

Universidade Federal de Juiz de Fora
Programa de Pós – Graduação em Ecologia

Michele Ferreira Lima

Modelagem da Estrutura Térmica e Estudo da Cor de um
Lago Raso

Juiz de Fora
Julho de 2010

Universidade Federal de Juiz de Fora
Programa de Pós – Graduação em Ecologia

Michele Ferreira Lima

Modelagem da Estrutura Térmica e Estudo da Cor de um
Lago Raso

Dissertação apresentada ao Programa de Pós – Graduação em Ecologia, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia Aplicada a Conservação e ao Manejo de Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Arcilan Trevenzoli Assireu

Co-orientador: Dr. Cassio Botelho Pereira Soares

Juiz de Fora

Julho de 2010

Lima, Michele Ferreira.

Modelagem da Estrutura Térmica e Estudo da Cor de um Lago Raso / Michele Ferreira Lima. – 2011.
95 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia)—Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2011.

1. Ecologia aquática. 2. Modelagem matemática. 3. Biogeoquímica.
I. Título.

CDU 574.5

Modelagem da Estrutura Térmica e Estudo da Cor de um Lago Raso

Dissertação apresentada ao Programa de Pós – Graduação em Ecologia, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia Aplicada a Conservação e ao Manejo de Recursos Naturais.

Aprovada em

BANCA EXAMINADORA

Prof. Carlos Ruberto Fragoso Júnior, Dr.
Universidade Federal de Alagoas – AL

Prof^ª. Maria Carolina Silva Soares, Dr^a.
Universidade Federal de Juiz de Fora – MG

Prof. Arcilan Trevenzoli Assireu, Dr. - Orientador
Universidade Federal de Itajubá – MG

*Aos meus pais, quem tanto se orgulham,
dedico este trabalho.*

Agradecimentos

Meus sinceros agradecimentos:

A minha avó Judith, minha eterna luz...

Aos meus pais, pelo incentivo, apoio incondicional e por darem “asas” aos meus sonhos, mesmo diante de uma série de dificuldades. À minha mãe por se privar de tantas coisas em razão da minha formação. Ao meu pai, pelo orgulho da minha profissão.

Ao Dr. Fábio Roland, por ter me recebido em seu laboratório, abrindo as portas do mundo científico, o qual eu sonhava em conhecer. Obrigada pelo apoio e positivismo durante a finalização deste trabalho.

Ao Dr. Arcilan T. Assireu pelo profissionalismo, por acreditar em meu trabalho e por me ajudar a conceber a idéia deste projeto, buscando sempre a qualidade científica e a minha formação. Obrigada pela paciência!

Ao Dr. Cássio Botelho Pereira Soares, por me apresentar a Modelagem Matemática de forma clara e concisa e por me ajudar no estabelecimento do campo. Obrigada por me guiar ao mundo dos modelos! Ao GESAR e ao Prof. Norberto Mangiavacchi, que muito contribui para a conclusão deste trabalho, com o objetivo único de fazer ciência e aprimorar os meus conhecimentos.

Carinhosamente, ao Rodrigo e a Mariana, por me ensinarem a dar os primeiros passos na aplicação da modelagem Elcom-Caedym.

Aos membros da banca, Dr. Carlos Ruberto Fragoso Júnior e Dr^a. Maria Carolina Soares, que prontamente aceitaram o nosso convite.

Especialmente aos amigos do Laboratório de Ecologia Aquática, **agradeço hoje e sempre**, pela amizade, alegria e por acompanharem este trabalho, mesmo naqueles momentos em que eu não estava por perto. A todos vocês: Luciana, Lúcia, Natália, Simone, Raquel, Maíra, Marcela, Mariana, Nathan, Felipe Pacheco, Rafael Marques, Gladson, Caíque, Anderson, Guilherme, Rafael Paiva e Felipe. Vocês são especiais! Ao Gladson e ao Caíque pela ajuda incondicional no trabalho de campo; Anderson e Raquel pelas análises de carbono; Marcela e Mariana por me ajudarem a organizar o laboratório; a Maíra, que muitas vezes, me “socorreu” durante os incansáveis dias de

laboratório; ao Felipe Pacheco pela construção das figuras; Simone, Natália e Lúcia pela correção do texto; a Lúcia pela contagem de bactérias; novamente a Simone pelo apoio na estatística e pela contagem do fitoplâncton; Luciana e Raquel pelas discussões científicas. A todos que me ajudaram a fazer as 30 coletas e me levaram a compreensão dos processos que regem a coloração do lago. Ao Rafael Marques por participar de várias etapas desse projeto.

A Simone, Fernanda, Leliany e Kris pela amizade e incentivo recebido. A Natalinha pelos deliciosos lanches, pelo estímulo diário e por compartilhar os momentos finais dessa dissertação. Obrigada por tudo! Você foi uma grande amiga!

Ao Projeto UHE - Simplicio de Furnas Centrais Elétricas pela concessão da bolsa de Mestrado.

Ao CNPq, o qual financiou o Projeto Estudo de Massas d'água, proporcionando a aquisição de importantes ferramentas de trabalho dessa dissertação e pela oportunidade de trabalho no Reservatório de Manso – MT.

A Mariana Ramos e ao Prof. Luiz Fernando Cappa de Oliveira, por me ajudarem a padronizar a metodologia de Ferro total.

No Gesar, aos mais novos amigos: Raama e os paraguaios Pedro e Hugo. Particularmente, ao Pedro por amadurecer o meu conhecimento em Linux e ao Hugo, pela construção dos scriptis no Matlab.

Ao Prof. César Henrique Barra Rocha e ao seu aluno Thiago Martins. Obrigada por me fornecerem o mapa da Bacia Hidrográfica.

Ao Prof. Celso Bandeira e ao Henrique Vieira por me propiciarem grandes discussões sobre hidrologia.

Ao José Carlos pela atenção prestada ao longo deste trabalho.

A tia Silvana pela leitura, correção do texto e por fazer parte da minha formação. A toda a minha família, muito obrigado.

Ao Bruno, meu grande amigo e companheiro, por aceitar e apoiar as minhas escolhas. Principalmente por entender a minha ausência, mesmo quando eu estava por perto.

Por último, aos meus irmãos Máira e Haroldo– grandes amigos e exemplos de força! Ao querido Caetano que nasce junto com a finalização deste trabalho.

Resumo

A Modelagem Matemática é uma ferramenta de estudo ecológico que vêm sendo aplicada ao gerenciamento de ecossistemas aquáticos com foco nos compartimentos físico, químico e biológico. Esta dissertação tratou da aplicação de um modelo hidrodinâmico tridimensional (Elcom) no Lago dos Manacás, com o objetivo de obter uma representação realista da estrutura térmica do reservatório. Uma vez calibrado, o Elcom constitui-se em uma eficiente metodologia para análise rápida dos processos de mistura e estratificação da coluna d' água. É sabido que a circulação da água influencia na dinâmica de nutrientes e de comunidades biológicas, assim como na ressuspensão do sedimento, que atua como uma fonte de material orgânico e inorgânico para o sistema. Dessa forma, este trabalho também objetivou versar sobre as influências físicas e climáticas na biogeoquímica e coloração do lago. Nossos dados demonstraram que o Elcom foi satisfatoriamente representado na superfície da água (epilímnio), apenas com a configuração a partir de dados climáticos locais. Porém, este resultado não foi obtido na região intermediária (metalímnio) e no fundo do lago (hipolímnio). Assim, foi relevante entender as forçantes que influenciam na circulação da água, que esteve associada com ventos predominantes (NE-E) e velocidade de $7,8 \text{ m s}^{-1}$. A chuva atuou de forma indireta e significativa, aumentando a vazão de entrada e promovendo o escoamento superficial. Foi observado que durante dias chuvosos de dezembro o lago manteve-se misturado e com altos níveis de turbidez e material em suspensão, que influenciam de forma indireta na cor verdadeira da água. A nossa hipótese inicial era que o Carbono Orgânico Dissolvido (COD) influenciava na cor do lago, porém esta foi derrubada, uma vez que no período estudado este não influenciou na coloração. No geral, o Lago dos Manacás não é limitado por nitrogênio e fósforo, possui estratificação química e pH neutro; altas concentrações de Ferro Total (FT) no fundo, o qual esteve relacionado com o Fosfato (FOS), uma vez que as maiores médias de FOS foram presentes quando o FT foi menor. Esse trabalho tem como perspectiva futura a aplicação dos dados biogeoquímicos em uma modelagem Ecológica (Caedym), calibrando-a no Lago dos Manacás. Assim, a modelagem acoplada Elcom – Caedym poderá ser vislumbrada para estudos futuros.

Palavras-chave: Modelagem Matemática. Elcom. Temperatura da água

General Abstract

The mathematical modeling is a tool for ecological studies that has been applied to management of aquatic ecosystems with focus on physical, chemical and biological compartments. This thesis aimed to apply a three-dimensional hydrodynamic model (Elcom) in Manacás Lake, with the purpose to obtain a realistic representation of the thermal reservoir structure. When calibrated, the Elcom is an efficient methodology that can be applied for rapid analysis of the water column mixing and stratification processes. It is known that the movement of water influences the nutrient dynamics and biological communities, as well as resuspension of sediment, which acts as a source of organic and inorganic material into the system. This study also aimed to relate the physical and climatic influences on the biogeochemistry and color of the water. Our data demonstrated that Elcom has been satisfactorily represented on the water surface (epilimnion), only with local climatic configuration. However, this result was not obtained in the intermediate region (metalimnion) and in the bottom (hypolimnion). Thus, it was important to understand the forces that influence the water movements, which was associated with predominant winds (NE-E) and velocity of 7.8 m s^{-1} ; the rain acted indirectly and significantly increasing the inflow and promoting the runoff. It was observed that during rainy days in December, the lake remained mixed, with high levels of turbidity and suspended solids, which indirectly influence the true color of water. Our initial hypothesis was overthrow failed, because the Dissolved Organic Carbon (COD) did not affect the color. Overall, Manacás Lake is not limited by nitrogen and phosphorus, it presented chemical stratification, has neutral pH and high concentrations of Total Iron (TI) on the bottom, which was related to the FOS, since higher values of phosphate (FOS), were present when the TI was lower. This work has the prospect of future application of biogeochemical data in ecological model (Caedym) and to calibrate it in Manacás Lake. Thus, the coupled modeling Elcom - Caedym can be envisioned for future studies.

Keywords: Mathematical Modeling. Elcom. Water Temperature. Biogeochemistry. Water color.

Lista de Ilustrações

Figura1: Esquema de um lago estratificado - Camadas de um lago estratificado: Região superficial (epilímnio), intermediária (metalímnio) e a região profunda (hipolímnio).	24
Figura 2: Dimensões de um ecossistema que podem ser modeladas. Em (a) imagem de um ambiente zero – dimensional; (b) unidimensional; (c) bidimensional e (d) tridimensional.....	28
Esquema 1: Evolução da Modelagem em Limnologia.....	34
Mapa 1: Mapa da área de estudo – Nos pontos marcados por triângulo amostramos os parâmetros biogeoquímicos, enquanto a representação circular consiste nas Cadeias de Termistores. T1, T2 e T3, são respectivamente as cadeias 1, 2 e 3. ET – Estação Meteorológica.....	37
Mapa 2: Hidrografia do lago dos Manacás - observe os dois afluentes que alimentam o lago.....	38
Fotografia 1: Equipamentos de medição situados próximo ao ladrão.....	39
Fotografia 2: Amostragem da vazão. Observe que o córrego é descarregado na margem por um encanamento, localizado no P1.....	40
Figura 3: Desenho esquemático da Cadeia de Termistores.....	43
Esquema 2: Configuração das camadas verticais no modelo Elcom.....	44

Figura 4: Atribuição do vetor norte - Em (a) imagem do lago dos Manacás (Google Earth) e em (b) espelho da batimetria do lago. Observe a direção do vetor norte nas figuras.....	45
Figura 5: Organização da malha batimétrica. Retirado de HODGES & DALLIMORE (2010).....	46
Gráfico 1: Variação diária dos parâmetros meteorológicos. Em (a) direção do vento, (b) velocidade do vento, (c) precipitação e (d) temperatura do ar. Coleta 1 (03/12/2009), Coleta 2 (09/12/2009), Coleta 3 (16/12/2009) e Coleta 4 (22/12/2009).....	51
Gráfico 2: Perfil de temperatura diário - medido pela Cadeia 2 (meio do lago), durante as coletas dos parâmetros biogeoquímicos. Coleta 1 (03/12/2009), Coleta 2 (09/12/2009), Coleta 3 (16/12/2009) e Coleta 4 (22/12/2009).....	52
Gráfico 3: Análise de Componente Principal (PCA) na superfície da água do Lago dos Manacás. <i>COD</i> : Carbono orgânico dissolvido; <i>TURB</i> : turbidez da água; <i>FT</i> : Ferro total; <i>OD</i> : Oxigênio dissolvido; <i>NID</i> : Nitrogênio inorgânico dissolvido; <i>CLO</i> : Clorofila- <i>a</i> e <i>FOS</i> : fosfato.....	56
Gráfico 4: Concentração da cor no lago dos Manacás. Em (a) cor e turbidez e (b) cor e COD, nas 30 coletas realizadas.....	58
Gráfico 5: Variação do MS (a) e da turbidez (b) com a precipitação média no lago dos Manacás, durante os meses de dezembro e janeiro de 2010.....	59

Gráfico 6: Velocidade do vento: Letra (a) período amostral de Dezembro de 2009 e (b) Janeiro de 2010.....	60
Gráfico 7: Direção do vento: (a) período amostral de Dezembro de 2009 e (b) Janeiro de 2010. O eixo y é o número de dias observados.....	61
Gráfico 8: Perfil de temperatura: análise da cor do Lago dos Manacás. As 11 coletas realizadas no mês de dezembro estão entre os dias 03/12/2009 a 22/12/2009, enquanto que as 19 coletas de janeiro são referentes aos dias 04/01/2010 a 22/01/2010.....	62
Gráfico 9: Clorofila- <i>a</i> medida ao longo das 30 coletas. Maiores valores observados nas coletas 9, 23, 24 e 25, onde estes foram superiores a (8 µg L ⁻¹).....	63
Gráfico 10: Riqueza fitoplanctônica observada ao longo das 30 coletas. Maiores valores de riqueza observados nas coletas 23, 24 e 25.....	63
Gráfico 11: Valores de pH da água com as concentrações de COD ao longo dos dias estudados.....	64
Gráfico 12: Densidade bacteriana e as concentrações de COD no lago dos Manacás ao longo dos dias estudados.....	64
Gráfico 13: Modelagem da vazão do Lago dos Manacás.....	65
Gráfico 14: Imagem tridimensional do lago dos Manacás. Malha batimétrica 5x5 m, gerada pelo Matlab.....	66
Gráfico 15: Imagem tridimensional do lago dos Manacás. Malha batimétrica 2x2 m, gerada pelo Matlab.....	67

Gráfico 16: Imagem tridimensional do lago dos Manacás. Malha batimétrica 10x10 m, gerada pelo Matlab.....	67
Gráfico 17: Simulação de temperatura da região superficial (superfície). Em (a) modelagem na superfície comparada com o valor medido a 0 m pela Cadeia de Termistor 3. O Gráfico (b) demonstra a porcentagem de erro encontrada entre os dados simulados e observados nessa região.....	69
Gráfico 18: Simulação de temperatura da região intermediária (meio). Em (a) modelagem no meio comparada com o valor medido a 2,5 m pela Cadeia de Termistor 3. O Gráfico (b) demonstra a porcentagem de erro encontrada entre os dados simulados e observados nessa região.....	70
Gráfico 19: Simulação de temperatura da região profunda (fundo). Em (a) modelagem no fundo comparada com o valor medido a 3,5 m pela Cadeia de Termistor 3. O Gráfico (b) demonstra a porcentagem de erro encontrada entre os dados simulados e observados nessa região.....	71

Índice de Tabelas

Tabela 1: Aspectos morfométricos do Lago dos Manacás.....	36
Tabela 2: Detalhamento dos pontos de coleta - P1 e P2 (entrada da água no lago), P3 (margem do lago - charco), P4 (saída) e os demais são pontos localizados no interior do lago.....	41
Tabela 3: Fundeio da Cadeia de Termistores no Lago dos Manacás - Os sensores foram acoplados de 0,25 a 0,25 m, de acordo com a profundidade do ponto de monitoramento.....	43
Tabela 4: Arquivos de entrada para o Elcom – simulação Manacás.....	46
Tabela 5: Série amostral para os meses de dezembro de 2009 e janeiro 2010 – Avaliação da cor da água.....	48
Tabela 6: Média, mediana e desvio padrão dos parâmetros amostrados na superfície, meio e fundo do lago dos Manacás – Coleta 1 (3/12/2009). Turbidez acima do limite de detecção (*).....	52
Tabela 7: Média, mediana e desvio padrão dos parâmetros amostrados na superfície, meio e fundo do lago dos Manacás – Coleta 2 (9/12/2009). Turbidez acima do limite de detecção (*).....	53
Tabela 8: Média, mediana e desvio padrão dos parâmetros amostrados na superfície, meio e fundo do lago dos Manacás – Coleta 3 (16/12/2009). Turbidez acima do limite de detecção (*).....	53

Tabela 9: Média, mediana e desvio padrão dos parâmetros amostrados na superfície, meio e fundo do lago dos Manacás – Coleta 4 (22/12/2009). Turbidez acima do limite de detecção (*)......54

Tabela 10: Valores percentuais dos dois primeiros eixos utilizados na PCA. Os autovalores para cada parâmetro, que são significativos quando $> \sqrt{2/n}$, onde 9 (número de variáveis), portanto = 0,47.....56

Sumário

1)	Introdução.....	19
1.1)	Considerações Gerais.....	19
1.2)	Biogeoquímica da água.....	21
1.3)	Processos Físicos de Mistura e Estratificação Térmica.....	23
1.4)	Cor da Água.....	25
1.5)	Modelos Matemáticos.....	27
1.6)	Modelagem Ecológica.....	30
1.7)	Histórico da Modelagem em Limnologia.....	33
2)	Objetivos.....	35
3)	Material e Métodos.....	36
3.1)	Área de Estudo.....	36
3.2)	Medida de Vazão.....	39
3.3)	Modelo chuva-vazão.....	40
3.4)	Biogeoquímica e Temperatura da água.....	41
3.5)	Dados físicos de temperatura.....	42
3.6)	Modelo Hidrodinâmico 3D.....	44
3.7)	Configuração do Elcom.....	45

3.8)	Simulação Hidrodinâmica.....	47
3.9)	Avaliação da cor.....	47
3.10)	Análise Estatística.....	48
4)	Resultados.....	50
4.1)	Padrões Biogeoquímicos.....	50
4.2)	Cor.....	57
4.3)	Modelo de vazão.....	65
4.4)	Modelagem Hidrodinâmica.....	66
5)	Discussão.....	72
6)	Considerações Finais.....	80
7)	Conclusões.....	82
8)	Referências.....	83

1) Introdução

1.1) Considerações Gerais

Estudos ecológicos em sistemas de água doce envolvem uma complexa rede de relações entre o ambiente, a sua composição físico-química e a biota. A Limnologia é a ciência que estuda e integra o conhecimento dessas interações em ambientes continentais (ROLAND *et al.*, 2005). Diversas aplicações desta ciência são focadas, de uma maneira particular, ao campo de medições da forma e das características físicas, químicas e hidrológicas dos ecossistemas; outras aplicações são a diversidade e interações entre espécies, assim como os problemas de eutrofização e as trocas de energia entre os compartimentos - água, terra e atmosfera.

Ambientes aquáticos sofrem influência da bacia de drenagem e estão conectados à atmosfera por trocas difusivas, por isso, são constituídos por inúmeros elementos químicos, que estão presentes na forma particulada e dissolvida. A origem destes elementos também pode ser autóctone, um exemplo é a decomposição bacteriana (COLE & CARACO, 2001; ROMANÍ *et al.*, 2004; JONSSON *et al.*, 2007; COLE *et al.*, 2007; POLIMENE *et al.*, 2006) que quebra a matéria orgânica e libera CO₂ para o sistema.

Lagos e reservatórios podem ser espacialmente heterogêneos. A distribuição espacial dos compostos químicos está associada à morfometria do sistema e a eventos de mistura (RUEDA *et al.*, 2006). É sabido que a circulação da coluna d' água rompe a barreira térmica e direciona o posicionamento do material particulado e das comunidades biológicas, além de promover a difusão de gases liberados durante a decomposição (KALFF, 2001; ASSIREU *et al.*, 2009). Eventos de mistura também contribuem para a ressurgência de partículas, outrora sedimentadas e estão associados ao vento.

Em lagos, rios e reservatórios, o vento é a principal forçante climática que determina a circulação das massas d' água (MARCÉ *et al.*, 2007), sendo importante uma análise quantitativa da sua intensidade e um histórico da sua direção. Outras forçantes, como a radiação solar e a temperatura do ar condicionam estados térmicos estáveis em lagos e reservatórios. De acordo com PATTERSON *et al.* (1984), a estratificação exerce grande influência em lagos pequenos, uma vez que movimentos na horizontal são menos expressivos.

A estratificação química também pode ocorrer em corpos de água, um exemplo é o oxigênio dissolvido (OD), um gás vital para os seres vivos, que pode estar em baixa concentração no hipolímnio (camada de água mais profunda em decorrência da estratificação), tornando-o hipóxico. Fenômenos de hipoxia consistem no enriquecimento do ambiente por nutrientes ou pela matéria orgânica, tornando-o heterótrofo (SHARP, 2010). Sistemas heterotróficos são pouco produtivos. O OD é um indicador da produtividade de reservatórios e lagos, uma vez que é requerido nos processos de decomposição da matéria orgânica.

Embora o OD apresente um perfil de distribuição vertical, o material dissolvido na água está presente em toda a coluna e pode ser encontrado nas frações orgânicas e inorgânicas, como o fósforo, nitrogênio e o carbono. O fósforo possui uma alta afinidade pelo ferro (STERNER *et al.*, 2004; HASLLER *et al.*, 2009), um metal que apresenta-se na forma dissolvida e particulada. Este elemento, diluído, juntamente com o carbono orgânico dissolvido, confere cor às águas (SHAW *et al.*, 2000). A cor real de uma água pode ser mascarada pela presença de material particulado, que é constituído por fitoplâncton e material suspenso inorgânico, além de pequenos fragmentos de vegetais.

Como a dinâmica de ecossistemas aquáticos é complexa, limnólogos vêm adotando, cada vez mais, ferramentas para o estudo da ecologia. Uma delas é a modelagem matemática, método numérico que pode representar essa dinâmica (JØRGENSEN, 1995; MCINTYRE *et al.*, 2002, BONNET *et al.*, 2000; FRAGOSO *et al.*, 2009) de forma conjunta, rápida e preditiva.

Modelos de predição são considerados modelos de prognósticos (ASSIREU *et al.*, 2005). Porém, existem modelos de diagnósticos, que avaliam o estado do ecossistema em um tempo específico. Tais ferramentas, na ecologia aquática, podem abordar processos hidrodinâmicos e ecológicos.

1.2) Biogeoquímica da água

Todos os elementos químicos, essenciais à vida, tendem a caminhar da biosfera ao ambiente, deste aos organismos e retornam dos organismos ao ambiente (ODUM, 2007). Tais caminhos são chamados de Ciclos Biogeoquímicos e podem ser estudados de maneira específica para cada composto.

Ecossistemas aquáticos são constituídos por muitos elementos que são utilizados pela biota. Porém, nutrientes como o fósforo, o nitrogênio e o carbono são mais requeridos (WETZEL, 2001). Os ciclos do fósforo, carbono e nitrogênio envolvem processos metabólicos como produção primária, respiração e decomposição. Fósforo e nitrogênio são os principais nutrientes utilizados pelos seres fotossintéticos e podem se comportar de forma limitante quando a disponibilidade é baixa (ESTEVES, 1998), sendo assim a produtividade do sistema aumenta com o incremento de nutrientes (KARLSSON *et al.*, 2009) e estes, juntamente com o carbono, compõem a matéria orgânica.

A origem da matéria orgânica pode ser alóctone ou autóctone. A bacia de drenagem atua como uma fonte de nutrientes dissolvidos e particulados. Um exemplo é o fósforo, elemento químico que se encontra aderido às rochas, determinando assim, o ecossistema terrestre como o seu maior reservatório. Diferentes deste, compostos gasosos nitrogenados (N_2 e N_2O) são abundantes na atmosfera (WETZEL, 2001), a qual constitui uma importante fonte de nitrogênio para ambientes aquáticos (ELSER *et al.*, 2009).

Muitos processos são governados pela disponibilidade do nitrogênio (KEMP & DODDS, 2002). Dentro do sistema lacustre, o nitrogênio, seja de origem iônica ou orgânica é transformado às formas inorgânicas preferidas pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas, NH_4^+ e o NO_3^- . Portanto, o nitrogênio orgânico que alcança o ambiente é reduzido a NH_4^+ , através do processo de remineralização da matéria orgânica e o NH_3^- é convertido a NH_4^+ antes de compor a biomassa.

Dada a sua distribuição na atmosfera, na terra e na água, a razão N:P, muitas vezes, é menor para o fósforo em corpos de água doce (COTNER & WETZEL, 1991), uma vez que este nutriente não existe na forma gasosa. REYNOLDS (2006) situa a importância do N e do P para o fitoplâncton e também descreve que os sistemas são mais escassos em fósforo.

O fósforo orgânico particulado, proveniente da bacia de drenagem, por ação microbiana é reduzido à forma PO_4^{3-} (fosfato), estável em ambiente aquático e utilizado pelos produtores primários (NEDOMA *et al.*, 2006). No epilímnio, o fosfato é rapidamente assimilado pelo plâncton (CULLEN *et al.*, 2003). A fração que não foi degradada ou consumida sofre sedimentação e pode se aderir a íons férricos e a argila, retornando a camada superficial quando condições anóxicas ou movimentos de mistura se fazem presentes. Dessa forma, o ferro pode atuar limitando o crescimento do fitoplâncton (AMSTRONG, 1999).

