APM Manso.** I Simpósio de Recursos Hídricos do Centro Oeste. Brasília. PP: 1-23.

SILVA, E.L.; FUGI, R. & HAHN, N.S. 2007. **Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e em ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá.** *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 29(4): 387-394.

SILVA, L.H.S. 1999. **Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil.** *Revista Brasileira de Botânica*, 59(2): 281-303.

SOUZA, R.C.R.; CARVALHO, M.C. & TRUZZI, A.C. 1998. ***Cylindrospemopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya and Subba Raju (Cyanophyceae) dominance and a contribution to the knowledge of Rio Pequeno Arm, Bilings Reservoir, Brazil.** *Environmental Toxicology and Water Quality*, 13(1): 73-81.

STARFIELD, A.M. & BLELOCH, A.L.. 1986. **Building models for conservation and wildlife management**. Macmillan: New Ed. 253 p.

TANSLEY, A.G. 1935. **The use and abuse of vegetational concepts and terms**. *Forest Management*, 16(1): 284-307.

TRAIN, S. & RODRIGUES, L.C. 1998. **Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía river in the Paraná river flood-plain, Mato Grosso do Sul, Brazil**. *Hydrobiologia*, 361(1): 125-134.

TUCCI, A. & SANT'ANNA, C.L. 2003. ***Cylindrospemopsis raciborskii* (Woloszinska) Seenaya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, Brasil**. *Revista Brasileira de Botânica*, 26(1): 97-112.

TUCCI, A. 2002. **Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista. 274 p.

TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos. 632 p.

TUNDISI, J.G. 1985. **Represas artificiais: perspectivas para o controle e o manejo da qualidade da água para usos múltiplos**. Anais do VI Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos. São Paulo. PP: 38-59.

TUNDISI, J.G. 1986. **The Lobo (Broa) ecosystem**. *Ciência Interamericana*, 25(1/4): 18-31.

TUNDISI, J.G. 1990. **Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores**. *Revista Brasileira de Biologia*, 50(4): 937-955.

TUNDISI, J.G. 1999. Reservatórios como sistemas complexos. In: Henry, R. (ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDBIO / FAPESP. PP: 19-38.

TUNDISI, J.G. 2003. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa. 248 p.

ULANOWICKS, R.E. 1986. **Growth and development: ecosystem phenomenology**. New York: Springer-Verlag. 203 p.

VALÉRIO, A.M.; SILVA, G.B.S.; KAMPEL, M.; STECH, J.L. & ASSIREU, A.T. 2009. **Avaliação multitemporal do uso do solo da bacia do reservatório de Manso**. Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal. PP: 6345-6351.

VAN DE BUND, W.J.; ROMO, S.; VILLENA, M.J.; VALENTÍN, M.; VAN DONK, E.; VICENTE, E.; VAKKILAINEN, K.; SVENSSON, M.; STEPHEN, D.; STAHL-DELBANCO, A.; RUEDA, J.; MOSS, B.; MIRACLE, M.R.; KAIRESALO, T.; HANSSON, L.A.; HIETALA, J.; GYLLSTRÖM, M.; GOMA, J.; GARCÍA, P.; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M.; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C.; FERRIOL, C.; COLLINGS, S.E.; BÉCARES, E.; BALAYA, D.M. & ALFONSO, T. 2004. **Responses of phytoplankton to fish predation and nutrient loading in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment.** *Freshwater Biology*, 49(1): 1608-1616.

VERHULST, P.F. 1838. **Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement.** *Correspondences Mathématiques et Physiques*, 10(1): 113-121.

VOLTERRA, V. 1926. **Fluctuations in the abundance of a species considered mathematically.** *Nature*, 118(1): 558-560.

VOLTERRA, V. 1931. **Leçons sur la théorie mathématique de la lutte pour La vie.** Paris: Jacques Gabey. 214 p.

VON BERTALANFFY, L. 1977. **Teoria geral dos sistemas.** Rio de Janeiro: Vozes. 351 p.

WETZEL, R.G. 1990. **Land-water interfaces:** metabolic and limnological regulations. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische and Angewandte Limnologie*, 24(1): 6-24.

WETZEL, R.G. 2003. Solar radiation as an ecosystem modulator. In: Helbling, E.R. & Zagarese, H. (eds.). **UV effects in aquatic organisms and ecosystems.** London: The Royal Society of Chemistry. PP: 3-20.

WETZEL, R.G. 2001. **Limnology:** lake and river ecosystems. 3rd ed. New York: Elsevier Academic Press. 1100 p.

WULFF, F.; FIELD, J.G. & MANN, K.H. (eds.). 1989. **Coastal and estuarine studies:** network analysis in marine ecology – methods and applications. New York: Springer-Verlag. 284 p.

ZAGATTO, P.A.; ARAGÃO, M.A. & CARVALHO, M.C. 1997. **Manual de orientação em casos de florações de algas tóxicas:** um problema ambiental e de saúde pública. São Paulo: CETESB. 24 p.