Aspectos hidrológicos e climáticos influenciam na ciclagem da matéria de forma indireta, pois movimentos de mistura ressuspendem nutrientes e outros compostos, como o carbono. PASCHE *et al.*, (2009) demonstraram a influência de eventos de mistura na ressuspensão de nutrientes em lagos estratificados.

As formas orgânicas do carbono também alcançam os ecossistemas límnicos pela bacia de drenagem (MOLOT *et al.*, 2005; WEBSTER *et al.*, 2008; FINDLAY & SINSABAUGH, 2003) e são metabolizados dentro do sistema, o que constitui em uma fonte autóctone, fácil de ser decomposta por microorganismos heterotróficos (SOBEK *et al.*, 2009). Porém, trocas difusivas entre a atmosfera e o lago são fundamentais para entrada de carbono inorgânico (CO_2 – dióxido de carbono) e demonstra, dessa forma, uma conexão com o ambiente terrestre (ROLAND *et al.*, 2010).

Uma vez, que o CO_2 é produto do metabolismo das comunidades aquáticas, se o ambiente estiver saturado, a atmosfera será sumidoura desse gás (COLE *et al.*, 1994). Mas, os organismos fotossintéticos podem assimilá-lo. Quando, este gás estiver em concentrações insatisfatórias para a fotossíntese, a atmosfera será uma fonte de dióxido de carbono para reservatórios.

Tanto a fotossíntese quanto a atividade heterotrófica necessitam do oxigênio dissolvido (OD) e durante a produção de energia este gás é liberado no epilímnio (KALFF, 2001). O OD é vital à vida dos seres aeróbicos e assim como o CO_2 circula entre a atmosfera e o ambiente aquático. Neste último, o OD torna-se um indicativo do metabolismo planctônico.

A concentração de OD reflete na distribuição das espécies e na solubilidade do fósforo e de outros nutrientes inorgânicos. Porém, a quantidade deste gás na água está associada com menores temperaturas e com o estado trófico (SHARP, 2010), uma vez que a respiração microbiana é fortemente acrescida em águas mais quentes e ricas em nutrientes. Sendo assim, em lagos tropicais, o hipolímnio pode apresentar hipoxia ($2-3 \text{ mg O}_2\text{L}^{-1}$) ou anoxia, dependendo da produtividade do ambiente.

Outra via de consumo do OD é química, nesta, o elemento é utilizado nas reações oxidativas, como exemplo o hidróxido de ferro, que pode se adsorver ao fósforo retendo este nutriente em hipolímnios bem oxigenados. O fósforo retornará à superfície quando condições anóxicas ou movimentos de mistura ocorrerem, o que torna importante o estudo dos processos físicos vigentes em um ecossistema aquático.

1.3) Processos Físicos de Mistura e Estratificação Térmica

O estudo da circulação das águas superficiais possui extrema importância para o entendimento de diversos processos ecológicos. Processos hidrodinâmicos como a mistura e estratificação térmica são governados por fatores climatológicos como a radiação solar, a incidência de ventos e a precipitação (IMBERGER & PATTERSON, 1990).

Em lagos estratificados, a energia solar aquece a região superficial e delimita o epilímnio (ARMENGOL *et al.*, 2004), que é separado do hipolímnio por uma camada intermediária intitulada de metalímnio (HAN *et al.*, 2000). Esta região possui um decréscimo gradual na temperatura que é representado pela termoclina, a qual se estabiliza com a limitação de calor, formando o hipolímnio - uma massa de água fria, homogênea e profunda (Figura 1).

A força induzida pelo vento é capaz de romper a estratificação térmica, pois o estresse na superfície da água promove a formação de correntes e ondas, as quais tendem a se alinhar quando a direção do vento se mantém constante. A corrente induzida pelo vento interage com o entorno do lago, influenciando fortemente o padrão de circulação média (MACINTYRE, 1999), originando correntes de retorno (CSNADY, 1982).

Efeitos bastante complexos podem surgir quando o corpo d'água é estratificado termicamente. Neste caso, a turbulência induzida pelo vento pode produzir ondas internas e transportar água de um lado para o outro do lago, causando uma depressão da termoclina, com fluxos de convergência e divergência (STOCKER & IMBERGER, 2003). Quando o vento cessa, a termoclina volta à posição anterior, o que desencadeia um movimento interno chamado de Seiches. De acordo com KORGEN (1995), este evento consiste da oscilação vertical da termoclina, o que induz movimentos verticais ascendentes e descendentes.

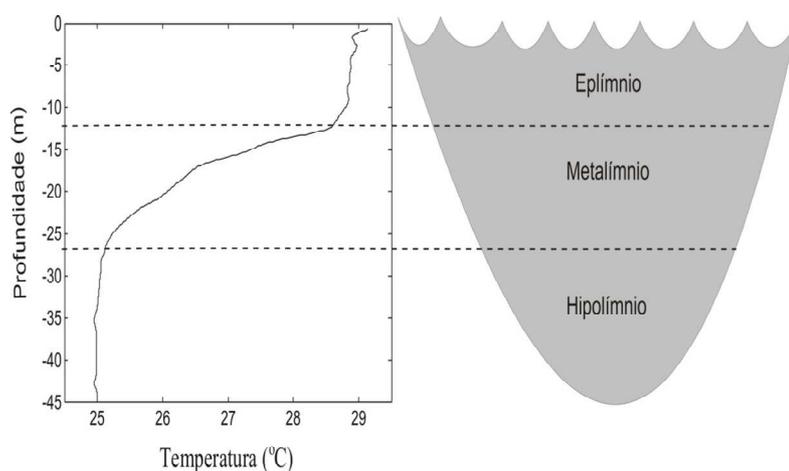


Figura 1: Esquema de um lago estratificado - Camadas de um lago estratificado: Região superficial (epilímnio), intermediária (metalímnio) e a região profunda (hipolímnio).

Movimento de mistura em ecossistemas límnicos pode ser parcial ou total. A ressurgência parcial ocorre quando as águas do metalímnio alcançam a superfície, enquanto que na ressurgência total, águas do hipolímnio ressurgem à superfície (MONIMISTH, 1986). Por isso, tais eventos podem influenciar no padrão temporal e espacial de nutrientes, os quais afetam a distribuição dos organismos (KEMP & DODDS, 2002), que pode ser heterogênea em ecossistemas aquáticos (MACINTYRE *et al.*, 1999; MACINTYRE, 1993).

A heterogeneidade de um sistema também é justificada pela hidrologia (HALL *et al.* 2002), devido a características da bacia de drenagem, ao escoamento da chuva e a velocidade dos fluxos de entrada e saída da água, que alteram o tempo de retenção do sistema. Entretanto, as condições morfométricas (MACINTYRE & JELLISON, 2001) como a área superficial, a profundidade e o retalhamento da margem afetam os fluxos e o

transporte de partículas, sendo assim, também são responsáveis pelos padrões de distribuição espacial.

RUEDA *et al.* (2006) propõem que sistemas pequenos possuem uma distribuição homogênea de compostos biogeoquímicos, diferente de ecossistemas profundos, onde uma forte estratificação sazonal ou aleatória governa a sua heterogeneidade. Geralmente, estes ecossistemas são polimíticos e caracterizam-se por uma estratificação de curto tempo, que pode durar alguns dias ou somente um. Tais sistemas não são capazes de estocar o calor, com isso sofrem evaporação (KALFF, 2001). O padrão de estratificação de um lago pode ser obtido com o estudo do perfil térmico, com cadeias de termistores.

A utilização de cadeias de termistores permite uma avaliação detalhada da estrutura vertical de lagos, quantificando o rompimento da barreira térmica e a mistura de águas com diferentes densidades (MACINTYRE, 1993), uma vez que os termistores podem ser acoplados em diversas profundidades (ARMENGOL, 2004). Dessa forma, a zona de mistura e as camadas formadas durante o processo de estratificação podem ser delimitadas.

Os trabalhos de YEATES *et al.* (2008); MORENO – OSTOS *et al.* (2008); PRATS *et al.* (2007); BONNET *et al.* (2000) e MACINTYRE *et al.* (1999) apresentam estudos da estrutura térmica de lagos, em zonas temperadas, a partir de um conjunto de cadeias de termistores. No Brasil, a aplicação desta ferramenta é inovadora em estudos da estrutura térmica da massa d'água. O primeiro trabalho é de PACHECO (2009), o qual estudou o padrão de mistura do reservatório de Manso, MT utilizando medidas dos termistores e de derivadores lagrangianos. Outros estudos utilizaram diferentes instrumentos de medição como em JASSBY & POWELL (1975); MACINTYRE (1993); GAL *et al.* (2003) e MARCÉ *et al.* (2007).

1.4) Cor da Água

A coloração verdadeira da água (porção filtrada) é determinada pela fração húmica presente na matéria orgânica dissolvida (FINDLAY & SINSABAUGH, 2003). A matéria orgânica dissolvida é composta de 50 a 80 % de substâncias húmicas (FARJALLA *et al.*, 2009), as quais apresentam alto peso molecular, baixa solubilidade e lenta degradabilidade microbiológica. Grande parte dessas substâncias são ácidos húmicos e fúlvicos produtos da

decomposição microbiana de vegetais e animais. Ambientes circundados por extensas áreas de vegetação são ricos em compostos húmicos, os quais constituem uma fonte de carbono alóctone, menos lábil para a biota; e quando transportados para o ambiente aquático, são responsáveis pela cor amarelada e marrom das águas. Na literatura, é comum observar uma correlação entre o carbono orgânico dissolvido (COD) e a cor da água, sendo um fato comum em ambientes com grande contribuição da bacia de drenagem. Em SNUCINS & GUNN (2000) foi visto que lagos com concentrações de COD superiores a 4 mg L^{-1} apresentaram alta coloração. Em contrapartida, lagos com COD inferior a 2 mg L^{-1} tiveram águas claras; e ultra-claras quando as concentrações foram menores que 1 mg L^{-1} .

Em lagos com baixas concentrações de COD a cor da água é clara (PACE & COLE, 2002) e, dessa forma, a luz é capaz de penetrar em regiões mais profundas, não sendo um fator limitante à comunidade fitoplanctônica. Do contrário, lagos e reservatórios com águas amareladas podem apresentar uma produtividade primária inferior (BROOKS *et al.*, 2005), uma vez que ocorre atenuação da luz. O COD, parte da matéria orgânica dissolvida, pode absorver UV e radiação solar visível em sua fração cromofórica, ou seja, fração constituída por substâncias húmicas. Este fato mostra que as substâncias húmicas podem representar grande parte do COD total e que este, tem um importante papel na entrada de luz no sistema, influenciando na estrutura termal e na produção primária. Ainda, reações fotoquímicas podem transformar o COD refratário, alóctone, em uma forma mais facilmente biodegradável.

A entrada alóctone de carbono assume grandes proporções nos ecossistemas aquáticos e está diretamente associada com características da bacia de drenagem e eventos de chuvas, que aumentam os fluxos de entrada e carregam o carbono orgânico particulado e dissolvido para o lago (PACE & COLE, 2002). Dessa forma, a importância dessas entradas varia com a hidrologia, biogeoquímica da bacia, uso e textura do solo (TRANVIK *et al.*, 2009). A cobertura vegetal também é um importante fator, pois em solos descobertos a entrada de carbono orgânico é reduzida. O COD transportado, uma vez no sistema é utilizado na respiração bacteriana e pode constituir-se em um indicador do metabolismo planctônico (FINDLAY & SINSABAUGH, 2003). Bactérias decompõem o COD lábil de forma rápida. Este fato, somado à produção autóctone de carbono mostra que o plâncton apresenta um importante papel no controle e mobilidade do carbono.

Ambientes enriquecidos por carbono são heterotróficos e dominam os processos de respiração da matéria orgânica. Quanto maior for a respiração mais ácido será o pH da água, fato que pode ser observado indiretamente por incrementos nas concentrações de COD. Internamente, o fitoplâncton e as macrófitas constituem em uma fonte de carbono autóctone, sendo as moléculas liberadas pelas algas mais lábeis. Portanto, essas moléculas constituem-se em excelentes substratos para bactérias. A razão C:N tende a ser maior quando o carbono tem origem autóctone. O carbono proveniente do fitoplâncton origina-se da morte celular e *grazing*, infecção viral e resíduos fecais de predadores, como o zooplâncton.

Além da cor da água, a produção interna de carbono pelo fitoplâncton, pode depender da turbidez da água. A turbidez interfere na absorção de luz e está associada com a estrutura termal (SNUCINS & GUNN, 2000; DIELH *et al.*, 2002). Altas concentrações de turbidez podem ser fundamentadas por condições naturais, lixiviação, interferência humana e ressuspensão do sedimento. A ressuspensão do sedimento aumenta as concentrações do material particulado na coluna d'água, em muitas vezes, como resultado de fortes ventos. ALCÂNTARA *et al.* (2010) observaram que o vento é capaz de ressuspender o sedimento dos sistemas alagados Curuai, com consequentes incrementos na turbidez. Com isso, verifica-se que a produção e ciclagem do carbono autóctone, em ecossistemas aquáticos, estão direta e indiretamente ligadas a diversos processos.

1.5) Modelos Matemáticos

Os modelos matemáticos são ferramentas de estudo que podem ser aplicados em diversas áreas do conhecimento, como: engenharia, previsão climática e em pesquisas científicas (MCINTYRE *et al.*, 2002), dando suporte aos estudos da biologia. Sendo assim, auxiliam os estudos ecológicos locais e globais.

Modelos globais são extremamente sofisticados e calculam os processos terrestres, aquáticos e atmosféricos conjuntamente. Em estudos locais, a modelagem matemática é normalmente aplicada a ecossistemas terrestres ou aquáticos, com foco nos compartimentos que o formam. Dessa forma, os modelos representam uma alternativa eficiente para o conhecimento de sistemas complexos e do conjunto de relações que ocorrem em um dado

momento (LAMPERT & SOMMER, 2007), apesar de retratarem a realidade de forma simplificada (JØRGENSEN & BENDORICCHIO, 2001).

São vários os softwares que abstraem os ambientes de água doce, com diferentes graus de complexidade. Em uma escala crescente os modelos são organizados em zero-dimensionais, unidimensionais, bidimensionais e tridimensionais (SOARES, 2003). Modelos zero-dimensionais consideram o corpo d'água como uma mistura perfeita e ignoram os eventos hidrodinâmicos (Figura 2a), já os unidimensionais simulam um plano do eixo x , y e z e, dessa forma, a análise fica restrita à estrutura vertical ou horizontal (Figura 2b), sendo comumente aplicada a estrutura vertical de reservatórios e longitudinal de rios. Entretanto, modelos bidimensionais e tridimensionais (Figura 2 c e d) trabalham, respectivamente, com duas e três dimensões do campo de escoamento. Modelos tridimensionais são mais robustos e avaliam o reservatório completamente, conferindo maior confiabilidade aos dados modelados, com um maior custo computacional envolvido e uma extensa série amostral, o que envolve o trabalho de uma equipe altamente especializada. Esta categoria de modelo é largamente aplicada a reservatórios, uma vez que os processos na horizontal e vertical são muito importantes (HODGES *et al.*, 2000).

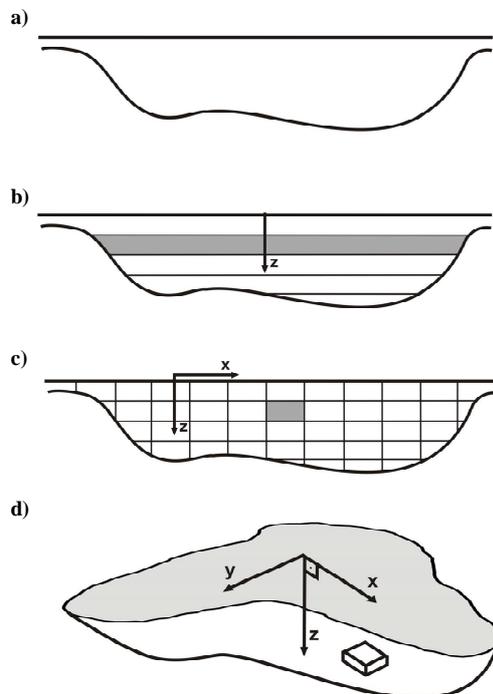


Figura 2: Dimensões de um ecossistema que podem ser modeladas. Em (a) imagem de um ambiente zero – dimensional; (b) unidimensional; (c) bidimensional e (d) tridimensional.

Em ecologia, os modelos matemáticos comportam-se como uma ferramenta de síntese do sistema e estes devem conter características essenciais para a resolução do problema levantado (JØRGENSEN, 1995). Os dados de entrada para uma modelagem ecológica são provenientes do levantamento de dados de campo ou de ensaios laboratoriais, assim como do levantamento de dados hidrológicos e climatológicos. Antes de iniciar um procedimento de modelagem faz-se necessário uma análise de sensibilidade do tipo de modelo a ser usado, focado na aplicação do que se deseja estudar. Para isso, o desenvolvimento de um modelo genérico e preditivo requer:

- Considerar os mecanismos entre o ambiente aquático, bacia hidrográfica e a atmosfera;
- Obter dados de entrada para fornecer modelagem das forçantes ambientais e a instalação adequada do modelo;
- Calibrar o modelo no próprio reservatório ou, no ambiente aquático em questão.

Após a definição do problema e a escolha do modelo, o próximo passo é uma coleta de dados suficientemente robusta para atender o objetivo rigorosamente. As etapas de aplicação e simulação da modelagem devem ser seguidas pelo desenvolvimento das análises de verificação, calibração e validação da modelagem empregada. A verificação consiste em demonstrar que a técnica, o conceito e a aplicação da modelagem estão corretos e a calibração constitui-se no ajuste dos parâmetros modelados, avaliando se estes representam uma porção considerável do que foi observado com os dados de campo ou laboratório. Na validação verifica se os dados simulados possuem uma correspondência satisfatória com os dados observados e calibrados, compatível com a aplicação prevista para o modelo. Modelos que alcançam estas etapas possuem uma aplicação segura e constituem uma importante ferramenta de consulta do ambiente.

1.6) Modelagem Ecológica

Modelo ecológico é aquele que considera em sua estrutura conceitual processos relacionados à biota. Dessa forma ele tenta reproduzir, de forma interdisciplinar, a dinâmica dos organismos e a sua influência nos aspectos físicos e químicos do meio ambiente (FRAGOSO *et al.*, 2009). Existem modelos que apresentam alto nível de sofisticação e complexidade. CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem Dynamic Model) (v2.3 HYPSEY *et al.*, 2006) é um modelo ecológico robusto que trabalha com 7 grupos de fitoplâncton, 1 de macrófita, 4 de macroalgas, 6 de peixes, 5 de zooplâncton, 3 de organismos patogênicos, 1 de água-viva e 3 de invertebrados. Na literatura, existem registros de modelos, que assim como o australiano, são bastante sofisticados. O IPH-TRIM3D-PCLAKE (v2.0 FRAGOSO *et al.*, 2009) é um complexo e dinâmico modelo, desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) – Brasil, aplicado a ecossistemas tropicais e subtropicais. O módulo ecológico trabalha com grupos de fitoplâncton, macrófitas, zooplâncton e peixes (omnívoros e planctívoros), sendo as macrófitas divididas em enraizadas, não enraizadas, flutuantes e emergentes. Foi adaptado do modelo PCLAKE (JANSE, 2005) e, por isso, o IPH-TRIM3D-PCLAKE constitui-se em uma classe de modelos de revisão, o qual aperfeiçoa modelos anteriormente construídos. Essa alternativa é importante nos trabalhos de modelagem, pois conservam padrões existentes e propõem novos, ainda não implementados. O modelo PCLAKE é direcionado para lagos rasos não estratificados; descreve macrófitas e fitoplâncton; os estados alternativos de águas claras e turbidas, em função da carga de nutrientes. MyLake, um outro *software*, foi baseado no modelo MINLAKE (RILEY & STEFAN, 1988), que sofreu alguns ajustes. MyLake é um modelo de uma dimensão com um esquema numérico que quantifica processos hidrodinâmicos e químicos; possui a característica peculiar de trabalhar com lagos boreais, uma vez que possui algoritmos para avaliar a cobertura e derretimento da camada superficial de gelo (SALORANTA & ANDERSEN, 2007).

Outros modelos dinâmicos e complexos citados por MOOIJ *et al.* (2010) são: CE-QUAL-W2, Delft 3D-ECO, ECOPATH com ECOSIM, LakeMab, LakeWeb, PROTECH e SALMO. CE-QUAL-W2 (v3.6 COLE & WELLS, 2008) vem sendo desenvolvido desde 1975, com o objetivo de estudar a dinâmica da água; a primeira versão foi chamada de LARM (Laterally Averaged Reservoir Model) (EDGINGER & BUCHAK, 1975). Somente em 1986 algoritmos para a qualidade da água foram inseridos e o modelo recebeu o nome de

CE-QUAL-W2. CE-QUAL-W2 é um modelo de duas dimensões que calcula a hidrodinâmica e qualidade da água, prevendo variações verticais e longitudinais na temperatura, nos sólidos suspensos, nutrientes, grupos de matéria orgânica, tempo de residência, nitrogênio, clorofila-a, pH, gases dissolvidos e grupos bióticos, englobando um total de 21 variáveis. Tem sido usado extensivamente em todo o mundo como ferramenta de pesquisa e gerenciamento, com um foco particular na dinâmica de nutrientes e sedimento, e na cadeia alimentar e peixes. Delft 3D-ECO (LOS, 2009) também aborda a estrutura bidimensional e investiga a hidrodinâmica, o transporte de sedimentos, a morfologia e qualidade da água de lagos, rios, regiões costeiras e estuários. O módulo de sedimento simula o comportamento de sedimentos inorgânicos na água e no fundo (transporte, sedimentação e ressuspensão) como uma função da descarga, característica do sedimento e ondas. Por isso, é grandemente aplicado para simular a dinâmica do material em suspensão em lagos rasos. O módulo ecológico acoplado ao de qualidade de água (Delft 3D-WAQ) calcula as reações físicas, químicas e biológicas, como os processos relacionados ao crescimento e mortalidade algal, mineralização da matéria orgânica, consumo e liberação de nutrientes, produção e consumo de oxigênio, fluxos no sedimento e grazing pelo zooplâncton. Porém, o ciclo do carbono é parcialmente modelado.

Ecopath com Ecosim consiste em uma modelagem ecológica que vem sendo aplicada em todo o mundo. Ecopath (CHRISTENSEN & PAULY, 1993) é um modelo para o balanço de massa, que trabalha com a cadeia alimentar, onde os grupos funcionais são representados como biomassa e estão ligados por interações tróficas. Apresenta equações lineares que descrevem produção e consumo de cada grupo e requer um pequeno número de dados. Ecosim (LI *et al.*, 2010) aplica equações diferenciais para calcular variações temporais de fluxos identificadas pelo Ecopath (MOOIJ *et al.*, 2010). A modelagem pode ser aplicada à avaliação de questões ecológicas, como: análise de impactos em áreas protegidas, alterações ambientais, ecossistema e peixe, e a política de gerenciamento de ambientes aquáticos. LakeWeb (HÅKANSON & BOULION, 2002) também consiste em um modelo que estuda a cadeia alimentar, envolvendo grupos de fitoplâncton, bacterioplâncton, algas bentônicas, macrófitas, zoobentos, zooplâncton herbívoro e predador, e peixes. Outro modelo que trabalha com a cadeia alimentar planctônica é o Simulation of Analytical Lake Model (SALMO) (BENNDORF & RECKNAGEL, 1982). A versão original, SALMO II, trabalha apenas com as camadas do epilímnio e hipolímnio de um corpo d'água, que variam conforme a profundidade de mistura. A recente versão, SALMO-HR é um modelo

hidrofísico e ecológico acoplado, baseados nos modelos SALMO-1D e LAKE. Simula a variação da temperatura, estratificação e turbulência, concentrações de fósforo, nitrogênio, fitoplâncton, zooplâncton, oxigênio, carbono orgânico dissolvido e material suspenso. Diferente deste o LakeMab (HÅKANSON, 2006) é capaz de simular os fluxos de entrada e saída, a mistura e os processos de sedimentação, ressuspensão e decomposição do substrato orgânico. Atualmente, vem sendo testado para aplicar fósforo, material particulado suspenso e metais. Simulações de 10 grupos fitoplanctônicos em lagos, rios e reservatórios podem ser realizadas pelo Phytoplankton Responses to Environmental Change (PROTECH) (REYNOLDS *et al.*, 2001), modelo unidimensional, baseado na comunidade fitoplanctônica de lagos. O modelo estipula que o fitoplâncton alcança um crescimento máximo diário, com algumas perdas relacionadas aos processos de mortalidade, sedimentação e predação pelo zooplâncton. As equações determinam a mudança diária na concentração de clorofila-a, para cada grupo (MORENO OSTOS *et al.*, 2008) e a máxima taxa de crescimento é obtida com experimentos laboratoriais, respeitando a morfologia dos grupos e temperatura ideal para o crescimento.

Os modelos ecológicos descritos acima apresentam alta complexidade e são classificados como dinâmicos, ou seja, modelos onde as concentrações variam com o decorrer do tempo. Além disso, são capazes de calcular as interações tróficas, a fim de avaliar a dinâmica dos organismos e a sua influência nos aspectos físicos e químicos do meio ambiente, sendo capazes de distinguir as classes de organismos pelo uso de equações diferenciais. Os modelos anteriores, diferentes destes, não conseguiam distinguir as classes dos organismos e retratavam os processos, de todos eles, de forma conjunta. Diferente dos modelos dinâmicos, os modelos estáticos ou permanentes, são aqueles no qual as entradas e saídas não variam no tempo, e a representação do ecossistema é limitada. A literatura de modelagem, em seu primórdio foi constituída por modelos empíricos e permanentes, com o objetivo de avaliar as concentrações de clorofila e fósforo, modelos ainda hoje, úteis para descrever a carga de nutrientes e a eutrofização. Uma breve descrição desse histórico é tratada no próximo tópico.

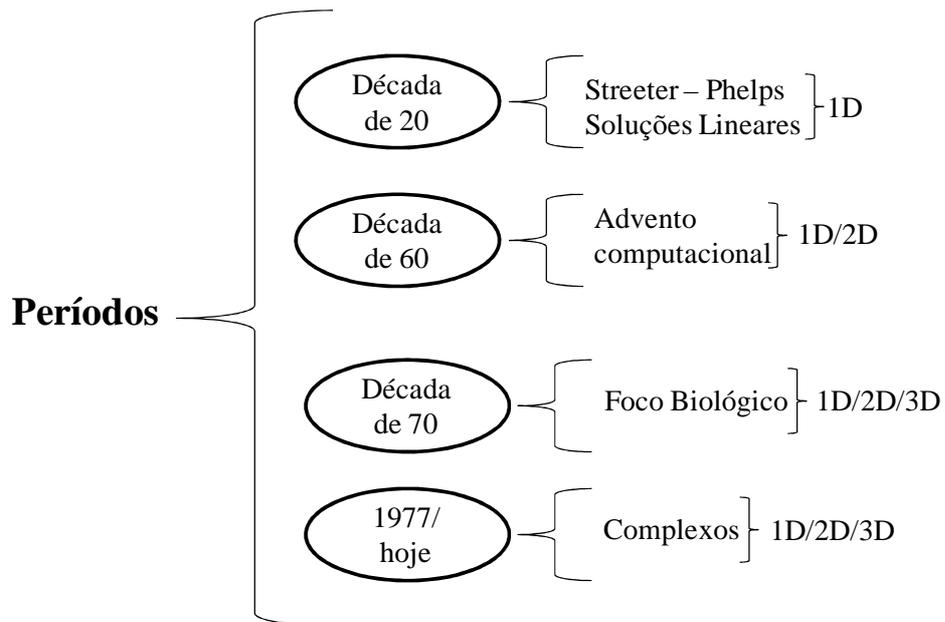
1.7) Histórico da Modelagem em Limnologia

A evolução da modelagem matemática em limnologia está relacionada com o interesse social e a capacidade computacional de cada época (FRAGOSO *et al.*, 2009). Modelos mais simples, com soluções lineares e sem o auxílio computacional (modelos empíricos e permanentes), como os de Streeter – Phelps para o balanço de oxigênio e os Lotka – Volterra (JØRGENSEN, 1995) não consideram a variabilidade temporal e foram os primeiros a serem formulados, datados da década de 20. Nessa fase, o desenvolvimento da modelagem foi motivado pelo problema de alocação do lixo urbano. Posteriormente, avançando nessa escala, em 1950 e 1960 surgem modelos 1D e 2D, capazes de realizar a dinâmica populacional e o gerenciamento de rios. Tais modelos contavam com a ferramenta computacional, o que conferia uma potencial aplicação, com simulações não permanentes no tempo, ainda com foco no oxigênio. Porém, modelos mais sofisticados aparecem nos anos 70, abordando os problemas de eutrofização e a dinâmica da cadeia alimentar aquática, com soluções não lineares (Esquema 1). De acordo com FRAGOSO *et al.* (2009), nessa época foram desenvolvidos os primeiros modelos representativos da dinâmica da cadeia alimentar aquática, como os de CHEN (1970), CHEN & ORLOB (1975) e DI TORO *et al.* (1971).

O advento desta modelagem está relacionado com o desenvolvimento computacional e o fator limitante, nesta fase, foi a profunda falta de conhecimento do ecossistema. Este profundo conhecimento está presente nos modelos posteriores, relativos aos anos de 1980 a 2000, os quais são mais complexos e envolvem novas ferramentas matemáticas, sendo assim possuem uma conceitualização avançada e sensibilidade em análises como as de verificação, calibração e validação. De acordo com JØRGENSEN & BENDORICCHIO (2001), o maior conhecimento do ecossistema foi um fator fundamental ao desenvolvimento de modelos ecológicos realistas e simples. Estes modelos voltaram-se para as substâncias tóxicas, patogênicas e metais na água, que comprometiam a saúde humana e os ecossistemas aquáticos.

Atualmente, a modelagem matemática é uma ferramenta largamente utilizada na limnologia, com estudos na estrutura física, química e biológica do ecossistema. Trabalhos de PATTERSON *et al.* (1984); BONNET *et al.* (2000); HAN *et al.* (2000); ASAEDA *et al.* (2001); GAL *et al.* (2003) e YEATES *et al.* (2008), focam na componente física de lagos e reservatórios, assim como, são vários os artigos que modelam a biogeoquímica do ambiente,

como os de JØRGENSEN *et al.* (1995); KARUL *et al.* (2000); HAKANSON *et al.* (2000); ROMERO *et al.* (2004); BRUCE *et al.* (2006); HANNOUN *et al.* (2006); SPILLMAN *et al.* (2007); ALEXANDER & IMBERGER, (2008) e HILLMER *et al.* (2008). Muitos, destes trabalhos, utilizam dos softwares Dyresm (Dynamic Reservoir Simulation), Elcom (Estuary, Lake and Coastal Ocean Model) e Caedym (Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model) – CWR.



Esquema 1- Evolução da Modelagem em Limnologia.

2) **Objetivo**

Avaliar a estrutura térmica e a influência do carbono orgânico dissolvido para a cor da água no lago dos Manacás, utilizando de modelagem matemática e monitoramento.

Os objetivos deste trabalho se desmembram em:

- Verificar o papel das forçantes meteorológicas, como o vento e a chuva, na dinâmica de mistura;
- Calibrar o Elcom no lago dos Manacás;
- Avaliar se o carbono orgânico dissolvido influenciou na coloração da água no período estudado;
- Caracterizar o ecossistema estudado em seus aspectos físicos, químicos e biológicos.

3) Material e Métodos

3.1) Área de estudo

O lago dos Manacás é raso, artificial e polimítico, localiza-se no campus da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), no estado de Minas Gerais (21⁰45'S e 43⁰21'W) (Mapa 1). Possui uma temperatura média de 19,3 °C e precipitação anual de 1500 mm (SOARES *et al.*, 2009). O clima regional é tropical de altitude (C_{wb} Köppen, 1936) com uma estação seca e fria e outra chuvosa e quente.

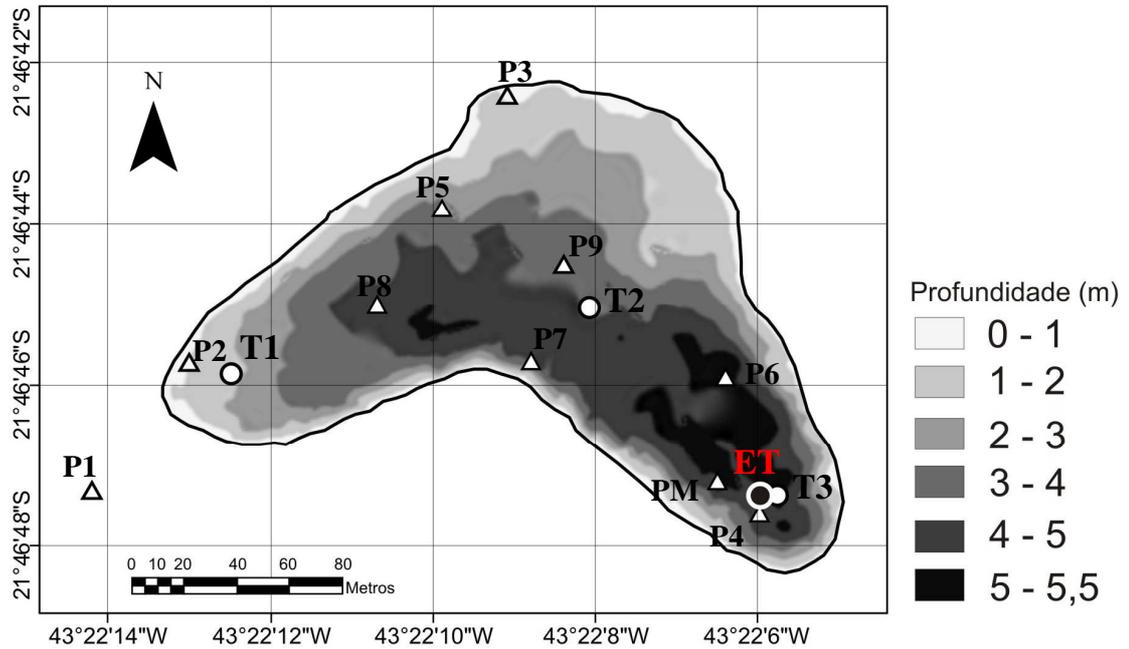
A Tabela 1 trata dos aspectos morfométricos do reservatório. O lago é alimentado por dois tributários: um charco e um córrego (principal tributário). O charco é oriundo da drenagem de nascentes e de outro córrego (Mapa 2). Uma vez que a carta topográfica utilizada foi a de Matias Barbosa, elaborada na década de 80, o córrego que dá origem ao charco não pode ser visualizado, porque este foi soterrado em tempos pretéritos à década de 80. O charco pode contribuir como uma entrada subterrânea de água, que não foi avaliada neste trabalho.

Tabela 1: Aspectos morfométricos do lago dos Manacás.

Lago dos Manacás	
Área total	0,02 Km ²
Profundidade máxima	5,5 m
Perímetro	0,69 Km
Comprimento	0,2 Km
Largura	0,2 Km
Área da bacia hidrográfica	0,900846 Km ²
Tributários	2
Volume	49,123 m ³

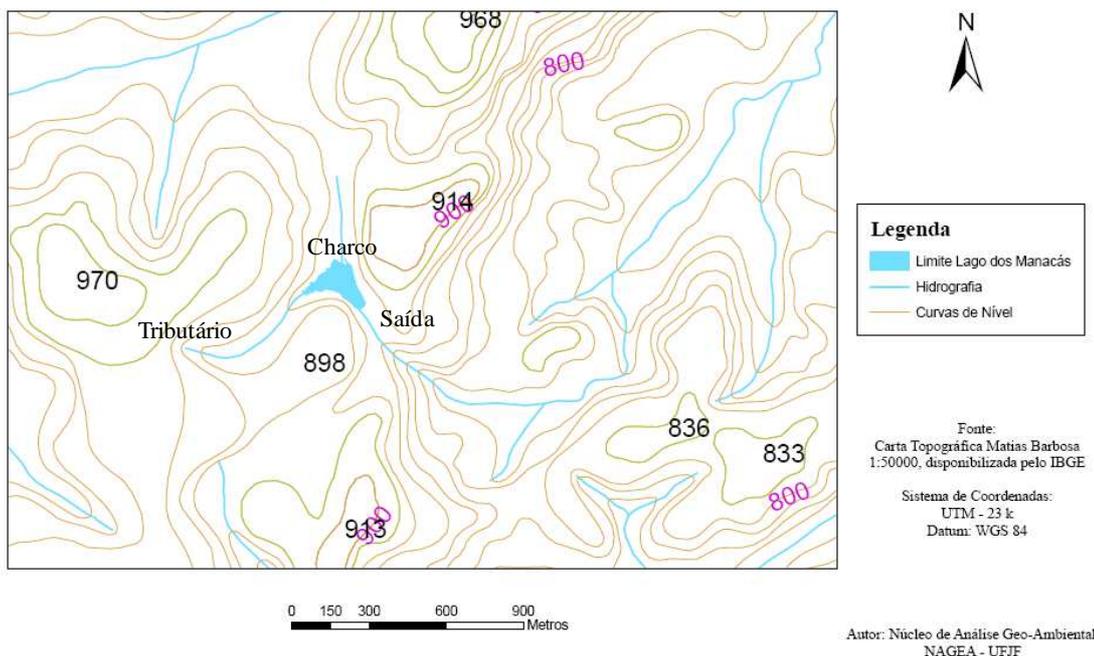
O nível do reservatório é mantido por uma saída artificial (ladrão), localizada em um ponto a 4,4 m de profundidade. A função do ladrão é manter o nível da água constante, impedindo que o lago transborde. Após a tomada d'água pelo ladrão ela segue o seu percurso até alcançar o rio Paraibuna.

Lago dos Manacás



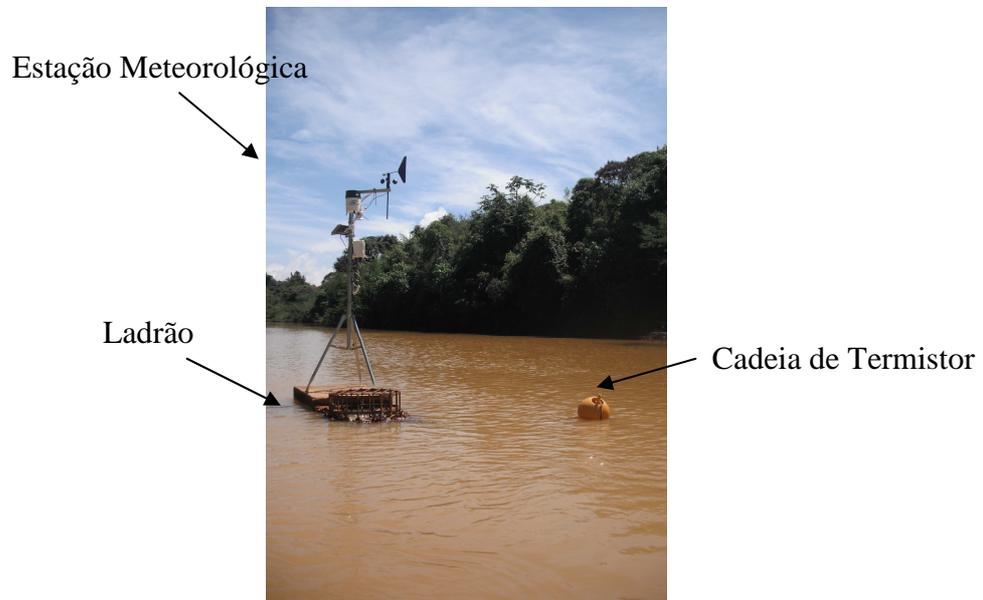
Mapa 1: Mapa da área de estudo – Nos pontos marcados por triângulo foram amostrados os parâmetros biogeoquímicos, enquanto a representação circular consiste nas cadeias de termistores. T1, T2 e T3, são respectivamente as cadeias 1, 2 e 3. ET – Estação Meteorológica.

Bacia Hidrográfica do Lago dos Manacás



Mapa 2: Hidrografia do lago dos Manacás – A entrada de água no lago é proveniente de um córrego (principal tributário) e um charco.

Na superfície do lago, sob uma plataforma de concreto que sustenta o ladrão, foi instalada uma estação meteorológica Hobo (Fotografia 1). Esta estação registrou a cada 2 minutos a temperatura do ar, umidade relativa, pressão atmosférica, radiação solar, intensidade e direção do vento e a precipitação.



Fotografia 1: Equipamentos de medição situados próximos ao ladrão.

Especificação da estação Hobo:

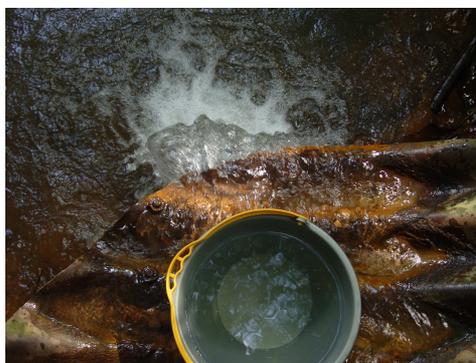
- Software BHW – Pro – para download e análise dos dados do Datalogger
- Sensor de radiação solar (S-LIB-M003) – 0 a 1280 W m^{-2}
(resolução: $1,25 \text{ W m}^{-2}$)
- Sensor de Umidade Relativa (S-THB-M002) - (0 a 100 %)
- Temperatura do ar (S-THB-M002) – 40 a + $75 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (resolução: $0,02 \text{ }^{\circ}\text{C}$)
- Velocidade do vento (S-WCB-M003) – 0 a 44 m s^{-1} (resolução: $0,19 \text{ m s}^{-1}$)
- Direção do vento (S-WCB-M003) – 0 a 360 graus (resolução: 1,4 graus)
- Pluviômetro (S-RGB-M002) – 0 a 10 cm (resolução: 0,02 mm)
- Painel Solar 3 W

3.2) Medida de vazão

A vazão de entrada foi amostrada pelo Método Volumétrico (SANTOS *et al.*, 2001) nos dias 03/12/2009, 09/12/2009, 16/12/2009 e 22/12/2009, tomando uma medida para cada um desses dias. O aparato utilizado para medir a vazão está na Fotografia 2. O método consiste em medir o tempo necessário para encher um reservatório de volume conhecido (ROSMAN *et al.*, 2001 & COLLISCHONN *et al.*, 2005). Dessa forma, a equação para o cálculo da vazão é:

$$Q \text{ (m}^3\text{/s)} = V/T \quad (1)$$

V = volume T = tempo em segundos



Fotografia 2: Amostragem da vazão. Observe que o córrego é descarregado na margem por um encanamento, localizado no ponto P1.

3.3) Modelo chuva – vazão

Para obter uma série de vazões de frequência diária para entrada do modelo, foi gerado um modelo matemático simplificado com base nos dados de precipitação medida por uma estação automática INMET (21⁰77`00” S e 43⁰36`42” W – campus UFJF). Os dados obtidos com esse modelo constituíram-se em entradas para a modelagem hidrodinâmica.

Procuramos estimar com este modelo a vazão de entrada do lago dos Manacás. O modelo foi construído com base nas medidas de precipitação entre os dias 26/11/2009 a 29/12/2009 e a vazão amostrada, com isso estabeleceu-se uma constante para a vazão de longo termo (24 horas) e uma de curto termo (1 hora). Portanto, a equação é:

$$Q \text{ (m}^3\text{/s)} = (1 - \alpha) \text{ML} \cdot K^L + \text{MI} \cdot \alpha K^C \quad (2)$$

Sendo que, $\alpha = 0.78$; $K^L = 0.0109$; $K^C = 0.00158$; ML = média de chuva longa - 24 horas (mm) e MI = média de chuva instantânea -1 hora (mm).

3.4) Biogeoquímica e temperatura da água

Foram realizadas coletas semanais dos parâmetros biogeoquímicos no mês de dezembro de 2009, respeitando os dias em que a vazão foi medida. Dessa forma, foram amostrados nove pontos no lago, tomando amostras superficiais das entradas e da saída e em três profundidades nos pontos P5, P6, P7, P8 e P9. Nestes pontos, as amostras do meio e do fundo foram coletadas com a Garrafa de Van Dorn. Todos os pontos que foram amostrados são detalhados na Tabela 2 e no Mapa 1.

Tabela 2: Profundidade e coordenadas dos pontos de coleta - P1 e P2 (entrada da água no lago), P3 (margem do lago - charco), P4 (saída) e os demais são pontos localizados no interior do lago.

Pontos	Prof. (m)	Coordenadas
P1 - superfície	0	S 21° 46' 47,3"/ W 043° 22' 14,2"
P2 - superfície	0,75	S 21° 46' 45,7"/ W 043° 22' 13,0"
P3 - superfície	0,2	S 21° 46' 42,0"/ W 043° 22' 09,5"
P4 - superfície	4,4	S 21° 46' 47,6"/ W 043° 22' 06,0"
P5 - superfície/meio/fundo	2,1	S 21° 46' 43,8"/ W 043° 22' 09,9"
P6 - superfície/meio/fundo	3,8	S 21° 46' 45,9"/ W 043° 22' 06,4"
P7 - superfície/meio/fundo	3,4	S 21° 46' 45,0"/ W 043° 22' 10,7"
P8 - superfície/meio/fundo	3,45	S 21° 46' 45,7"/ W 043° 22' 08,8"
P9 - superfície/meio/fundo	2,7	S 21° 46' 44,5"/ W 043° 22' 08,4"

Nestes pontos, foram amostrados os dados biogeoquímicos de interesse para este estudo. Sendo assim, foram obtidas amostras de pH, carbonos, nutrientes, oxigênio dissolvido (OD), ferro total e clorofila-*a*. O pH foi medido por um pHmetro Micronal (modelo B474); o OD por uma sonda Yellow Spring (modelo 6920); a turbidez em um

turbidímetro LciMotte (modelo 2020); o carbono pelo medidor de carbono TOC Analyser Phoenix (modelo 8000) e a profundidade de Secchi com um disco de Secchi. Ferro total foi estimado de acordo com APHA 3500-D: Phenanthroline Method, que se baseia na redução do ferro ao estado ferroso, através de fervura em meio ácido e com hidroxilamina; clorofila-*a* pelo método fluorométrico com extração por acetona a 90 % (WETZEL & LIKENS, 1990), nitrogênio inorgânico e fósforo de acordo com WETZEL & LIKENS (1990) e nitrogênio orgânico segundo (STRICKLAND & PARSONS, 1972).

A amostragem no fundo foi realizada na camada superficial do sedimento, a fim de obtermos uma amostra representativa desta região. Para a análise das frações dissolvidas nessa profundidade, primeiramente, foi realizada uma pré-filtragem com um filtro de papel para a retirada do material particulado grosso. Após este procedimento, as amostras foram filtradas em uma membrana de fibra de vidro GF/C 45 mm para todos os parâmetros, exceto clorofila-*a*, que foi filtrada em membranas GF/C 20 mm. As amostras dissolvidas da superfície e da profundidade intermediária (meio) não foram pré-filtradas.

3.5) Dados físicos de temperatura

A Tabela 3 especifica as coordenadas e profundidades que foram lançadas as cadeias de termistores. Assim, a temperatura da água foi medida em perfis em três diferentes pontos (entrada, meio e saída), com cadeias de termistores, as quais foram programadas para capturarem dados diários em intervalos amostrais de 15 minutos. Os perfis medidos serviram de dados para inicializar e calibrar o modelo. Somente a cadeia do meio foi utilizada para auxiliar na interpretação biogeoquímica e da cor do lago.

O sistema de cadeias consiste em uma esfera flutuante feita em fibra de vidro, a qual possui a função de assegurar a flutuabilidade do conjunto que está preso ao fundo por uma poita. A poita é unida ao flutuador através de uma linha de fundeio onde os termistores são acoplados (Figura 3). Os termistores utilizados são o HOB0 Water Temp. Pro v2 com acurácia de 0,01°C com resolução de 0,001°C.

Tabela 3: Fundeio da cadeia de termistores no lago dos Manacás - Os sensores foram acoplados de 0,25 a 0,25 m, de acordo com a profundidade do ponto de monitoramento.

Cadeias	Localização	Coordenadas	Prof (m)	Prof. dos termistores
1	Entrada	S 21.77943 W 43.37004	1,8	0, 0.25, 0.5, 0.75 e 1
2	Meio	S 21.77941 W43. 36877	4	0, 0.25, 0.5, 0.75, 1, 1.25, 1.5, 1.75, 2, 2.25, 2.5, 2.75, 3, 3.25 e 3.5
3	Saída	S 21.77991 W43. 36824	4,5	0, 0.25, 0.5, 0.75, 1, 1.25, 1.5, 1.75, 2, 2.25, 2.5, 2.75, 3, 3.25 e 3.5

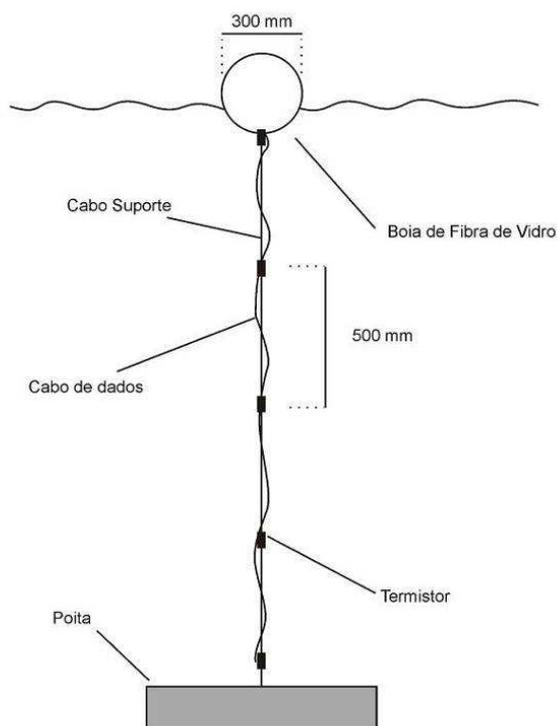


Figura 3: Desenho esquemático da Cadeia de Termistores.

3.6) Modelo hidrodinâmico 3D - Elcom

Elcom é um código numérico tridimensional, aplicado a ambientes límnicos, estuários e áreas costeiras com solução por diferença finita e com foco na variação da temperatura e da salinidade, no espaço e no tempo (HODGES & DALLIMORE, 2010). O módulo inclui ondas baroclínica e barotrópica, efeito rotacional, força da maré, estresse do vento, temperatura superficial, vazão de entrada e saída e o transporte de sal, calor e escalares.

O código hidrodinâmico do Elcom é baseado nas equações médias de Reynolds, princípio da hidrostática, equações de Boussinesq, e equações de Navier-Stokes e equações do transporte de escalares (ROMERO *et al.*, 2004). O esquema numérico do modelo hidrodinâmico é baseado no esquema lagrangiano 1D de SPIGEL *et al.* (1986) e foi adaptado por HODGES *et al.* (2000) para uma grade 3D fixa (LAVAL *et al.*, 2003), constituindo-se em um método Euleliano-Lagrangiano com a definição de grades de camadas verticais separadamente. Dessa forma, o módulo unidimensional quantifica o transporte turbulento nas camadas verticais, enquanto o tridimensional calcula a influência da energia cinética turbulenta na estrutura vertical (HODGES *et al.*, 2000).

O lago dos Manacás foi dividido em dez camadas verticais para o cálculo dos processos de mistura, como pode ser visto no Esquema 2, abaixo.

0.25	dz	}	Camada superficial
0.25	dz		
0.5	dz		
0.5	dz	}	Meio
0.5	dz		
0.5	dz		
0.5	dz	}	Fundo
1.0	dz		
1.0	dz		
2.0	dz	→	Camada do Sedimento

Esquema 2: Configuração da camadas verticais no modelo Elcom.

A aplicação do modelo está direcionada à estrutura física dos ecossistemas, resolvendo a turbulência e mistura, balanço de calor, transporte de sedimento e condições de

contorno como o cisalhamento do vento e a vazão afluente e efluente (HANNOUN *et al.*, 2006).

Uma série de dados meteorológicos é importante para fundamentar estes processos. Temperatura, vento, radiação solar e chuva, interferem nas características limnológicas do sistema. Como exemplo, Elcom estuda o balanço de calor de acordo com a Lei de Beer-Lambert, considerando a absorção da radiação na camada superficial e o decréscimo em profundidades maiores. O modelo também considera a radiação de onda longa, calculando o aquecimento da superfície da água, conseqüentemente originando a camada de mistura superficial.

3.7) Configuração do Elcom

O módulo de simulação do Elcom envolve uma série de arquivos de entrada que devem ser preparados separadamente, de acordo com as etapas da simulação (Tabela 4). O primeiro deles é a malha batimétrica a qual deve apresentar os aspectos morfométricos realisticamente e conter especificações obrigatórias como a espessura das camadas verticais, o espaçamento da malha no plano cartesiano e a determinação do norte em x e em y. Para a simulação do lago dos Manacás o norte em y foi estipulado com o valor de -1 (Figura 4).

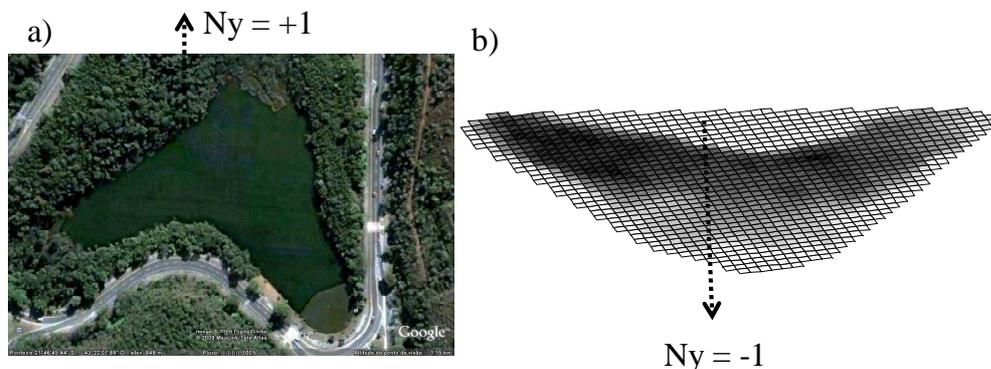


Figura 4: Atribuição do vetor norte - Em (a) imagem do lago dos Manacás (Google Earth) e em (b) espelho da batimetria do lago. Observe a direção do vetor norte nas figuras.

A Figura 5 demonstra como os dados de batimetria devem estar organizados. O valor 99 é correspondente a uma célula de terra. A definição da batimetria e a construção dos arquivos de entrada do Elcom (Tabela 4) são referentes à fase de pré-processamento. O pós-

processamento do modelo consiste em visualizar os arquivos de saída nas plataformas Matlab e Modeller (CWR).

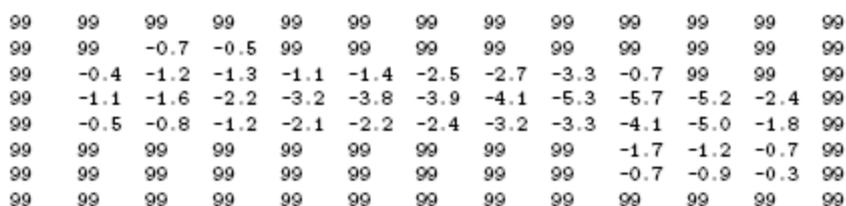


Figura 5: Organização da malha batimétrica. Retirado de HODGES & DALLIMORE (2010).

A malha batimétrica do lago dos Manacás foi montada em uma grade de 5x5 m, de 2x2 m e uma de 10x10 m. Para gerar as malhas foi obtido os pontos da batimetria com medições da profundidade da coluna d'água e do contorno, respectivamente, com um Ecobatímetro (Modelo Fishfinder 140) e com um GPS (Modelo Etrex Vista HPX) da marca Garmin. Na marcação do contorno, estipulamos a distância de 1m entre os pontos e, para os pontos da batimetria, a distância variou de aproximadamente 5 m.

Tabela 4: Arquivos de entrada para o Elcom – simulação Manacás.

<i>Fase 1 - pre - elcom</i>	
ManacasBathymetry.dat	batimetria
ManacasBC.dat	região de entrada e saída de água
run_pre.dat	direcionamento da fase 1
<i>Fase 2 - Elcom</i>	
IdealisedMetDataManacas.dat	meteorológicos
initialTempProfile1.dat	perfil - cadeia 1 no dia 01
initialTempProfile2.dat	perfil - cadeia 2 no dia 01
initialTempProfile3.dat	perfil - cadeia 3 no dia 01
inflowManacas.dat	vazão de entrada
inflowScalars.dat	temperatura da água no dia 01
outflowManacas.dat	vazão de saída
outflowScalars.dat	temperatura da água no dia 33
datablock.db	especificação das saídas
run_elcom.dat	direcionamento da fase 2

3.8) Simulação hidrodinâmica

O modelo tridimensional Elcom v2.2 foi aplicado ao lago dos Manacás, durante 33 dias, no período de 26/11/2009 a 29/12/2010. Como dados de entrada foram usados os perfis de temperatura, a vazão modelada e parâmetros meteorológicos. A vazão de saída foi considerada igual à vazão de entrada, uma vez que o modelo calcula as perdas por evaporação. A temperatura da água foi inicializada com as primeiras medidas do dia 26/11/2009.

A data foi especificada em formato Juliano, sendo o primeiro dia da rodada o dia 330 e o último o dia 333, com duração de aproximadamente 24 horas, com o número de *time steps* em torno de 285.120, sendo cada *step* de 10 segundos.

As forçantes meteorológicas de entrada para o Elcom foram precipitação (mm s^{-1}), radiação solar (W m^{-2}), umidade relativa (adimensional), temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), pressão atmosférica (Pa), velocidade do vento (m s^{-1}) e direção do vento ($^{\circ}$). Todos os dados, exceto os de precipitação, foram obtidos pela estação localizada no lago. A precipitação foi medida por uma estação automática INMET.

Parâmetros como coeficiente de extinção da luz nas bandas PAR, NIR, UVA e UVB foram os valores padrões estabelecidos pelo código (*default*).

3.9) Avaliação da cor

Para a avaliação da cor escolhemos um ponto de monitoramento (PM) na profundidade de 4,5 m, na região central do lago (Mapa 1). Este ponto foi monitorado com coletas na subsuperfície durante 30 dias, distribuídas nos meses de dezembro de 2009 e janeiro de 2010 (Tabela 5). Neste ponto, foi verificada a importância do COD para a cor da água do lago dos Manacás e a influência de parâmetros que atuam indiretamente na coloração.

Parâmetros amostrados de acordo com a metodologia descrita no item 3.4 foram: turbidez, profundidade de Secchi, ferro total, COD e clorofila- *a*. Outros: material em suspensão, pelo método gravimétrico (APHA: 2540–D, Total Suspended Solids Dried); bactéria em microscópio de epifluorescência, Olympus BX 60, sob o filtro WU. Foi contado um mínimo de 500 células por amostra para reduzir os erros estatísticos (Porter & Freig,

1980) e fitoplâncton (Uthermöhl, 1958) em microscópio invertido Olympus IX 70. Para análise da cor a amostra foi filtrada em GF/C 45 mm e levada para leitura em espectrofotômetro a 440 nm, logo após a coleta. A cor foi estimada pela absorbância obtida, segundo Pace & Cole (2002) em um espectrofotômetro DU 640, cubeta de 1 cm. Neste equipamento, também foram realizadas as leitura de fósforo e nitrogênio.

Tabela 5: Série amostral para os meses de Dezembro de 2009 e Janeiro de 2010 – Avaliação da cor da água. * Período não amostrado.

Dezembro 2009 - 11 coletas		Janeiro 2010 - 19 coletas	
Coletas	Dias	Coletas	Dias
Coleta 1	03/12/2009	Coleta 12	04/01/2010
Coleta 2	05/12/2009	Coleta 13	05/01/2010
Coleta 3	08/12/2009	Coleta 14	06/01/2010
Coleta 4	09/12/2009	Coleta 15	07/01/2010
Coleta 5	12/12/2009	Coleta 16	08/01/2010
Coleta 6	13/12/2009	Coleta 17	09/01/2010
Coleta 7	16/12/2009	Coleta 18	10/01/2010
Coleta 8	17/12/2009	Coleta 19	11/01/2010
Coleta 9	18/12/2009	Coleta 20	12/01/2010
Coleta 10	19/12/2009	Coleta 21	13/01/2010
Coleta 11	22/12/2009	Coleta 22	14/01/2010
*	*	Coleta 23	15/01/2010
*	*	Coleta 24	16/01/2010
*	*	Coleta 25	17/01/2010
*	*	Coleta 26	18/01/2010
*	*	Coleta 27	19/01/2010
*	*	Coleta 28	20/01/2010
*	*	Coleta 29	21/01/2010
*	*	Coleta 30	22/01/2010

3.10) Análise Estatística

O tratamento dos dados referentes à avaliação biogeoquímica do lago dos Manacás foi distribuído em médias, mediana e o desvio padrão para a superfície, meio e fundo. As médias obtidas na superfície foram analisadas por um teste de componentes principais (PCA) com os dados transformados para $\log(x+1)$ a fim de aproximar os parâmetros medidos, utilizando o programa estatístico Canoco 4.5. As correlações significativas entre os dois primeiro eixos foram consideradas significativas quando a distância do centro do plano

foi $> \sqrt{2/n}$, onde n é o número de variáveis (LEGENDRE & LEGENDRE, 1983). Um teste de correlação de Spearman foi aplicado em uma correlação do parâmetro cor com COD no software SigmaPlot, versão 11.0. Correlações significativas foram aquelas em que $p < 0,05$. Para a modelagem da temperatura, os dados simulados e observados foram submetidos a uma análise de erro percentual e de eficiência com o Coeficiente de Determinação de Nash – Sutcliffe (R^2), conforme citado por FRAGOSO *et al.* (2009), com uma comparação entre os dados reais e os simulados, a partir das seguintes formulações, no Matlab, versão 2006a.

Erro percentual

$$[(\text{abs}(\text{Temp}_{\text{obs}} - \text{Temp}_{\text{sim}})) / \text{Temp}_{\text{obs}}] \times 100 \quad (3)$$

Sendo, que: Temp_{obs} = temperatura observada em campo

Temp_{sim} = temperatura simulada

abs = valor absoluto para os elementos de x

R^2

$$R^2 = 1 - \frac{\sum (Y_{\text{obs}}(t) - Y_{\text{cal}}(t))^2}{\sum (Y_{\text{obs}}(t) - (\text{média}) Y_{\text{obs}}(t))^2} \quad (4)$$

Sendo, que: Y_{obs} = observado

Y_{cal} = calculado

t = tempo

4) Resultados

4.1) Padrões Biogeoquímicos

Para avaliar a biogeoquímica e cor da água do lago foram utilizados os dados de temperatura da água, temperatura do ar, precipitação, velocidade e direção do vento.

O vento, durante este estudo, apresentou uma direção predominante de sentido nordeste-leste (NE-E) e foi maior na coleta 1 ($7,2 \text{ m s}^{-1}$) (Gráfico 1a e 1b). Durante as coletas 2 e 3, foi verificado, que o vento também soprou na direção sul (Gráfico 1a). Maiores informações sobre a direção do vento podem ser obtidas no tópico 4.2, que apresenta o histograma do vento (Gráfico 7a). A média registrada entre as quatro coletas foi de $1,2 \pm 1,2 \text{ m s}^{-1}$.

Eventos de mistura da coluna d'água foram registrados na coleta 2 e se repetiram na terceira amostragem (Gráfico 2), onde as condições impostas pelo vento são bem próximas às observadas na segunda coleta. Diferentes destas, nas coletas 1 e 4 o lago apresentou-se estratificado e a temperatura máxima registrada foi de 30°C , referente à última coleta (Gráfico 2). Neste mesmo período, nota-se que a temperatura do ar foi de 29°C , maior temperatura observada durante esta avaliação. À noite, o menor valor registrado foi de 17°C , mas, em geral, a temperatura manteve-se em torno de 19°C (Gráfico 1d), o que mostrou um padrão semelhante entre as coletas para este parâmetro. Porém, a precipitação foi ausente na coleta 4 e alcançou uma máxima (40 mm) durante a segunda coleta (Gráfico 1c).

Assim como os parâmetros climáticos, os biogeoquímicos apresentaram algumas variações temporais. De acordo com os dados das (Tabelas 6, 7, 8 e 9), que representam, respectivamente, as coletas 1, 2, 3, e 4 a turbidez da água foi maior na região intermediária (meio) das duas primeiras coletas, onde registraram-se médias de $58 \pm 9,2 \text{ NTU}$ na primeira coleta e $64,2 \pm 34,4 \text{ NTU}$ na segunda coleta. Na superfície, a maior média encontrada foi de $42,9 \pm 24,8 \text{ NTU}$, também na coleta 2. No fundo a turbidez ultrapassou o limite de detecção em todos os dias amostrados. Apenas na coleta 1, a cor da água acompanhou as maiores médias de turbidez com registros de $15,6 \pm 7,0 \text{ m}^{-1}$ na região superficial e intermediária e $13,5 \pm 7,0 \text{ m}^{-1}$ no fundo. Esse padrão não se faz presente na coleta 2. Esta, juntamente com as coletas 3 e 4 não obtiveram valores médios maiores que $6,7 \pm 1,3 \text{ m}^{-1}$ de cor na superfície e no meio, embora no fundo foi observado uma média de $10,4 \pm 2,4 \text{ m}^{-1}$ durante a coleta 4.

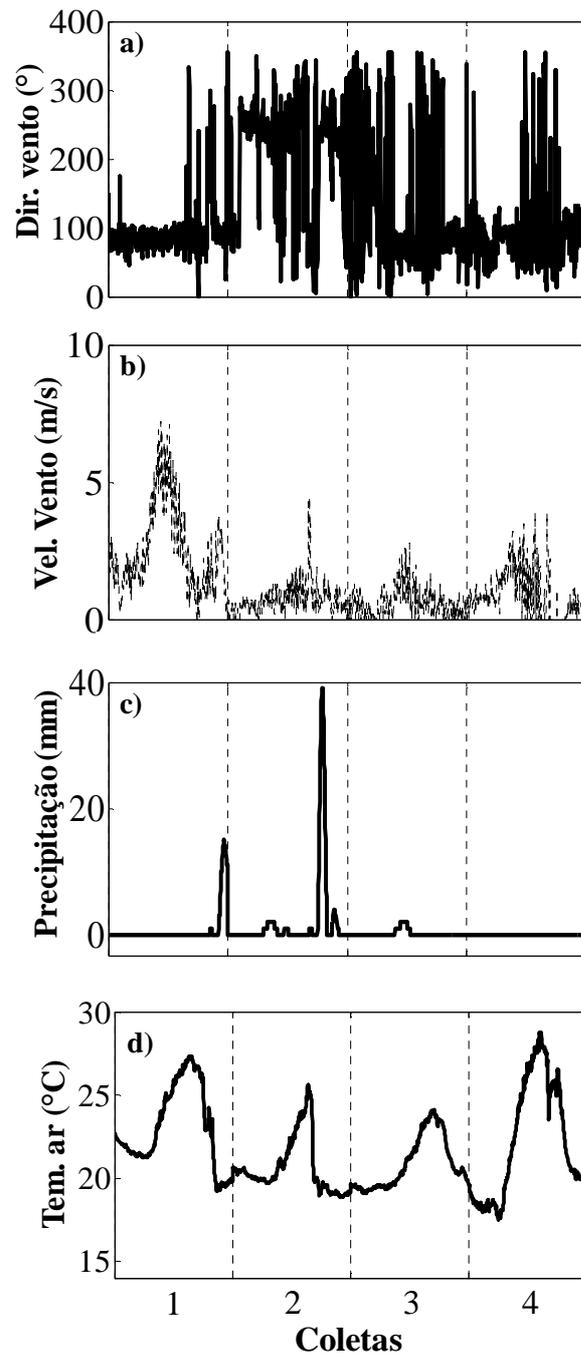


Gráfico 1: Variação diária dos parâmetros meteorológicos no lago dos Manacás. Em (a) direção do vento, (b) velocidade do vento, (c) precipitação e (d) temperatura do ar. Coleta 1 (03/12/2009), Coleta 2 (09/12/2009), Coleta 3 (16/12/2009) e Coleta 4 (22/12/2009).

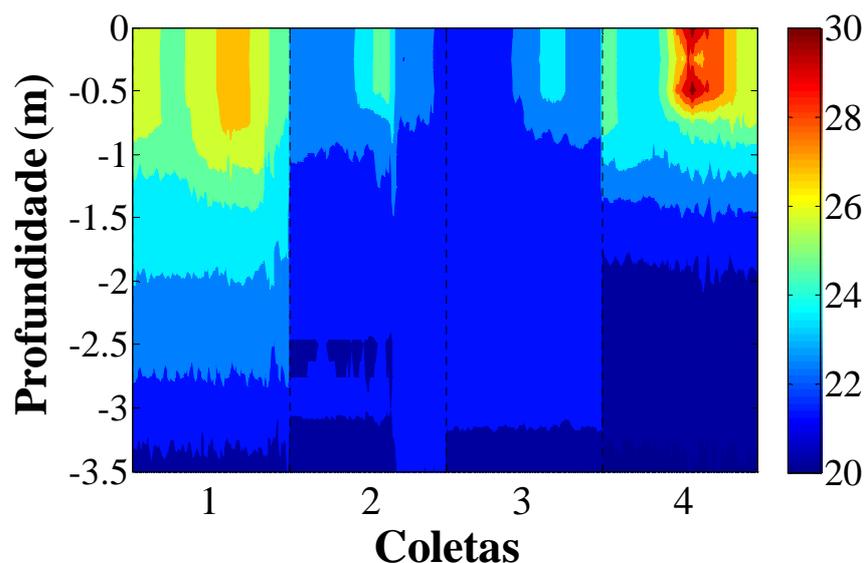


Gráfico 2: Perfil de temperatura diário medido pela Cadeia 2 (meio do lago), durante as coletas dos parâmetros biogeoquímicos. Coleta 1 (03/12/2009), Coleta 2 (09/12/2009), Coleta 3 (16/12/2009) e Coleta 4 (22/12/2009).

Tabela 6: Média, mediana e desvio padrão dos parâmetros amostrados na superfície, meio e fundo do lago dos Manacás – Coleta 1 (3/12/2009). Turbidez acima do limite de detecção (*).

Coleta 1 Parâmetros	Superfície			Meio			Fundo		
	Média	Mediana	Desvio	Média	Mediana	Desvio	Média	Mediana	Desvio
Secchi (cm)	69,4	67,5	5,1						
Turbidez (NTU)	31,6	35,4	10,0	58,0	0,6	9,2	*	*	*
Cor (m^{-1})	15,6	13,9	5,9	15,6	0,6	7,0	13,5	10,0	7,0
pH	8,0	8,1	0,2	8,1	0,6	0,0	8,1	8,1	0,0
OD ($mg L^{-1}$)	6,8	6,8	0,3	4,6	0,6	1,8	0,2	0,0	0,4
COD ($mg C L^{-1}$)	3,9	4,1	0,9	3,9	0,3	0,5	3,6	3,7	0,3
Ferro total ($mg L^{-1}$)	2,2	2,0	1,1	3,3	0,1	0,5	26,2	18,0	12,6
Clorofila a ($\mu g L^{-1}$)	4,7	5,0	1,8	5,1	0,1	0,4	3,5	4,1	1,3
Fosfato ($\mu g L^{-1}$)	22	17	21	20	108	24	386	9	652
NID ($\mu g L^{-1}$)	360	236	286	343	196	102	1176	1348	378

Tabela 7: Média, mediana e desvio padrão dos parâmetros amostrados na superfície, meio e fundo do lago dos Manacás – Coleta 2 (9/12/2009). Turbidez acima do limite de detecção (*).

Coleta 2 Parâmetros	Superfície			Meio			Fundo		
	Média	Mediana	Desvio	Média	Mediana	Desvio	Média	Mediana	Desvio
Secchi (cm)	76,4	81,0	12,2						
Turbidez (NTU)	42,9	32,5	24,8	64,2	40,4	34,4	*	*	*
Cor (m ⁻¹)	6,0	6,3	1,3	5,8	5,8	1,5	6,5	6,4	1,7
pH	7,0	7,0	0,2	6,7	6,8	0,1	6,4	6,4	0,2
OD (mg L ⁻¹)	8,3	8,1	0,5	6,8	7,1	0,7	1,1	0,8	1,0
COD (mg C L ⁻¹)	3,2	3,3	0,4	3,0	3,0	0,2	3,4	3,4	0,2
Ferro total (mg L ⁻¹)	2,4	2,1	1,3	3,2	2,7	1,6	22,3	21,0	11,0
Clorofila a (µg L ⁻¹)	5,3	5,3	2,2	5,7	5,9	0,7	3,3	3,5	0,6
Fosfato (µg L ⁻¹)	11	6	8	4	6	2	10	10	5
NID (µg L ⁻¹)	1059	1098	410	2416	1122	2360	4197	3864	1514

Tabela 8: Média, mediana e desvio padrão dos parâmetros amostrados na superfície, meio e fundo do lago dos Manacás – Coleta 3 (16/12/2009). Turbidez acima do limite de detecção (*).

Coleta 3 Parâmetros	Superfície			Meio			Fundo		
	Média	Mediana	Desvio	Média	Mediana	Desvio	Média	Mediana	Desvio
Secchi (cm)	114,8	121,5	19,5						
Turbidez (NTU)	32,0	29,0	10,6	31,0	31,0	2,1	*	*	*
Cor (m ⁻¹)	6,7	6,6	1,3	5,9	6,5	1,6	7,7	6,7	3,0
pH	6,9	7,0	0,4	6,9	6,9	0,2	6,5	6,5	0,2
OD (mg L ⁻¹)	6,0	5,8	0,6	4,0	4,1	0,9	1,5	0,7	1,8
COD (mg C L ⁻¹)	2,7	2,7	0,3	2,3	2,4	0,3	3,3	3,1	0,6
Ferro total (mg L ⁻¹)	1,9	1,7	0,6	1,9	1,9	0,2	33,4	36,2	7,5
Clorofila a (µg L ⁻¹)	6,3	5,6	3,6	5,0	5,1	0,8	2,7	2,5	1,6
Fosfato (µg L ⁻¹)	124	66	210	62	26	82	44	46	27
NID (µg L ⁻¹)	1440	1431	600	1587	1680	565	2815	2225	2115

Verificou-se que os processos de mistura da coluna d'água não influenciaram no perfil vertical do oxigênio dissolvido (OD), uma vez que a estratificação deste gás esteve presente em todas as coletas. O hipolímnio do lago dos Manacás foi anóxico na coleta 1 (0,2±0,4 mg OD L⁻¹) e esteve próximo à anoxia nas coletas 2 e 3, com respectivamente 1,1 mg OD L⁻¹ e 1,5 mg OD L⁻¹. Hipoxia (2-3 mg OD L⁻¹) não foi registrada, embora na coleta 4 a média de 3,3±0,9 mg OD L⁻¹ tenha sido encontrada. No geral, o lago é bem oxigenado, com satisfatórias concentrações médias deste gás na superfície e no meio. Médias próximas ao ponto de saturação do oxigênio

foram obtidas nas amostragens 2 e 4 na superfície da água, sendo respectivamente $(8,3\pm 0,4 \text{ mg L}^{-1})$ e $(8,0\pm 0,4 \text{ mg L}^{-1})$.

Tabela 9: Média, mediana e desvio padrão dos parâmetros amostrados na superfície, meio e fundo do lago dos Manacás – Coleta 4 (22/12/2009). Turbidez acima do limite de detecção (*).

Coleta 4 Parâmetros	Superfície			Meio			Fundo		
	Média	Mediana	Desvio	Média	Mediana	Desvio	Média	Mediana	Desvio
Secchi (cm)	90,6	94,5	10,2						
Turbidez (NTU)	29,6	29,0	9,5	40,8	40,0	4,1	*	*	*
Cor (m^{-1})	6,3	6,1	1,8	5,5	5,7	0,9	10,4	10,8	3,4
pH	7,1	7,2	0,1	6,9	6,9	0,2	6,3	6,4	0,3
OD (mg L^{-1})	8,0	8,1	0,4	6,8	7,2	1,4	3,3	3,0	0,9
COD (mg C L^{-1})	2,9	2,9	0,3	2,4	2,4	0,1	2,9	2,9	0,3
Ferro total (mg L^{-1})	2,7	2,3	1,9	2,5	2,5	0,7	37,3	38,8	3,9
Clorofila a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	5,9	6,4	1,9	7,0	6,6	2,1	2,2	1,6	1,1
Fosfato ($\mu\text{g L}^{-1}$)	36	31	32	28	18	34	5	4	4
NID ($\mu\text{g L}^{-1}$)	829	560	506	878	852	309	1048	1114	471

O Ferro total apresentou altas concentrações no lago dos Manacás. Normalmente, as concentrações de ferro são maiores na camada acima do sedimento. Neste trabalho, no fundo da coluna d'água, foram registradas médias entre $22,3\pm 11,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $37,3\pm 3,9 \text{ mg L}^{-1}$, que podem ser conferidas nas tabelas 7 e 9, respectivamente. Na região superficial e no meio do lago, este parâmetro encontra-se em baixas concentrações e não apresentou variação ao longo do estudo. A maior média superficial foi de $2,7\pm 1,9 \text{ mg L}^{-1}$ (coleta 4), embora na camada intermediária, os maiores valores médios foram de $3,2\pm 1,6 \text{ mg L}^{-1}$ e $3,3\pm 0,5 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente relacionados com as amostragens 1 e 2. Porém, a mediana apresentou uma variação na primeira coleta, no meio da coluna d'água. O resultado obtido foi menor que 1 mg L^{-1} , o que demonstrou uma variabilidade entre os pontos amostrados nesta região. Essa variabilidade se repete na amostragem 1 da camada intermediária, quando a mediana sempre foi inferior a 1, exceto para os parâmetros nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e fosfato, em que as medianas se aproximaram ou foram maiores que as médias.

Os níveis de fosfato do lago dos Manacás foram baixos e oscilaram durante o período estudado e entre as camadas analisadas. A variação no tempo demonstrou que na coleta 2 a média do fosfato não foi inferior a $4\pm 6 \mu\text{g L}^{-1}$ e nunca maior que $11\pm 8 \mu\text{g L}^{-1}$; o valor médio de

$5 \pm 4 \mu\text{g L}^{-1}$ só foi observado no fundo da coleta 4 (Tabela 9). Em relação à distribuição na superfície, no meio e no fundo, o fosfato esteve em maior concentração, na região superficial com média de $124 \pm 210 \mu\text{g L}^{-1}$ na coleta 3. Maiores médias na superfície também foram observadas nas coletas 2 e 4. Entretanto, a maior média e desvio padrão registrados foi no fundo (coleta 1), os quais atingiram, respectivamente $386 \pm 652 \mu\text{g L}^{-1}$. Concentrações de fosfato acima de $100 \mu\text{g L}^{-1}$ só foram observadas nas coletas 1 e 3 (Tabelas 6 e 8).

O nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) obteve as maiores médias nas coletas 2 e 3 (Tabelas 7 e 8). De acordo com essa afirmação, na coleta 2 foi observado um valor médio de $4197 \pm 1514 \mu\text{g L}^{-1}$ e na 3 uma média de $2815 \pm 2115 \mu\text{g L}^{-1}$ para o fundo do lago. Na superfície as maiores médias de NID foram $1059 \pm 410 \mu\text{g L}^{-1}$ (Coleta 2) e $1440 \pm 600 \mu\text{g L}^{-1}$ (Coleta 3), enquanto nas coletas 1 e 4 foram registradas as menores médias de $360 \pm 286 \mu\text{g L}^{-1}$ e $829 \pm 506 \mu\text{g L}^{-1}$; na região intermediária o mesmo padrão pode ser observado nas tabelas. Verifica-se que o NID está presente em altas concentrações no lago dos Manacás. Embora os nutrientes tenham oscilado durante as coletas, o carbono orgânico dissolvido não variou na coluna d'água e nem temporalmente, pois as médias analisadas nunca foram superiores a $3,9 \pm 0,9 \text{ mg L}^{-1}$ (superfície coleta 1) e inferiores a $2,3 \pm 0,3 \text{ mg L}^{-1}$, média registrada na região intermediária da coleta 3 (Tabela 8).

Distribuição semelhante à do carbono foi obtida para a clorofila- *a*. Na camada superficial do sedimento foi registrado os menores valores, sendo respectivamente ($3,5 \pm 1,3 \mu\text{g L}^{-1}$), ($3,3 \pm 0,6 \mu\text{g L}^{-1}$), ($2,7 \pm 1,6 \mu\text{g L}^{-1}$) e ($2,2 \pm 1,1 \mu\text{g L}^{-1}$) nas coletas 1, 2, 3 e 4 (Tabelas 6, 7, 8 e 9). A maior média de clorofila- *a* encontrada foi de $7,0 \pm 2,1 \mu\text{g L}^{-1}$ na coleta 4, na região intermediária do lago. Este padrão foi comum às coletas 1 e 2, que também apresentaram maiores médias nessa região, do que na superfície da água. Os valores superficiais nunca foram inferiores a $4,7 \pm 1,8 \mu\text{g L}^{-1}$ e nem superiores a $6,3 \pm 3,6 \mu\text{g L}^{-1}$.

O pH da água do lago dos Manacás foi neutro nas três camadas estudadas e maior na coleta 1, melhor explicada pelo (Gráfico 3) que trata da análise de componentes principais, onde foram usados os dois primeiros eixos (Tabela 10). Nesta tabela, pode observar que a COR, o pH e o COD foram negativos no eixo 1, enquanto no eixo 2 foram o NID e a CLOR. O FOS foi positivo nos dois eixos e o FT, o OD e a TURB não foram positivos em nenhum dos dois eixos.

Tabela 10: Valores percentuais dos dois primeiros eixos utilizados na PCA. Os autovalores para cada parâmetro, que são significativos quando $> \sqrt{2/n}$, onde 9 (número de variáveis), portanto = 0,47.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0.7107	0.2703
COR	-0.3189	0.9287
pH	-0.5597	0.8272
OD	-0.7606	-0.5642
TURB	-0.4013	-0.6196
COD	-0.7404	0.6135
FT	-0.7009	-0.2984
CLOR	0.8454	-0.4426
FOS	0.9738	0.2271
NID	0.6361	-0.7653

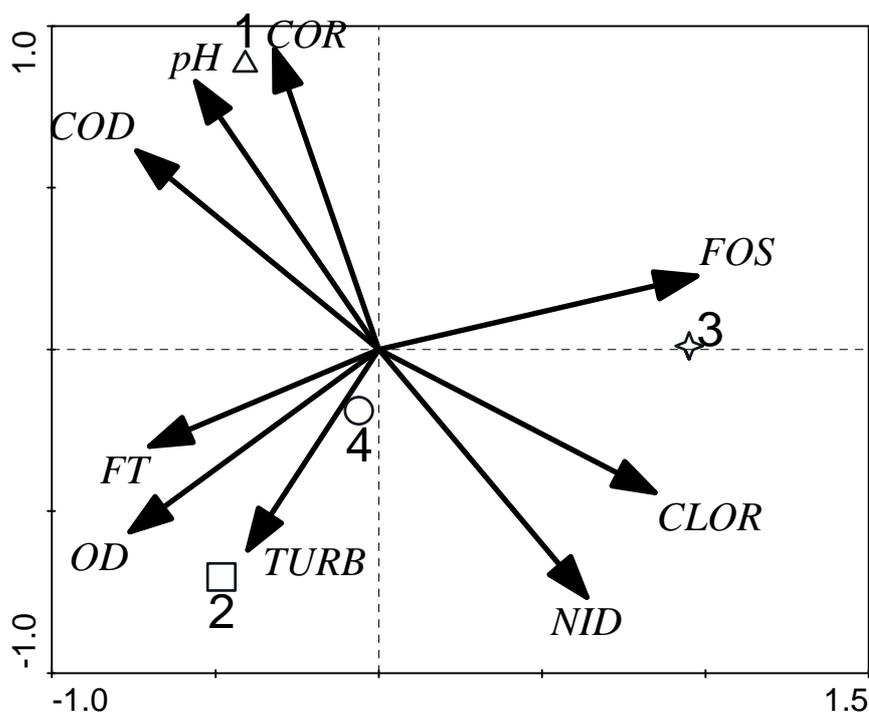


Gráfico 3: Análise de Componentes Principais (PCA) na superfície da água do Lago dos Manacás. *COD*: Carbono orgânico dissolvido; *TURB*: turbidez da água; *FT*: Ferro total; *OD*: Oxigênio dissolvido; *NID*: Nitrogênio inorgânico dissolvido; *CLO*: Clorofila- *a* e *FOS*: fosfato.

A análise de componentes principais sintetizou as médias superficiais e retratou uma importante relação entre o fosfato (*FOS*) e o Ferro total (*FT*), que mostrou maiores médias quando o *FT* foi menor. Médias superiores de *FT* estão relacionadas com a coleta 2 e 4, enquanto o *FOS*, a clorofila- *a* (*CLO*) e o Nitrogênio inorgânico dissolvidos (*NID*) foram mais presentes na coleta 3. O Carbono orgânico dissolvido (*COD*), assim como o pH e a cor,

exibiu maiores médias na coleta 1. A maior distribuição das médias de pH e de cor, na coleta 1, foi observado acima, com a análise das tabelas. A PCA retratou que a cor do lago foi maior quando maiores concentrações de COD estiveram presentes; e negativamente associada à turbidez e clorofila- *a*. Na superfície, a turbidez foi maior nas coletas 2 e 4, como indicado pela PCA. Observou-se também que a clorofila- *a* foi maior, quando os nutrientes estiveram em maiores concentrações.

Os dados médios e a mediana, que foram observadas nas tabelas 6, 7, 8 e 9 indicaram que um perfil espacial não é proeminente no lago dos Manacás. Eventos de chuva e vento condicionaram variações temporais dos parâmetros *FT*, *FOS*, *NID* e *TURB*. No geral, a análise das médias, medianas e do desvio padrão, demonstraram que o lago é espacialmente homogêneo.

4.2) Cor

Baseado no item 3.8, que objetivou correlacionar a cor do lago dos Manacás com o carbono orgânico dissolvido, não foram observadas correlações significativas entre cor e COD ($p=0,6$ $r=0,098$) durante os 30 dias amostrados. A correlação é significativa quando $p<0,05$. Além disso, incrementos na concentração de COD não implicaram em maior cor (Gráfico 4b). O valor máximo de COD foi obtido na coleta 8, quando a cor foi $1,67 \text{ m}^{-1}$; a maior cor registrada foi na coleta 7 com $7,06 \text{ m}^{-1}$. No lago dos Manacás, a cor foi influenciada, indiretamente, pelo material particulado inorgânico e orgânico, representados pela turbidez, material em suspensão e clorofila- *a*. Maiores valores de cor estiveram associados aos incrementos da turbidez (Gráfico 4a), que foram impulsionados indiretamente pela precipitação (Gráfico 5b). A máxima turbidez medida foi 74 NTU, correspondente à coleta 4 e ao maior pico médio de precipitação de $2,5 \text{ mm/dia}$ (Gráfico 5b). O MS também acompanhou este padrão, embora o valor máximo encontrado (30 mg L^{-1}) esteja relacionado com a coleta 3. Na coleta 4, o MS medido foi 24 mg L^{-1} (Gráfico 5a). Este valor, assim como os de turbidez podem ser observados no (Gráfico 5), que mostra a distribuição destes parâmetros ao longo das coletas e a precipitação média neste período. Os valores que foram medidos, tanto para turbidez quanto material em suspensão, foram relativamente baixos a partir da coleta 11 (última amostragem do mês de dezembro) até a 23, quando uma precipitação de baixa intensidade foi registrada. Mas, a velocidade do vento foi alta, alcançando aproximadamente 8 ms^{-1} . Nas coletas 24 e 25 a turbidez e o MS

também foram altos, sendo assim os valores medidos correspondem respectivamente a 18,4 mg L⁻¹ e 22 mg L⁻¹ para MS e 45 NTU e 31 NTU para turbidez, os quais foram associados com a ressuspensão do sedimento nestes dias, uma vez que coluna d'água estava completamente misturada.

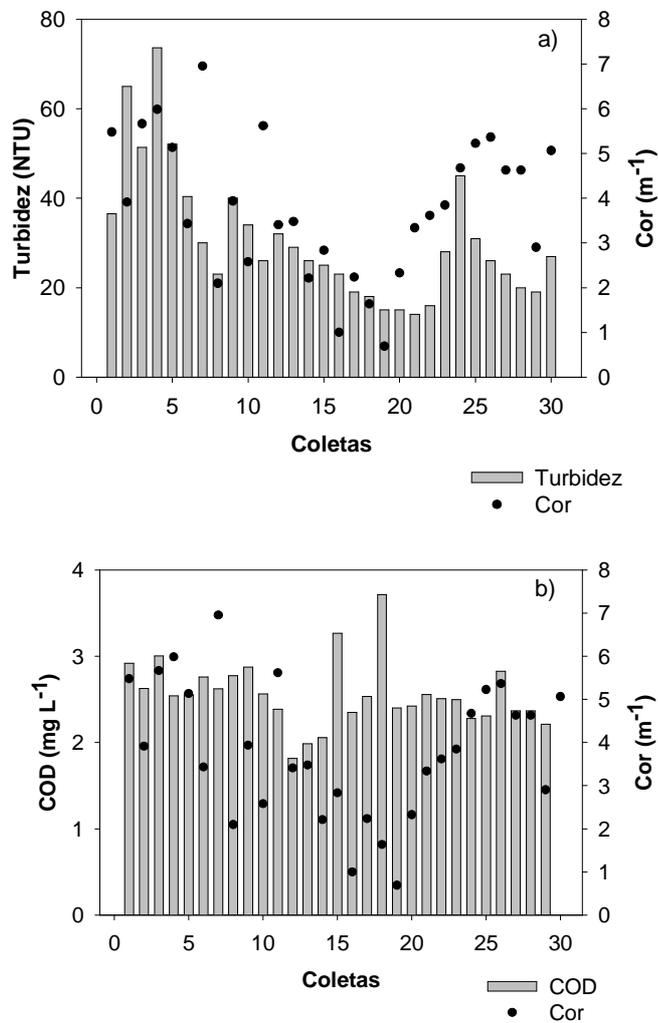


Gráfico 4: Concentração da cor no lago dos Manacás. Em (a) cor e turbidez e (b) cor e COD, nas 30 coletas realizadas.

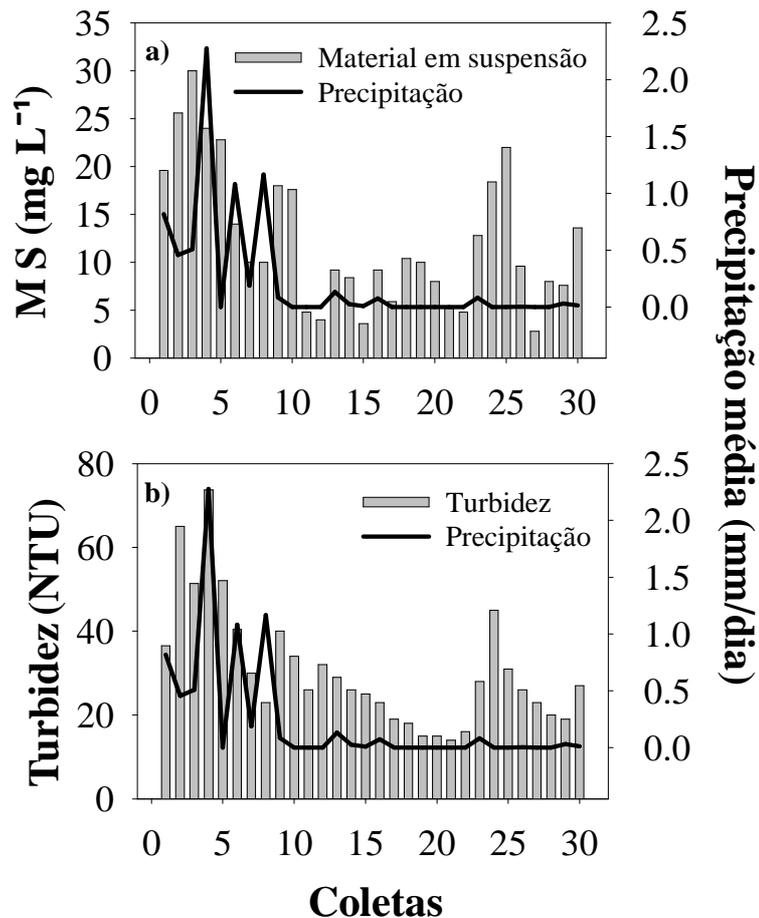


Gráfico 5: Variação do MS (a) e da turbidez (b) com a precipitação média no lago dos Manacás, durante os meses de dezembro e janeiro de 2010.

A turbidez da água pode estar associada com as forçantes climáticas, que estão exibidas nos Gráficos 6 e 7. Foi registrado, na primeira coleta um vento de $7,2 \text{ m s}^{-1}$ (Gráfico 6a) com direção nordeste-leste (Gráfico 7a). Um vento forte de $7,8 \text{ m s}^{-1}$ se repete no dia 15/01/2010 e também possui uma predominância nordeste-leste (Coleta 23: Gráficos 6b e 7b). No geral, a direção do vento obteve um sentido nordeste-leste, porém no mês de dezembro também se observou direções ao sul (Gráfico 7a), como comentado anteriormente. Quando picos de vento não se fizeram presentes a variação esteve entre 0 a 5 m s^{-1} , como pode ser observado nos (Gráficos 6a e 6b), os quais demonstraram que os maiores valores foram registrados durante à tarde.

Uma vez que o vento fundamenta processos de mistura da coluna d'água foi avaliado o perfil de temperatura do lago dos Manacás ao longo dos 30 dias coletados. Com isso, foi

verificado que no início do período estudado (03/12/2009 – 19/12/2009) o lago, quase sempre, manteve-se misturado (Gráfico 8). Estratificação se fez presente no final do mês. Em todo o mês de janeiro a coluna d'água esteve estratificada com máxima registrada de 30⁰C. Um evento de mistura foi observado nos dias 46 e 47, que representam as coletas 24 e 25 deste trabalho.

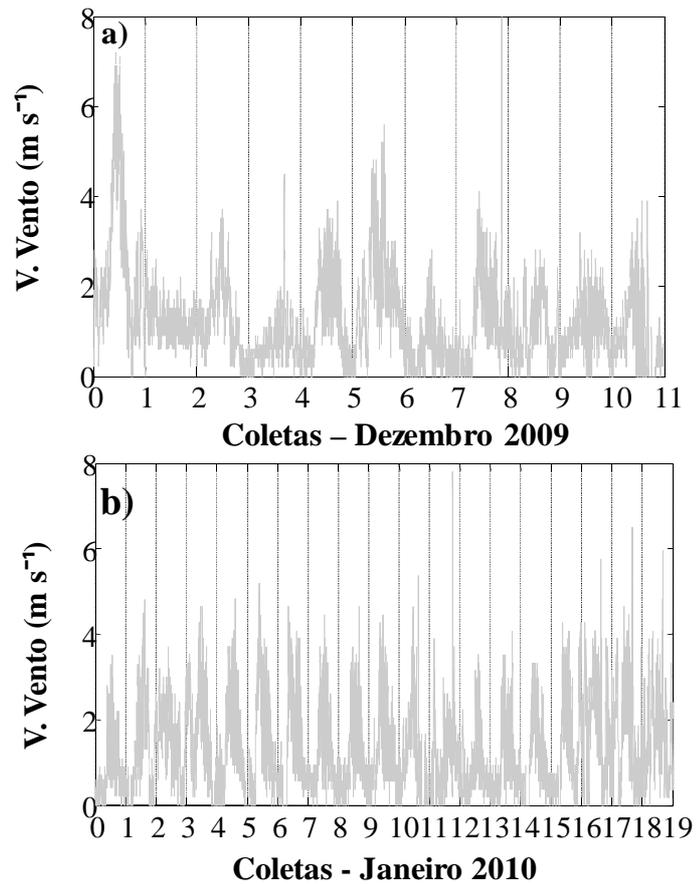


Gráfico 6: Velocidade do vento: (a) período amostral de Dezembro de 2009 e (b) Janeiro de 2010.

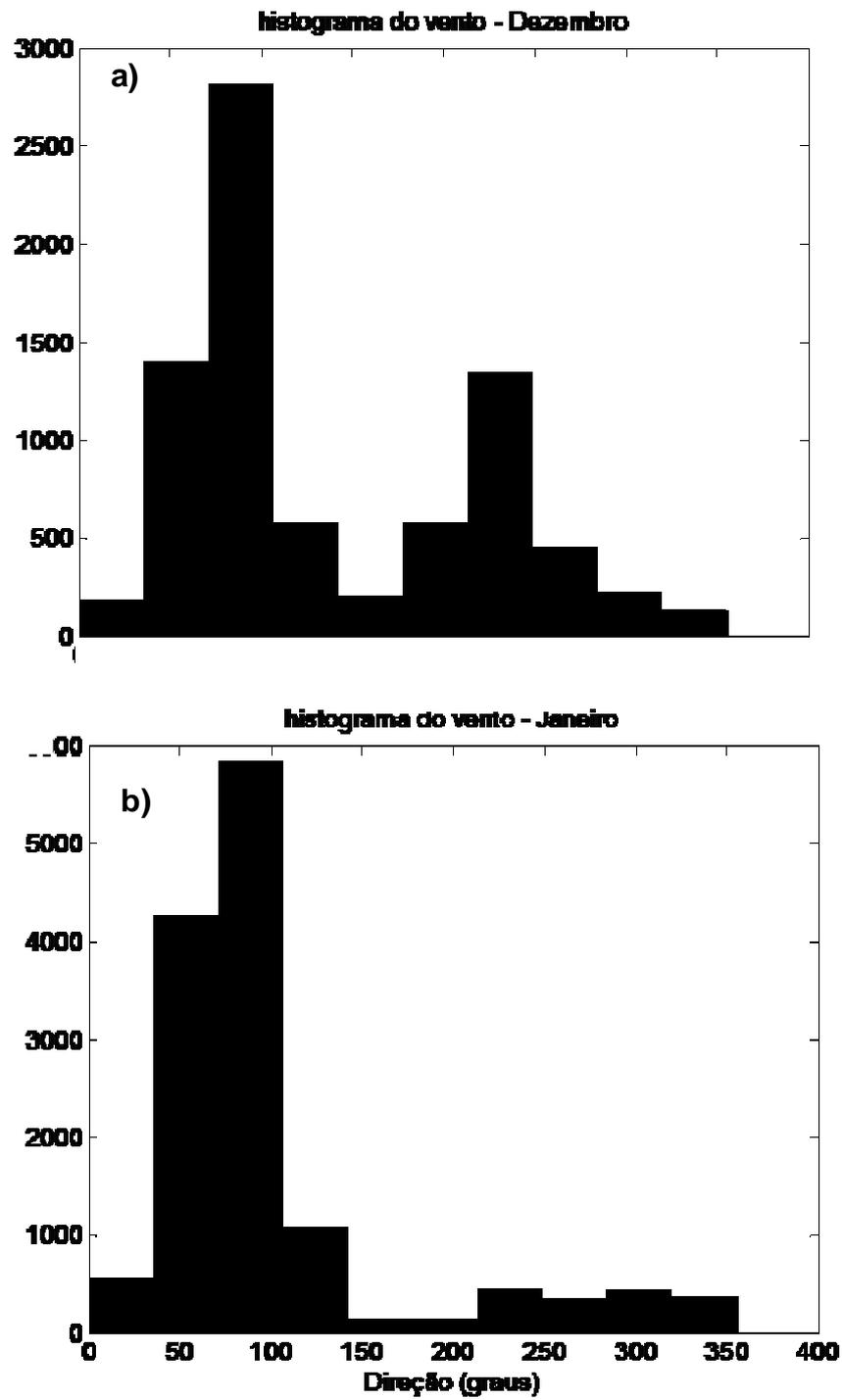


Gráfico 7: Direção do vento: (a) período amostral de Dezembro de 2009 e (b) Janeiro de 2010. O eixo y é o número de observações.

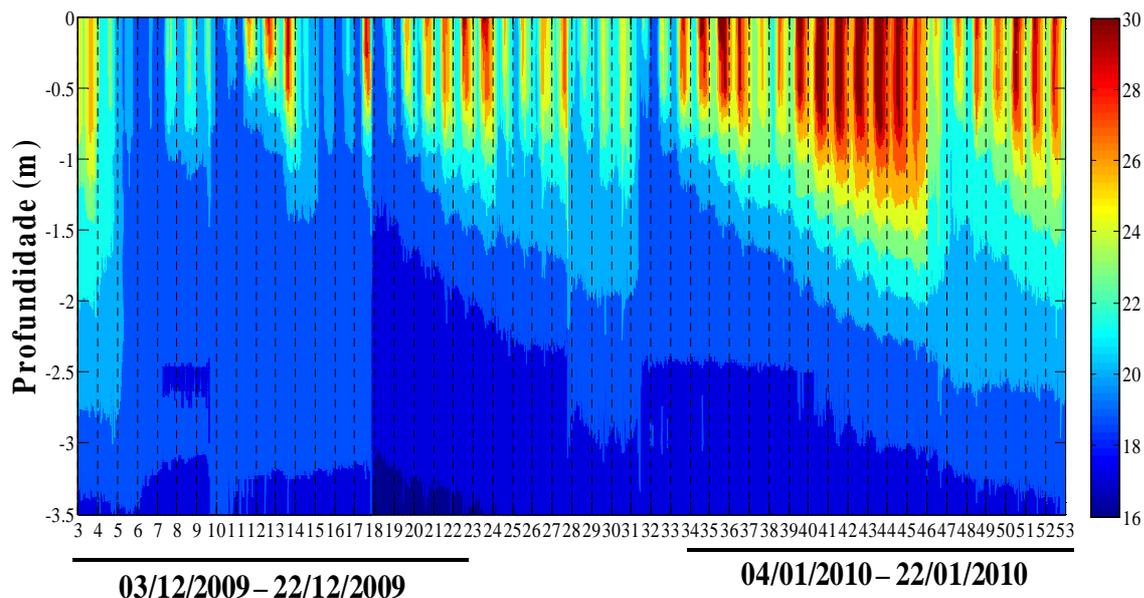


Gráfico 8: Perfil de temperatura. As onze coletas realizadas no mês de dezembro estão entre os dias 03/12/2009 a 22/12/2009, enquanto que as dezenove coletas de janeiro são referentes aos dias 04/01/2010 a 22/01/2010.

Uma vez que o fitoplâncton compõe, juntamente com a matéria orgânica particulada, o material particulado orgânico em ambientes aquáticos foi avaliado as concentrações de clorofila- *a* e a densidade fitoplanctônica. Nesta dissertação, a concentração média da clorofila- *a* foi de $6 \pm 1,7 \mu\text{g L}^{-1}$; maiores valores de clorofila- *a* foram encontrados nas coletas 9, 23, 24, 25 e 27, embora nunca tenha ultrapassado $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (Gráfico 9). Entretanto, resultados máximos de densidade fitoplanctônica foram registrados nas coletas 1 e 12, com valores superiores a 1000 e inferiores a 1100 ind.mL⁻¹. No geral, em 50% das amostragens os valores de densidade estiveram entre 8.165.69 a 8.380.011 ind.mL⁻¹ (Gráfico 10). Ao longo dos dias avaliados, não foi observado um padrão de distribuição entre clorofila- *a* e a densidade de células do fitoplâncton, expressas em ind.mL⁻¹.

Além de avaliar o papel da comunidade fitoplanctônica para a composição do material particulado da água, procuramos observar a dinâmica do pH e da densidade bacteriana, em função das concentrações de COD. Os resultados obtidos para os trinta dias estudados, mostraram que o pH da água dos Manacás não variou em função das concentrações de COD e foi em torno de 7,4 (média e desvio padrão). Nas coletas 1, 2 e 3 o pH da água foi acima de 8 (Gráfico 11). Apesar do COD não ter influenciado no pH, foi

observado no Gráfico 12 uma variação semelhante com a densidade bacteriana. O menor valor de COD foi $1,8 \text{ mg L}^{-1}$ na coleta 12, dia em que a menor densidade bacteriana também foi registrada ($0,29 \cdot 10^6 \text{ ind. mL}^{-1}$). Entretanto, a maior densidade quantificada ($1,21 \cdot 10^6 \text{ ind. mL}^{-1}$) não corresponde com a máxima de COD encontrada ($3,7 \text{ mg L}^{-1}$).

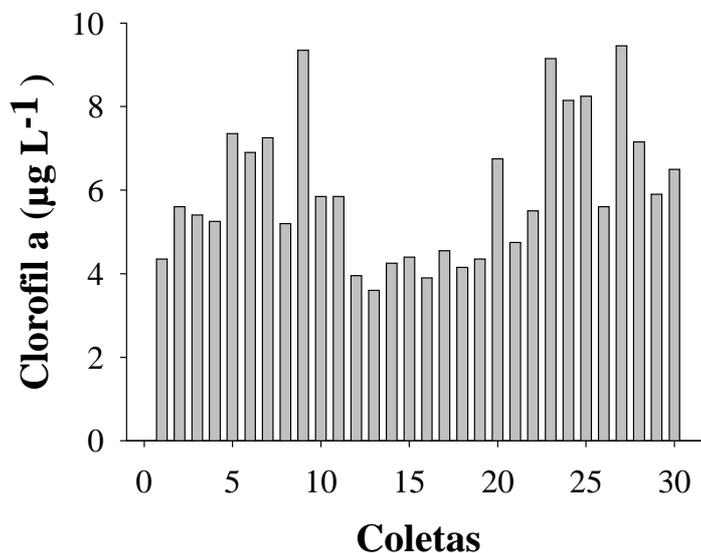


Gráfico 9: Clorofila- *a* medida ao longo das 30 coletas no lago dos Manacás. Maiores valores observados nas coletas 9, 23, 24, 25 e 27, onde estes foram superiores a $8 \mu\text{g L}^{-1}$.

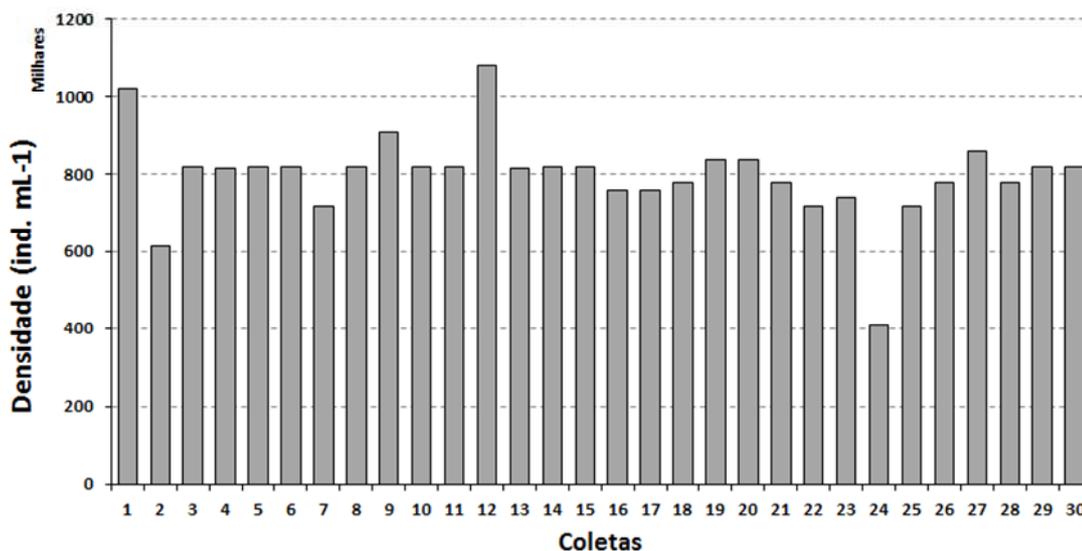


Gráfico 10: Densidade fitoplanctônica observada ao longo das 30 coletas realizadas no lagos dos Manacás. Maiores valores de densidade foram observados nas coletas 1 e 12.

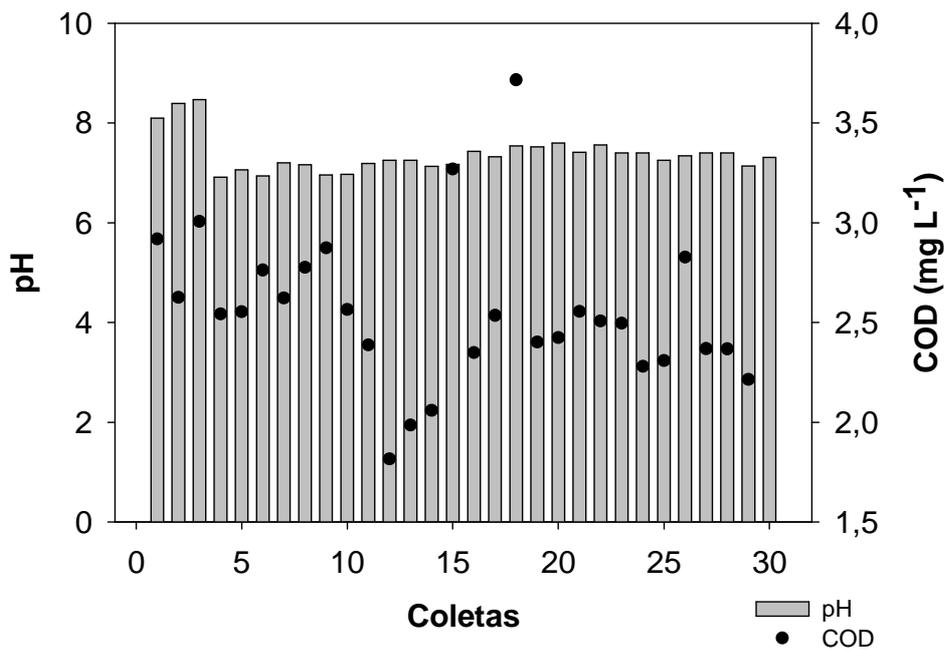


Gráfico 11: Valores de pH da água com as concentrações de COD ao longo dos dias estudados.

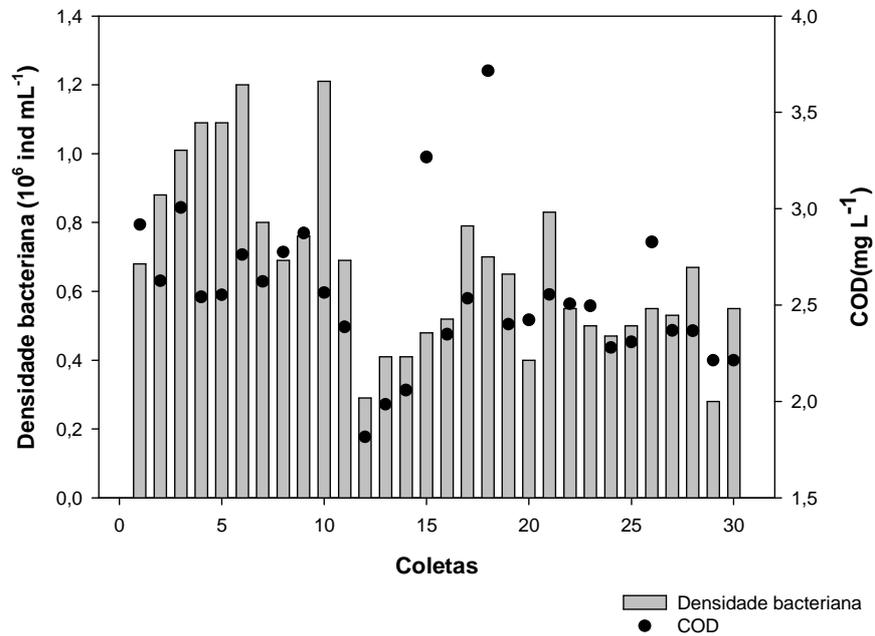


Gráfico 12: Densidade bacteriana e as concentrações de COD no lago dos Manacás ao longo dos dias estudados.

4.3) Modelo de vazão

A modelagem da vazão do lago dos Manacás obteve uma representação que permitiu que a simulação se estabilizasse. No dia 20 (Coleta 4) o modelo gerou uma vazão de $0,0048 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, maior dado simulado ao longo dos 33 dias, entretanto, neste mesmo dia, foi observado em campo uma vazão de $(0,007 \text{ m}^3\text{s}^{-1})$ (Gráfico 13). A vazão medida na coleta 1 e 2 (03/12/2009 e 09/12/2009) foi constante ($0,0042 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) na primeira amostragem e apresentou um acréscimo na segunda, onde foi registrado $0,0048 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Porém, na coleta 3, o dado calculado não apresentou nenhuma correspondência com o medido. Valor inferior à vazão constante não foi encontrado ao longo deste estudo e a vazão média encontrada foi de $0,0474 \pm 0,0025 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ao longo dos dias simulados.

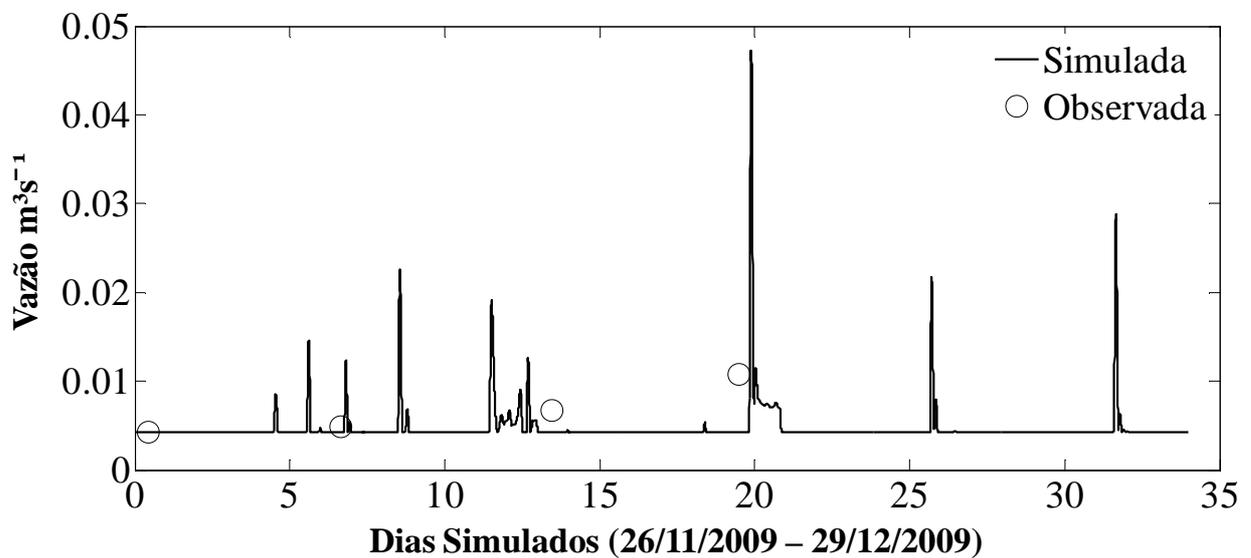


Gráfico 13: Modelagem da vazão do lago dos Manacás.

4.4) Modelagem Hidrodinâmica

O módulo de simulação hidrodinâmica Elcom foi simulado em uma malha de 5x5 m (distância em x e y), a qual forneceu condições reais do lago com um custo computacional baixo (Gráfico 14). Além dessa, foram experimentadas uma malha de 2x2 m (Gráfico 15) e uma de 10x10 m (Gráfico 16), sendo que a última não representou o lago nas profundidades acima de 5 m. Entretanto, a malha de 2x2 m forneceu uma resolução mais detalhada, porém o custo computacional envolvido foi mais alto e os arquivos de saída (netcdf) foram superiores a 2 gigabytes. Por isso, foi escolhida a resolução de 5x5m, que também forneceu resultados satisfatórios para este trabalho.

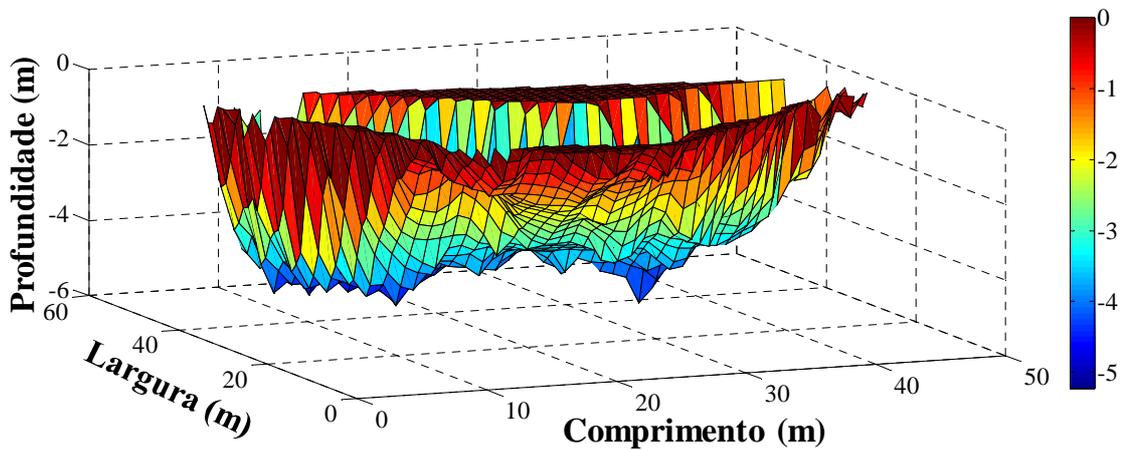


Gráfico 14: Imagem tridimensional do lago dos Manacás. Malha batimétrica 5x5 m.

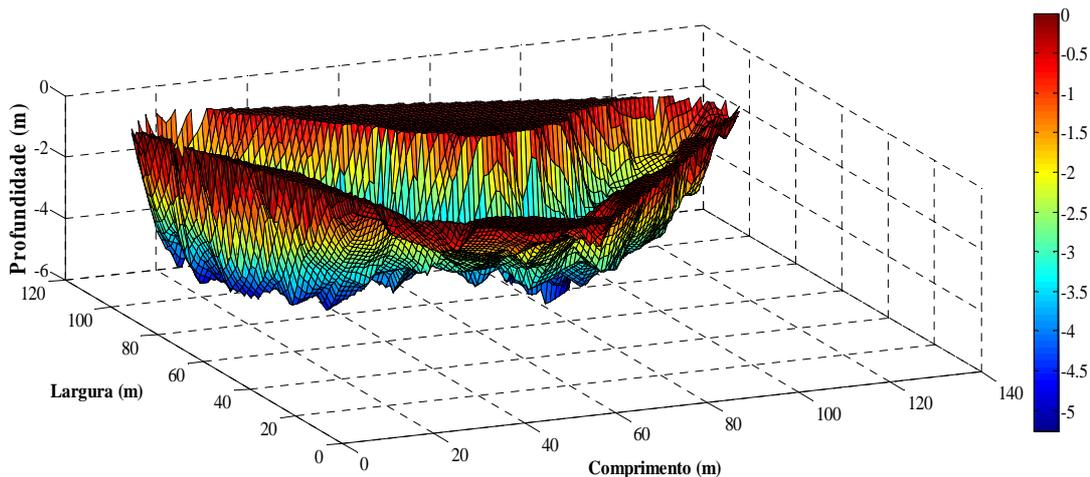


Gráfico 15: Imagem tridimensional do lago dos Manacás. Malha batimétrica 2x2 m.

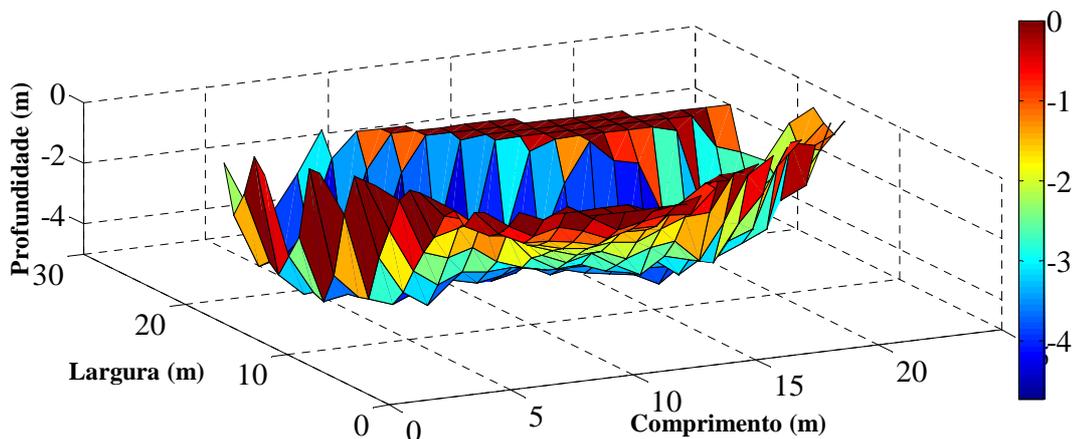


Gráfico 16: Imagem tridimensional do lago dos Manacás. Malha batimétrica 10x10 m.

A simulação de temperatura do lago dos Manacás, com o modelo hidrodinâmico Elcom foi bem representada na superfície da água com uma confiabilidade ao longo deste estudo que pode ser observada no (Gráfico 17a), onde a série simulada acompanha a temperatura superficial da água medida com a Cadeia de Termistor 3. Além disso, o coeficiente de determinação de Nash-Sutcliffe foi de 0,879. Os maiores erros percentuais que foram obtidos na simulação estão entre os dias 20 e 30, que correspondem ao final do período modelado e metade do mês de dezembro (16/12/2009 – 29/12/2009).

A porcentagem de erro, ao longo da simulação, foi inferior a 20% (Gráfico 17b), o que constitui em uma confiabilidade na aplicação deste modelo no ambiente estudado. Porém, o Elcom não obteve uma representação significativa na região intermediária e no

fundo do lago (Gráficos 18 e 19). Tais profundidades foram comparadas com os termistores situados a 2,5 m e 3,5 m de profundidade, também localizados na Cadeia 3.

A simulação no meio do lago (Gráfico 18a) não acompanhou o perfil observado em campo em todos os 33 dias modelados, porém, na fase inicial, ocorreu uma melhor representação que pode ser confirmada no (Gráfico 18b), o qual apresenta um erro percentual inferior a 8%. Os maiores erros registrados estiveram próximos a 20% e estão associados a cinco dias simulados, entre o dia 15 e 30. Estes são correspondentes à metade do período modelado.

Diferente do meio, a modelagem do fundo do lago não representou o perfil observado em campo em nenhum dos 33 dias calculados (Gráfico 19a) e apresentou uma margem de erro superior a 20% entre os dias 15 e 30 (Gráfico 19b). Erros de 10% foram registrados no início da simulação, os quais não estiveram presentes nas camadas da superfície e do meio.

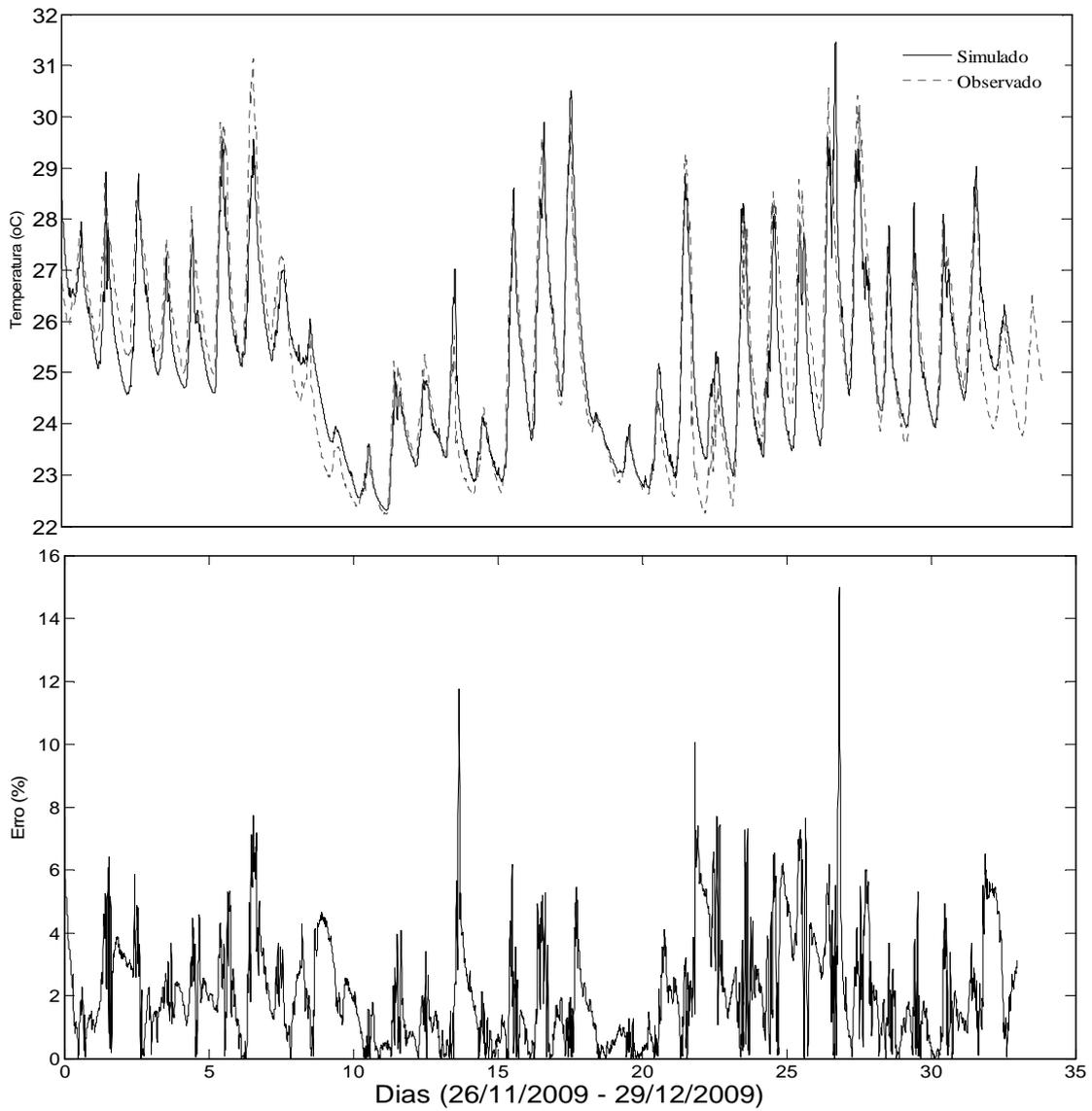


Gráfico 17: Simulação de temperatura da região superficial. Em (a) modelagem na superfície comparada com o valor medido a 0 m pela Cadeia de Termistor 3. O Gráfico (b) mostra a porcentagem de erro encontrada entre os dados simulados e observados nessa região.

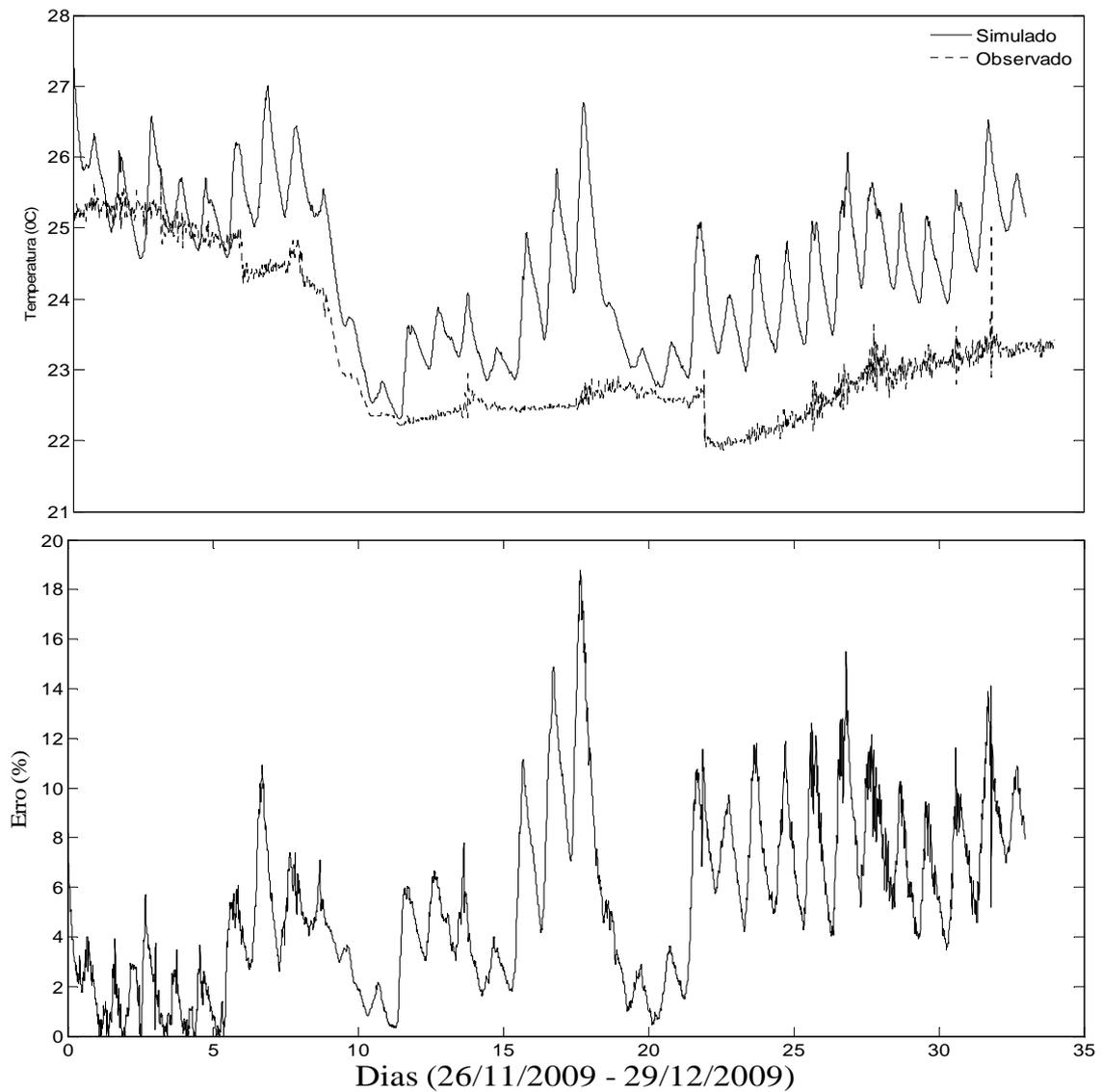


Gráfico 18: Simulação de temperatura da região intermediária (meio). Em (a) modelagem no meio comparada com o valor medido a 2,5 m pela Cadeia de Termistor 3. O Gráfico (b) mostra a porcentagem de erro encontrada entre os dados simulados e observados nessa região.

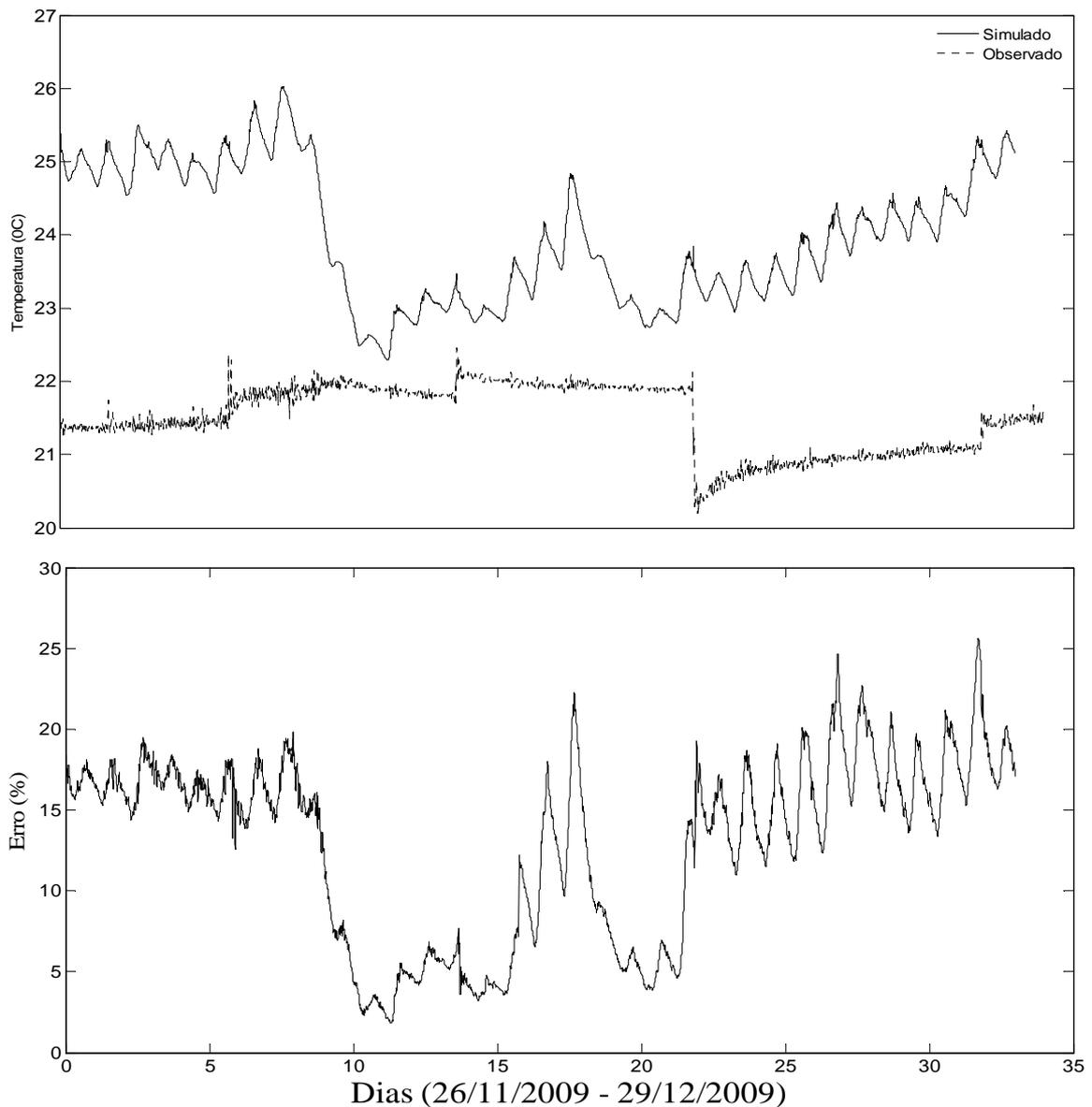


Gráfico 19: Simulação de temperatura da região profunda (fundo). Em (a) modelagem no fundo comparada com o valor medido a 3,5 m pela Cadeia de Termistor 3. O Gráfico (b) mostra a porcentagem de erro encontrada entre os dados simulados e observados nessa região.

No geral, a modelagem obteve 87% de acerto na superfície da água. Esta representação foi alcançada com a configuração do modelo a partir de dados climatológicos locais, fornecidos pela Estação Meteorológica instalada na superfície e que foram os melhores e mais confiáveis dados de entrada para o modelo. Nas demais regiões a porcentagem de correspondência foi bastante baixa, indicando que um maior esforço de calibração deve ser adotado.

5) Discussão

A importância de um estudo limnológico integrado é indiscutível para o gerenciamento de lagos e reservatórios, mas a complexidade que envolve os sistemas impossibilita uma análise conjunta de cada compartimento, como o físico, o químico e o biológico. Com isso, novas ferramentas vêm sendo aplicadas e aprimoradas pelos limnólogos, uma delas é a modelagem matemática. Esta dissertação versou sobre o papel de modelos matemáticos como uma ferramenta de estudos ecológicos, capazes de analisar o ambiente de forma conjunta.

Para a construção do modelo geramos a malha batimétrica, que está associada com a resolução do ambiente estudado, com o custo computacional e o tamanho dos arquivos de saída no Elcom. Neste trabalho foi usada uma malha de 5x5 m, onde o custo computacional foi reduzido (24 horas de simulação). Esta malha proporcionou uma boa resolução e atendeu o limite de 1 gigabyte dos arquivos de saída (netcdf) no pós-processamento do Elcom (HODGES & DALLIMORE, 2010). As outras malhas que foram trabalhadas foram de 2x2 m e 10x10 m. A malha de 2x2 m é mais refinada e quando comprada com a de 5x5 m não mostrou diferentes resultados na simulação (dados não mostrados). O custo computacional foi maior (96 horas de simulação) e não atendeu o limite proposto pelo código para os arquivos de saída, uma vez que constituíram-se em 2 gigabytes. De acordo com SOARES (2003), quanto mais refinada for a malha maior será o tempo de simulação, o que explicou o maior tempo que foi demandado pela malha de 2x2. A simulação na malha de 10x10 m completou-se com 3 horas, porém a resolução do lago não foi eficaz.

O tamanho dos arquivos de saída também está relacionado com o *time step* escolhido. HODGES & DALLIMORE, (2010) comentaram que a definição do *time step* se relaciona com o campo de ondas internas do Elcom, quanto menor for o *time step* maior será o número de cálculos. Além disso, o *time step* varia ao longo da simulação e o menor *time step* depende do movimento nas direções vertical e horizontal. No lago dos Manacás a simulação se tornou estável em um passo de tempo programado para 10 s. A literatura demonstra um trabalho de modelagem com o Elcom, onde o *time step* utilizado foi de 240 s (SPILLMAN, 2007), passo de tempo bem maior que o usado nesta simulação. Então, verificou-se que as características morfométricas do lago e os processos climáticos locais, como a intensidade e direção do vento, podem influenciar no campo de ondas internas e

fazer com que o *time step* oscile, se adaptando para um valor máximo que possa suportar movimentos na horizontal e vertical. Características de contorno como a morfometria e a climatologia local foram especificadas nos arquivos de entrada (*inputs*).

Os arquivos de entrada utilizados nessa modelagem ofereceram uma configuração refinada dos dados. Os dados climatológicos foram inseridos em um intervalo amostral de 2 minutos e a Estação Hobo foi instalada na superfície da água, na região mais profunda da coluna d'água. Respeitando o intervalo de tempo dos arquivos meteorológicos, foi modelada a vazão do lago. A modelagem da vazão de entrada obteve uma representação que permitiu que a simulação se estabilizasse, contudo foi inexistente uma observação de campo com uma série longa, o que precisa ser mais bem trabalhado em estudos futuros. Da mesma forma, a vazão de saída, estabelecida igual a vazão de entrada, não conferiu problemas ao módulo de simulação. A vazão modelada foi satisfatória, somente, na camada superficial, onde a temperatura da água foi bem representada. Nas demais profundidades estudadas, meio e fundo, a modelagem da temperatura não mostrou representação com a realidade. Este fato pode estar associado com os valores de vazão modelados e com o balanço radiacional no lago dos Manacás. Quanto à vazão, a ineficiência dos dados obtidos com a modelagem está associada com: metodologia de medição, não fechamento do balanço de massa e curta série de observação. Em relação ao balanço radiacional, faz-se necessário avaliar a influência do perfil de concentração do material em suspensão presente no lago, durante o período estudado, uma vez que as partículas interferem na entrada de luz.

A simulação obteve resultados satisfatórios na superfície da água e mostrou que o modelo Elcom, para a temperatura da água, representou a realidade de forma sólida quando comparado com os dados que foram observados em campo, onde diagnosticou-se mais de 80% de correspondência. A literatura demonstra que a aplicação deste modelo subsidia o entendimento da distribuição espacial e temporal de compostos biogeoquímicos em todo o reservatório. ROMERO (2004) encontrou estes resultados quando analisou dois reservatórios, ambos com um modelo unidimensional (DYRESM) e o Elcom, acoplados a um modelo ecológico (CAEDYM). Este autor esclareceu que a aplicação do Dyresm foi confiável e suficiente para quantificar variações no espaço e no tempo, mas apenas na estrutura vertical. Diferente deste, o Elcom, com um código hidrodinâmico sofisticado, também capturou a variabilidade biogeoquímica na horizontal e mostrou como os fluxos de entrada em um ambiente aquático podem afetar a ciclagem do nitrogênio e do fósforo.

SPILLMAN (2007) também demonstrou a importância de usar um modelo hidrodinâmico tridimensional quando se trata da distribuição de nutrientes. De forma similar ROMERO (2004) obteve uma eficiente representação da temperatura da água em toda a profundidade. Porém, este trabalho não alcançou estes resultados para o meio e fundo do lago (metalímnio e hipolímnio). Além disso, a inacurácia que foi apresentada pelas camadas interiores, relacionou-se com o não fechamento do balanço de vazão e radiacional, além da determinação das camadas verticais Eulerianas-Lagrangianas, que não foram suficientes para quantificar os processos de mistura e estratificação térmica do lago, nestas profundidades. Com isso, foi verificada a necessidade de um maior detalhamento da estrutura em camadas, o que levaria a custo computacional maior. Apesar de não conferir custo computacional, é necessário reavaliar os dados de entrada do Elcom, no que diz respeito aos balanços. Embora a resolução de todas as camadas não tenha sido obtida, isto não é suficiente para invalidar os resultados que foram encontrados na superfície, uma vez que a temperatura simulada demonstrou uma eficiente representação com os dados observados.

Para obter bons resultados da vazão do lago dos Manacás, maiores medições devem ser realizadas. A série utilizada neste trabalho foi modelada a partir dos dados de precipitação, com poucas observações em campo. Assim, para maior conhecimento do regime do lago é indicado que se forme uma base de dados maior. Para isso, são necessários trabalhos posteriores a essa dissertação. Novas metodologias para a amostragem devem ser implementadas, a mais indicada para este caso são os vertedouros.

No estudo das características biogeoquímicas foi verificado que o lago é frágil a mudanças do clima e que estas o tornam turbido quando condições adversas se fazem presentes. Esta mesma observação foi feita por SCHEFFER *et al.* (1998) para ecossistemas aquáticos pequenos, como o Manacás. ERTHAL *et al.* (2009) em um trabalho de modelagem do reservatório do Broa, demonstrou que um vento de $4,4 \text{ m s}^{-1}$ com predominância no eixo norte-sul é suficiente para romper a estratificação térmica deste reservatório. Entretanto, essa dissertação mostrou que os processos de mistura do lago dos Manacás estão associados a ventos médios de menor intensidade ($1,4 \text{ m s}^{-1}$) e com uma direção nordeste-leste, embora na coleta 2 e 3 o vento tenha predominado no sentido sul. Ventos de $7,2 \text{ m s}^{-1}$ com predominância (NE-E) foram registrados no dia 03/12/2009, que é referente a coleta 1 dos parâmetros biogeoquímicos e da análise da cor do lago, porém este

vento não implicou na circulação completa da coluna d'água, que manteve uma fraca estratificação. Mas, registros de $7,8 \text{ m s}^{-1}$ levaram a completa mistura do lago, quando a cor do lago estava sendo avaliada.

Eventos de mistura também estiveram associados à precipitação que foi máxima durante a coleta 2 (40 mm). Uma precipitação com esta intensidade não foi observada em nenhum outro dia deste estudo, sendo que na coleta 4 a precipitação foi ausente. Durante a quarta coleta, o lago estava estratificado e assim como na coleta 1 apresentou um vento (NE-E) de baixa intensidade. Um dos fatores que levou à estratificação foi a alta temperatura do ar, que neste dia atingiu, aproximadamente, um pico de 30°C . No geral, durante o mês de dezembro choveu ao longo de vários dias em Juiz de Fora, com uma precipitação média em torno de $1 \pm 3 \text{ mm}$. Isto mostrou que uma maior vazão de entrada é capaz de provocar processos de mistura no lago e elevar as concentrações de material em suspensão e turbidez.

Uma vez que os processos de mistura podem ser responsáveis pela dinâmica biogeoquímica do lago, foi observada uma forte associação do material em suspensão e da turbidez com a precipitação, marcado por dias com circulação total da coluna d'água. Além disso, a velocidade do vento também foi maior nos dias de mistura. Maiores médias de turbidez foram observadas em dias que a coluna d'água estava completamente misturada, estando presente a precipitação. Essa dinâmica se repete durante este trabalho e está relacionada com o escoamento superficial e, principalmente, com a ressuspensão do sedimento, que foi determinada pelo aumento da vazão, em grande parte dos casos. AZEVEDO *et al.* (2003) e SOARES *et al.* (2009) classificaram o lago dos Manacás como um sistema túrbido, com baixa profundidade de Secchi (0,1 a 1,5m). ALCÂNTARA (2010) observou que no *floodplain* Curuai os maiores valores de turbidez foram associados com a diminuição do nível da água (1,4 m na posição da estação SIMA), deixando-o sujeito a ressuspensão do sedimento em presença de fortes ventos. Maiores valores de turbidez foram encontrados de novembro para dezembro. Quando o nível da água era maior, as concentrações de turbidez decresceram e o material suspenso tendeu a sofrer sedimentação. SCHEFFER (1998) atribuiu que em lagos rasos as partículas presentes no sistema sofrem um constante fluxo de sedimentação e ressuspensão, uma vez que a estratificação nunca é estável, dessa forma o sedimento atua como uma fonte de nutriente para o epilânio.

Observou-se neste trabalho que o padrão de nutrientes variou com as condições climáticas, uma vez que apresentaram maiores concentrações quando o lago estava misturado, principalmente o fosfato. Em contrapartida, os valores de ferro total nos Manacás, foram quantificados em altas concentrações em todas as amostragens. É sabido que o hidróxido de ferro possui uma alta afinidade pelo fósforo, os quais se adsorvem e formam colóides que sofrem rápida sedimentação. No lago dos Manacás, o teste de componentes principais mostrou que o fosfato esteve em maior quantidade quando o ferro total foi menor. Esta afirmação é validada pela observação das concentrações médias de ferro total e fosfato na superfície da coleta 2, onde maiores médias de ferro estiveram presentes, enquanto o fósforo foi significativamente menor. Porém, duas vias de interpretações podem ser tomadas nessa observação: uma delas é se realmente o fosfato foi controlado pelo ferro e a outra, se foi pela precipitação que atuou na diluição deste nutriente e mistura da coluna d'água. A mistura foi indicada pelo Gráfico 2. A fim de interpretar a dinâmica do ferro e do fosfato no lago foram observadas as médias registradas no fundo. Assim, verificou-se que a maior média de ferro e menor média de fosfato estiveram presentes na coleta 4, quando o lago estava estratificado. Este fato deixa claro o controle exercido pelo ferro total no fósforo no lago dos Manacás, durante o mês estudado. Diante do exposto, foi visto que o controle existe, mas as médias inferiores de fosfato na coleta 2 podem estar fortemente associadas à diluição.

A literatura enfatiza o controle exercido pelo ferro, contribuindo para a limitação de fósforo em reservatórios. Neste trabalho, as médias de fosfato demonstram que o fósforo não é limitante no lago e que este vem aumentando nas últimas décadas (ALMEIDA *et al.*, 2009). SOARES *et al.* (2009) verificou que este nutriente esteve abaixo do limite de detecção em maio de 1999, entretanto as concentrações se restabeleceram rapidamente, com maiores valores registrados em setembro deste mesmo ano (0,6 μM). Estes autores também relataram que temperaturas da água abaixo de 20⁰C, condicionou uma maior biomassa média de uma espécie de alga típica de regiões temperadas, *Limnotrix bicudo*, descrita pela primeira vez por AZEVEDO *et al.* (2003) no lago dos Manacás. Há dois anos que o lago vem sendo monitorado quinzenalmente e desde então esta espécie, não foi novamente identificada. Pouco se sabe sobre o desaparecimento da *Limnotrix bicudo* no lago dos Manacás.

O pH da água indicou que o sistema é neutro, diferente de agosto de 1999, onde este foi ácido (SOARES *et al.*, 2009). pH ácido no lago foi um fato isolado, que pode estar associado com elevado metabolismo planctônico. Entretanto, estas medidas não foram realizadas durante este estudo; foi observado que o pH alcançou médias maiores na coleta 1 (Gráfico 3) e que não variou em função das concentrações de COD. Maiores valores de carbono orgânico podem aumentar o metabolismo bacteriano, com excreção de ácidos como o dióxido de carbono e metano, tendendo a reduzir o pH da água. Reduções no pH da água devido a entrada de carbono orgânico são de ocorrência comum em ambientes amazônicos, quando o pulso de inundação alaga extensas áreas de vegetação. Neste trabalho, observou-se que a densidade bacteriana variou em função das concentrações de COD, apesar do valor máximo de ambas as variáveis não terem sido registrados no mesmo dia. Nas coletas 2, 3 e 4 foi observado um decréscimo médio de $0,5 \pm 0,1$ nas concentrações de pH no fundo. Menores valores de pH e oxigênio no fundo são fatores comuns em sistemas estratificados. O oxigênio apresentou estratificação química, uma vez que as médias tenderam a diminuir com profundidades maiores. O hipolímnio do lago esteve próximo à anoxia durante a coleta 1 e hipoxia nas coletas 2 e 3, mesmo quando movimentos de mistura se fizeram presentes, o que foi indicativo de forte decomposição, nesta região. Na coleta 4, o lago não foi hipóxico, uma vez que apresentou uma média de $3,3 \text{ mg L}^{-1}$. De acordo com WETZEL (2001), a hipoxia constitui-se de valores de OD entre 2 a 3 mg L^{-1} .

As médias de clorofila- *a* não variaram entre as coletas e as menores médias, assim como o OD, foram associadas à camada acima do sedimento, uma vez que a atividade fotossintética está relacionada com profundidades menores, onde a luz consegue penetrar. Com isso, foi registrado que as maiores médias de clorofila- *a* foram associadas com a região intermediária, embora os valores quantificados para a superfície sejam bem próximos. A análise de PCA, que foi aplicada somente na superfície da água, mostrou que as maiores médias de clorofila- *a* estiveram presentes quando os níveis de NID e fosfato foram maiores, o que é bastante razoável, pois o fósforo inorgânico e o nitrogênio inorgânico são os principais nutrientes requeridos pela comunidade fitoplanctônica. Isto mostrou a importância destes nutrientes para a densidade do fitoplâncton. Foi verificado que as forçantes climáticas podem atuar indiretamente na dinâmica biogeoquímica, pois os maiores registros de NID, coletas 2 e 3, estão relacionados com períodos de mistura da coluna d'água, que ressuspenderam o nitrogênio inorgânico preso ao sedimento. Conforme demonstrado por vários trabalhos, eventos de circulação da água ressuspendem nutrientes. Elevadas

quantidades de NID no fundo estão associadas ao processo interno de amonificação que ocorre na região hipolimnética. Tal processo é acoplado à decomposição da matéria orgânica. Sendo assim, uma relação entre os baixos níveis de OD e maiores médias de NID no fundo, podem ser indicativos de grande decomposição nessa região. Porém, o carbono orgânico dissolvido não mostrou variação nas profundidades que foram estudadas e nem entre as coletas. Na coleta 1, ele foi um pouco maior, mas nada tão discrepante foi observado. As médias de COD nunca foram superiores a $3,9 \text{ mg C L}^{-1}$, mas este valor permitiu afirmar que o sistema possui consideráveis médias de carbono, uma vez que a literatura classifica sistemas ricos em COD os maiores que 4 mg C L^{-1} (SNUCIS & GUNN, 2000) e aqueles que possuem de $2 - 20 \text{ mg C L}^{-1}$ (FARJALLA *et al.*, 2009). Nessa mesma coleta, a cor do lago foi mais alta, o que é indicativo de uma relação entre estes parâmetros, sendo assim foi acentuada a importância do COD para o ecossistema, uma vez que a sua fração húmica pode afetar o padrão de coloração da água. Águas ricas em COD são amareladas, enquanto águas claras possuem baixos níveis de carbono (RECHE *et al.*, 2000; PACE & COLE, 2002), o que pode afetar a produtividade do sistema, uma vez que a matéria orgânica dissolvida pode atenuar a radiação impedindo que ela alcance a coluna d'água, fazendo da luz um fator limitante para o crescimento do plâncton (BROOKES *et al.*, 2005). Muitos trabalhos tratam dessa relação e demonstram que grandes sistemas, em todo o mundo, que exibem expressiva soma de matéria orgânica podem ser limitados por luz devido à variação do aporte do carbono orgânico dissolvido (KARLSSON *et al.*, 2009). Estas variações podem ser associadas a aspectos hidrológicos e à precipitação (BROOKES *et al.*, 2005), assim como ao tamanho da bacia de drenagem e a cobertura do solo.

Apesar de o referencial teórico e as médias que foram obtidas na primeira coleta reportarem esta relação, os nossos resultados demonstraram que a cor do lago dos Manacás não foi correlacionada com o carbono orgânico dissolvido e sim, indiretamente, com o material particulado, que foi elevado durante o período estudado. Maiores registros de turbidez e material em suspensão foram associados à constante precipitação observada no mês de dezembro, que, muito provável, carregou material particulado para dentro do lago. Apesar da contribuição da chuva, não foram observados incrementos no COD. Entretanto, a variação do COD e a sua influência na cor da água ainda devem ser tratadas para este lago. As medidas tomadas neste trabalho foram restritas, a um período curto de amostragem durante meses chuvosos na região Sudeste. De forma a entender melhor os fatores

determinantes da cor na água do lago dos Manacás uma série maior de amostragem deve ser realizada.

O incremento do material particulado também está associado com um vento de $7,2 \text{ m s}^{-1}$ predominante no sentido nordeste-leste no mês de dezembro, que condicionou uma estratificação térmica e levou a mistura parcial da coluna d'água, a qual acarretou na ressuspensão do sedimento. Ao longo desse período, a velocidade do vento variou entre 4 a 8 m s^{-1} , a direção predominante foi (NE-E) e o lago ficou misturado. Em janeiro, apesar do vento exibir a mesma predominância, o lago manteve-se estratificado e a mistura se fez presente entre as coletas 23, 24 e 25 que é relacionada a um vento de $7,8 \text{ m s}^{-1}$ durante a coleta 23. Assim, foi verificada uma forte influência da chuva na circulação da água.

Acréscimos no material em suspensão e turbidez acompanharam os eventos de circulação da água. Com isso, observou-se como as forças climáticas, principalmente as chuvas, impulsionaram o aumento da concentração de material particulado inorgânico, influenciando assim, indiretamente na cor do lago dos Manacás. Porém, maiores estudos devem ser realizados para entender o padrão de coloração do lago, os quais devem ser submetidos a uma escala de estudo sazonal e interanual. Uma vez que o material em suspensão influenciou de forma indireta na coloração da água, foi avaliado o papel da clorofila- *a*, uma medida indireta da biomassa fitoplanctônica. Dessa forma, o fitoplâncton contribui com a fração particulada orgânica, a qual influenciou na coloração. Existem trabalhos na literatura que mostram o papel desses organismos no padrão de cor dos lagos, assim como a influência de lagos coloridos na produtividade primária. A clorofila- *a* que foi medida neste trabalho não acompanhou a densidade do fitoplâncton, o que pode estar relacionado com o biovolume celular.

Em síntese, o lago dos Manacás é mesotrófico (SOARES *et al.*, 2009), apresentou uma variação sazonal de temperatura da água, não é limitado por nutrientes e carbono, é bem oxigenado, neutro e apresentou alta turbidez ao longo do período estudado.

6) Considerações finais

Versa sobre como é importante para a limnologia que grupos de pesquisas tomem pequenos ou grandes lagos como objetos de estudo, a fim de entender os padrões ecológicos do sistema, assim como rever o que é proposto pela literatura científica atual. Além disso, projetos como o Monitoramento do lago dos Manacás constitui-se em uma importante ferramenta de inicialização de novos limnólogos, como é o caso. Desde a sua primeira fase (1999 – 2000) e a segunda (2008 até os dias atuais), o lago vem abrindo discussões científicas em trabalhos indexados, resumos, painéis e artigos para congressos e simpósios. Muito destes, não foram citados no corpo desta dissertação e alguns deles foram realizados por: ALMEIDA *et al.* (2009); FREITAS *et al.* (2009); FREITAS *et al.* (2009); LIMA *et al.* (2009) e MUCCI *et al.* (2009).

Estes trabalhos trataram dos mais diversos temas que envolvem a ecologia do lago, mas ainda existem perguntas a serem respondidas. Os resultados obtidos com essa dissertação contribuíram para o entendimento da dinâmica espacial do lago e como a meteorologia impulsiona o seu estado térmico e a cor da água.

Em uma segunda fase, vislumbra uma modelagem completa do lago com o acoplamento do Elcom ao modelo ecológico Caedym. Sendo assim, os dados biogeoquímicos que foram amostrados serão utilizados na modelagem acoplada ELCOM-CAEDYM, a qual constituirá em uma modelagem ecológica tridimensional completa do lago. Porém, esta modelagem, foi iniciada ao longo dessa dissertação e, por razões particulares, como o tempo demandado por uma modelagem ecológica tridimensional, não foi concluída a tempo da finalização desta dissertação. Alguns passos foram tomados, a saber:

- Configuração do Elcom;
- Satisfatória representação do Elcom na superfície;
- Organização das variáveis compulsórias do Caedym;
- Configuração do Caedym;
- Primeira rodada.

O passo sequencial é o início da fase de calibração da temperatura da água no meio e fundo da coluna d'água. Após esta etapa, será dado início à calibração das variáveis do Caedym, sendo estes, futuros caminhos dessa dissertação...

7) Conclusões

Esta dissertação conclui que:

- A modelagem se estabilizou com o modelo de vazão gerado na superfície da coluna d'água, mas maiores estudos de vazão precisam ser realizados;
- A malha batimétrica de 5x5 m ofereceu uma boa resolução para a modelagem;
- O modelo hidrodinâmico Elcom representou de forma eficiente a superfície da coluna d'água, conferindo assim em uma credibilidade da sua aplicação neste ambiente, apesar da camada intermediária e profunda não ter oferecido resultados tão satisfatórios;
- A cor do lago, no período estudado, esteve fortemente e indiretamente associada ao material particulado inorgânico, representado pela turbidez e o material em suspensão;
- Eventos de mistura também foram associados a ventos acima de $7,0 \text{ m s}^{-1}$ e direção (NE-E);
- O lago não apresentou uma variação espacial, entre os pontos amostrados, para os diversos parâmetros limnológicos considerados, porém as variáveis medidas sofreram influência da meteorologia;
- No geral, não ocorre limitação por nutrientes e COD, o lago é bem oxigenado, apresenta um pH neutro, a água apresenta altas concentrações de ferro total e a população bacteriana é baixa;
- Ferramentas de estudo como a Cadeia de Termistor e a Estação Meteorológica respaldaram os estudos no lago, uma vez, que este é considerado um laboratório de campo, no qual as entradas, saídas e o clima não são controlados.

8) Referências

ABRAHAM, R., MARSDEN, J.E., RATIU, T., 1988, *Manifolds, Tensor Analysis, and Applications*. 2 ed. New York, Springer-Verlag.

ALCÂNTARA, E., NOVO, E., STECH, J., LORENZETTI, J., BARBOSA, C., ASSIREU, A., SOUZA, A., 2010, “A contribution to understanding the turbidity behavior in a Amazon floodplain”. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 14, pp. 351-364.

ALEXANDER, R., IMBERGER, J., 2008, “Spatial distribution of motile phytoplankton in a stratified reservoir: the physical controls on patch formation”. *Journal of Plankton Research*, v. 0, n. 0, pp. 1-18.

ALMEIDA, R. M., CARDOSO, S. J., PACHECO, F. S., SOARES, M. C., ROLAND, F., 2009. “Aspectos Limnológicos do Lago dos Manacás”. *XXXII Semana de Biologia da UFJF e XV Mostra de Produção Científica*, CD-Room, Juiz de Fora, MG.

ALMEIDA, R. M., DIAS, G. S., FREITAS, A. V., PAIVA, R. R., MARQUES, G. R., ROLAND, F., 2009, “Lago dos Manacás (Juiz de Fora, MG): 10 anos depois”. *XII Congresso Brasileiro de Limnologia*, 789, Gramado, RS, 23-27 Agosto.

AMSTRONG, R. A., 1999, “An optimization-based model of iron-light-ammonium colimitation of nitrate uptake and phytoplankton growth”. *Limnology and Oceanography*, v. 44, n. 6, pp. 1436-1446.

APHA (American Public Health Association), 1995, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: 2540 – D (Total Suspended Solids Dried)*, 19 ed, Washington, American Public Health Association.

APHA (American Public Health Association), 1995, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: 3500 – D (Phenanthroline Method)*, 19 ed, Washington, American Public Health Association.

ARMENGOL, J., DOLZ, J., 2004, “La Gestión a corto plazo Del água de los embalses”. *II Congresso Internacional de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente*, 875-889, Santiago de Compostela, Espanha, 20-24 Setembro.

- ASAEDA, T., PHAM, H. S., PRIYANTHA, D. G. N., MANATUNGE, J., HOCKING, G. C., 2001, "Control of algal blooms in reservoirs with a curtain: a numerical analysis". *Ecological Engineering*, v. 16, pp. 395-404.
- ASSIREU, A. T., ROLAND, F., PACHECO, F. S., NOVO, E. M. L. M., STECH, J. L., 2009, "O comportamento do rio ao longo do reservatório observado a partir de Sensoriamento Remoto, dados in situ e ensaios de laboratório." *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Natal, Brasil, 25-30 Abril.
- ASSIREU, A. T., STECH, J. L., MARINHO, M. M., CESAR, D., LORENZETTI, J. A., FERREIRA, R. F., PACHECO, F. S., ROLAND, F., 2005, "Princípios Físicos e Químicos a Serviço da Limnologia – Um exercício". In: ROLAND, F., CESAR, D., MARINHO, M., *Lições de Limnologia*, 1ed., São Carlos, Rima Editora.
- AZEVEDO, M. T. P., SOUZA, C. A. S., ROSADO, T., HUSZAR, V. L. M., ROLAND, F., 2003, "*Limnotrix bicudo* a new species of Cyanophyceae/Cyanobacteria from Southeast Brazil. *Algological Studies*, v. 109, pp. 93-102.
- BENNDORF, J., RECKNAGEL, F., 1982, "Problems of application of the ecological model SALMO 1456 to lakes and reservoirs having various trophic states". *Ecological Modelling*, n. 17, pp. 129–145.
- BONNET, M. P., POULIN, M., DEVAUX, J., 2000, "Numerical modeling of thermal stratification in a lake reservoir. Methodology and case study". *Aquatic Sciences*, v. 62, pp. 105-124.
- BROOKS, P. D., O'REILLY, C. M., DIAMOND, S. A., CAMPBELL, D. H., KNAPP, R., BRADFORD, D., CORN, P. S., HOSSACK, B., TONNESSEN, K., 2005, "Spatial and Temporal Variability in the Amount and Source of Dissolved Organic Carbon: Implications for Ultraviolet Exposure in Amphibian Habitats". *Ecosystems*, v. 8, pp. 478-487.
- BRUCE, L. C., HAMILTON, D., IMBERGER, J., GAL, G., GOPHEN, M., ZOHARY, T., HAMBRIGHT, D., 2006, "A numerical simulation of the role of zooplankton in C, N and P cycling in Lake Kinneret, Israel". *Ecological Modelling*, v. 193, pp. 412-436.

- CHEN, C. W., 1970, "Concepts and utilities of ecological models". *Journal Sanitary Eng. Div.*, n 96, pp. 1085–1086.
- CHEN, C. W., ORLOB, J. T., 1975, "Ecologic Simulation of aquatic environments". In: PATTEN, B. C., *System analysis and simulation in ecology*, New York, USA, Academic Press.
- CHRISTENSEN, V., PAULY, D., 1993, *Trophic models of aquatic ecosystems*. 1 ed., Manila, ICLARM Conf. Proc. Int. Center for Living Resources Management.
- COLE, J. J., CARACO, N. F., 2001, "Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism". *Marine Freshwater Research*, v. 52, pp. 101-110.
- COLE, J. J., CARACO, N. F., KLING, G. W., KRATZ, T. K., 1994, "Carbon dioxide Supersaturation in the Surface Waters of Lakes". *Science*, v. 265, pp. 1568-1570.
- COLE, J. J., PRAIRIE, T. Y., CARACO, N. F., MCDOWELL, W. H., TRANVIK, L. J., STRIEGL, R. G., DUARTE, C. M., KORTELAJINEN, P., DOWNING, J. A., MIDDELBURG, J. J., MELACK, J., 2007, "Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget". *Ecosystems*, v. 10, pp. 171-184.
- COLE, T. M., WELLS, S. A., 2008, "CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.6". Department of Civil and Environmental Engineering, Portland State University, Portland, OR.
- COLLISCHONN, W., 2005, "Fundamentos de Hidrologia e Regimes Hidrológicos". In: ROLAND, F., CESAR, D., MARINHO, M., *Lições de Limnologia*, 1ed., São Carlos, Rima Editora.
- COTNER, J. B., WETZEL, R. G., 1991, "Nucleotidase activity and inhibition in a eutrophic and an oligotrophic lake". *Applied and Environmental Microbiology*, v. 57, pp. 1306-1312.
- CSANADY, G. T., 1982, "On the Structure of Transient Upwelling Events". *Journal Physics Oceanography*, v. 12, pp. 84-96.
- CULLEN, J. T., CHASE, Z., COLAE, K. H., FITZWATER, S. E., SHERRELL, R. M., 2003, "Effect of iron limitation on the cadmium to phosphorus ratio of natural

phytoplankton assemblages from the Southern Ocean”. *Limnology and Oceanography*, v. 48, n. 3, pp. 1079-1087.

DI TORO, D. M., THOMANN, R. V., O’CONNOR, D. J., 1971, “A dynamic model of phytoplankton population in the Sacramento-San Joaquin Delta”. In: GOULD, R. F., *Advances in Chemistry Series 106: Nonequilibrium Systems in Natural Water Chemistry*, Washington, USA, American Chemical Society.

DIEHL, S., BERGER, S., PTACNIK, R., WILD, A., 2002, “Phytoplankton, Light, and Nutrients in a Gradient of Mixing Depths: Field Experiments”. *Ecology*, v. 83, n. 2, pp. 399-411.

EATON, A. D., CLESCERI, L. S., GREENBERG, A. E., 1995, *2540 - D: Total Suspended Solids Dried*: In APHA: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19 ed., Washington, American Public Health Association.

EDINGER, J. E., BUCHAK, E. M., 1975, “A hydrodynamic and two-dimensional reservoir model: the computational basis”, Army Engineer Division.

ELSER, J. J., KYLE, M., STEGER, L., NYDICK, R. K., BARON, J. S., 2009, “Nutrient availability and phytoplankton nutrient limitation across a gradient of atmospheric nitrogen deposition”. *Ecology*, v. 90, n. 11, pp. 3062-3073.

ERTHAL, M. R., 2009, *Simulação Biofísicoquímica em Reservatório Tropical Polimítico*, Dissertação de M.Sc, GESAR/UERJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

ERTHAL, M. R., ROSA, R. M., MANGIAVACCHI, N., SOARES, C. B. P., 2009, “Aplicação de Modelagem Tridimensional na Dinâmica do Oxigênio Dissolvido e na Mistura da Coluna d’ água no Reservatório do Lobo, SP”. *XXIX Encontro Nacional de Engenharia de Produção*, pp 1-10, Salvador, Brasil, 6-9 Outubro.

ESTEVES, F., 1998, *Fundamentos de Limnologia*. 2 ed. Rio de Janeiro, Interciência.

FARJALLA, V. F., AMADO, A. M., SUHETT, A. L., PEREIRA-MEIRELLES, F., 2009, “DOC removal paradigms in highly humic aquatic ecosystems”. *Environment Science Pollut Research*, v. 16, pp. 531 – 538.

FINDLAY, S. E. G., SINSABAUGH, R. L., 2003, *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter*. 1 ed. San Diego, Academic Press.

FRAGOSO, JR. C. R., 2009, *Modelagem tridimensional da Estrutura Trófica em Ecossistemas Aquáticos Continentais*, Tese de D.Sc, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

FRAGOSO, JR. C. R., FERREIRA, T. F., MARQUES, D. M., 2009, *Modelagem Ecológica em ecossistemas aquáticos*. 1 ed. São Paulo, Oficina de Textos.

FREITAS, A. V., CARDOSO, S. J., VIDAL, L. O., ROLAND, F., 2009, “Variação temporal do metabolismo na interface água-sedimento em testemunhos com diferentes camadas em um lago raso”. *XII Congresso Brasileiro de Limnologia*, Gramado, RS, 23-27 Agosto.

FREITAS, A. V., CARDOSO, S. J., VIDAL, L. O., ROLAND, F., 2009, “Implicações do Metabolismo Aeróbio em Diferentes Estratos de Sedimento-Água de um Lago Raso”. *XXXII Semana de Biologia da UFJF e XV Mostra de Produção Científica*, CD-Room, Juiz de Fora, MG.

GAL, G., IMBERG, J., ZOAHY, T., ANTENUCCI, J., ANIS, A., ROSENBERG, T., 2003, “Simulating the Thermal dynamics of Lake Kinneret”. *Ecological Modelling*, v. 162, pp. 69-86.

HÅKANSON, L., 2006, “Suspended particulate matter in lakes, rivers and marine systems”, *The Blackburn Press*, New Jersey, 331 pp.

HÅKANSON, L., BOULION, V., 2002, “The Lake Foodweb - modelling predation and abiotic/biotic interactions”, *Backhuys Publishers*, Leiden, 344 pp.

HÅKANSON, L., PARPAROV, A., HAMBRIGHT, K. D., 2000, “Modelling the impact of water level fluctuations on water quality (suspended particulate matter) in Lake Kinneret”. *Ecological Modelling*, v. 128, pp. 101-125.

HALL, R. O., BERNHARDT, E. S., LIKENS, G. E., 2002, “Relating nutrient uptake with transient storage in forested mountain streams”. *Limnology and Oceanography*, v. 47, n. 1, pp. 255-265.

- HAN, B. P., ARMENGOL, J., GARCIA, J. C., COMERMA, M., ROURA, M., DOLZ, J., STRASKRABA, M., 2000, "The thermal structure of Sal Reservoir (NE: Spain): a simulation approach". *Ecological Modelling*, v. 125, pp. 109-122.
- HANNOUN, I., LIST, E. J., KAVANAGH, K. B., CHIANG, W., DING, L., PRESTON, A., KARAFI, D., RACKLEY, I., 2006, "Use of Elcom and Caedym for Water Quality Simulation in Boulder Basin". *Water Environment Foundation*, pp. 3943-3970.
- HASLLER, C. S., HAVENS, S. M., BULLERJAHN, G. S., MICHAEL, R., MCKAY, L., TWISS, M. R., 2009, "An evaluation of iron bioavailability and speciation in western Lake Superior with the use of combined physical, chemical, and biological assessment". *Limnology and Oceanography*, v. 54, n. 3, pp. 987-1001.
- HILLMER, I., REENEN, P., IMBERGER, J., ZOHARY, T., 2008, "Phytoplankton patchiness and their role in the modeled productivity of a large, seasonally stratified lake". *Ecological Modelling*, v. 218, pp. 49-59.
- HIPSEY, M. R., ROMERO, J. R., ANTENUCCI, J. P., HAMILTON, D. P., 2006, "Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model, User Manual, v2.3", Centre for Water Research.
- HODGES, B., DALIMORRE, C. 2010, *Estuary, Lake and Coastal Ocean Model: Elcom*, User Manual, v2.2, Centre for Water Research.
- HODGES, B., IMBERGER, J., SAGGIO, A., WINTERS, K. B., 2000, "Modelling basin-scale internal waves in a stratified lake". *Limnology and Oceanography*, v. 45, n. 7, pp. 1603-1620.
- IMBERGER, J., PATTERSON, J. C., 1990, *Physical Limnology*. 1 ed. Boston, Academic Press.
- JANSE, J. H., 2005, "Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches". *Wageningen University*, Wageningen (available at <http://edepot.wur.nl/121663>).
- JASSBY, A., POWELL, T., 1975, "Vertical patterns of eddy diffusion stratification in Castle Lake, California". *Limnology and Oceanography*, v. 20, n. 4, pp. 530-543.

- JONSSON, A., ALGESTEN, G., BERGSTRÖM, A. K., BISHOP, K., SOBECK, S., TRNVIK, L. J., JANSSON, M., 2007, "Integrating aquatic carbon fluxes in a boreal catchment carbon budget". *Journal of Hydrology*, v. 334, pp. 141-150.
- JØRGENSEN, S. E., BENDORICHIO, G., 2001, *Fundamentals of Ecological Modelling*. 3 ed. Oxford, Elsevier.
- JØRGENSEN, S. E., 1995, "State of the art of ecological modelling in limnology". *Ecological Modelling*, v. 78, pp. 101-115.
- KALFF, J., 2001, *Limnology*. 1 ed. Prentice Hall.
- KARLSSON, J., BYSTRÖM, P., ASK, J., PERSSON, L., JANSSON, M., 2009, "Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems". *Nature*, v. 460, pp. 506-510.
- KARUL, C., SOYUPAK, S., CILESIZ, A. F., AKBAY, N., GERMEN, E., 2000, "Case studies on the use of neural networks in eutrophication modeling". *Ecological Modelling*, v. 134, pp. 145-152.
- KEMP, M. J., DODDS, W. K., 2002, "The influence of ammonium, nitrate, and dissolved oxygen concentrations on uptake, nitrification, and denitrification rates associated with prairie stream substrata". *Limnology and Oceanography*, v. 47, n. 5, pp. 1380-1393.
- KORGEN, B. J., 1995, "Seiches". *American Scientist*, v. 83, pp. 330-341.
- LAMPERT, W., SOMMER, U., 2007, *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. 2 ed. New York, Oxford.
- LAVAL, B., IMBERGER, J., HODGES, B. R., STOCKER, R., 2003, "Modeling circulation in lakes: Spatial and temporal variations". *Limnology and Oceanography*, v. 48, n. 3, pp. 983-994.
- LEGENDRE, P., LEGENDRE, L., 1983, *Numerical Ecology*. 2 ed. Amsterdam, Elsevier.
- LI, Y. K., SONG, B., CHEN, Y., CHEN, L. Q., YU N, O. D., 2010, "Changes in the trophic interactions and the community structure of Lake Taihu (China) ecosystem from the 1960s to 1990s". *Aquatic Ecology*, n. 44, pp. 337-348.

LIMA, M. F., ASSIREU, A.T., ROSA, R., ERTHAL, M., PACHECO, F. P., SOARES, C. B. P., MANGIAVACCHI, N., ROLAND, F., 2009, “Simulação do aporte de nutrientes em um lago raso polimítico: aplicação de cadeias de termistores e um modelo tridimensional”. *XII Congresso Brasileiro de Limnologia*, Gramado, RS, 23-27 Agosto.

LOS, F. J., 2009, “Eco-hydrodynamic modelling of primary production in coastal waters and lakes using BLOOM.” *Wageningen University*, Wageningen, (available at <http://edepot.wur.nl/1249>).

MACINTYRE, S., 1993, “Vertical mixing in a shallow, eutrophic lake: Possible consequences for the light climate of phytoplankton”. *Limnology and Oceanography*, v. 38, n. 4, pp. 798-817.

MACINTYRE, S., FLYM, K. M., JELLISON, R., ROMERO, J. R., 1999, “Boundary mixing and nutrient in Mono Lake, California”. *Limnology and Oceanography*, v. 44, n. 3, pp. 512-529.

MACINTYRE, S., JELLISON, R., 2001, “Nutrient fluxes from upwelling and enhanced turbulence at the top of the pycnocline in Mono Lake, California”. *Hydrobiologia*, v. 466, pp. 13-29.

MARCÉ, R., FEIJOÓ, C., NAVARRO, E., ORDONEZ, J., GOMA, J., ARMENGOL, J., 2007, “Interaction between Wind-induced seiches and convective cooling governs algal distribution in a canyon-shaped reservoir”. *Freshwater Biology*, v. 52, pp. 1336-1352.

MCINTYRE, N., WHEATER, H., LEES, M., 2002, “Estimating and propagation of parametric uncertainty in environmental models”. *Journal of Hydroinformatics*, v. 4.3, pp. 177-198.

MOLOT, L. A., HUDSON, J. J., DILLON, P. J., MILLER, S. A., 2005, “Effect of pH on photo-oxidation of dissolved organic carbon by hydroxyl radicals in a coloured, softwater stream”. *Aquatic Sciences*, v. 67, pp. 189-195.

MONISMITH, S. G., 1986, “An experimental study of the upwelling response of stratified reservoirs to surface shear stress”. *Journal Fluid Mechanics*, v. 171, pp. 407-439.

MOOIJ, W. M., TROLLE, D., JEPPESEN, E., ARHONDITSIS, G., BELOLIPETSKY, P. V., CHITAMWEBWA, D. B. R., DEGERMENDZHY, A. G., DeANGELIS, D. L., SENERPONT DOMIS, L. N., DOWNING, A. S., ELLIOT, J. A., FRAGOSO, C. R., GAEDKE, U., GENOVA, S. N., GULATI, R. D., H ÅKANSON, L., HAMILTON, D. P., HIPSEY, M. R., HOEN, J., HÜLSMANN, S., LOS, F. H., MAKLER-PICK, V., PETZOLDT, T., PROKOPKIN, I. G., RINKE, K., SCHEP, S. A., TOMINAGA, K., DAM, A. A., NES, E. H., WELLS, S. A., JANSE, J. H., 2010, “Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches”. *Aquatic Ecology*, v. 44, pp. 633 - 667.

MORENO – OSTOS, E., MARCÉ, R., ORDÓÑEZ, J., DOLZ, J., ARMENGOL, J., 2008, “Hydraulic management drives heat budgets and temperature trends in a Mediterranean Reservoir”. *International Review of Hydrobiology*, v. 93, pp. 131–147.

MUCCI, M., CARDOSO, S. J., HUSZAR, V., ROLAND, F., SOARES, M. C., 2009, “Dinâmica temporal da comunidade fitoplanctônica do lago dos Manacás em dois períodos distintos: 1999/2000 e 2008/2009”. *XXXII Semana de Biologia da UFJF e XV Mostra de Produção Científica*, CD-Room, Juiz de Fora, MG.

NEDOMA, J., GARCÍA, J. G., COMERMA, M., SIMEK, K., ARMENGOL, J., 2006, “Extracellular phosphatases in a Mediterranean reservoir: seasonal, spatial and kinetic heterogeneity”. *Limnology and Oceanography*, v. 51, pp. 1264-1276.

ODUM, E., BARRETF, G. W., 2007, *Fundamentos de Ecologia*. 5 ed. São Paulo, Cengage Learning.

PACE, M. L., COLE, J. J., 2002, “Synchronous variation of dissolved organic carbon end color in lakes”. *Limnology and Oceanography*, v. 47, pp. 333–342.

PACHECO, F. S., 2009, *Movimentos de Massas d’água através de Derivadores Lagrangianos e Implicações para o entendimento de Processos Ecológicos*, Dissertação M. Sc., PGECOL/UFJF, Juiz de Fora, M G, Brasil.

PASHE, N., DINKEL, C., MÜLLER, B., SCHMID, M., WÜEST, A., WEHRLI, B., 2009, “Physical and biogeochemical limits to internal nutrient loading of meromictic Lake Kivu, *Limnology and Oceanography*, v. 54, n. 6., pp. 1863-1873.

- PATTERSON, J. C., HAMBLIN, P. F., IMBERGER, J., 1984, "Classification and dynamic simulation of the vertical density structure of lakes". *Limnology and Oceanography*, v. 29, n. 4, pp. 845-861.
- POLIMENE, L., ALLEN, J. I., ZAVARATELLI, M., 2006, "Model on interactions between in marine systems". *Aquatic Microbial Ecology*, v. 43, pp. 127-138.
- PORTER, K. G., FEIG, Y. S., 1980, "The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora". *Limnology and Oceanography*, v. 25, n. 5, pp. 943-948.
- PRATS, J., VAL, R., ARMENGOL, J., DOLZ, J., 2007, "A methodological approach to the reconstruction of the 1949-2000 water temperature series in the Ebro River at Escatrón". *Limnetica*, v. 26, n. 2, pp. 293-306.
- RECHE, I., PACE, M. L., COLE, J. J., 2000, "Modeled Effects of Dissolved Organic Carbon and Solar Spectra on Photobleaching in Lake Ecosystems". *Ecosystems*, v. 3, pp. 419-432.
- REYNOLDS, C. S., IRISH, A. E., ELLIOTT, J. A., 2001, "The ecological basis for simulating phytoplankton responses to environmental change (PROTECH)". *Ecological Modelling*, n. 140, pp. 271-291.
- REYNOLDS, C., 2006, *Ecology of Phytoplankton*. 1 ed, Cambridge, University Press.
- RILEY, M. J., STEFAN, H. G., 1988, "MINLAKE: a dynamic lake water quality simulation model". *Ecological Modelling*, v. 43, pp. 155-182.
- ROLAND, F., CESAR, D., MARINHO, M., 2005, *Lições de Limnologia*. 1 ed. São Carlos, Rima Editora.
- ROLAND, F., VIDAL, L. O., PACHECO, F. S., BARROS, N. O, ASSIREU, A., OMETTO, J. P. H., CIMBLERIS, A. C. P., COLE, J. J., 2010, "Variability of carbon dioxide flux from tropical (Cerrado) hydroelectric reservoirs". *Aquatic Sciences*, v. 72, n., pp. 283-293.
- ROMANÍ, A. M., GIOGI, A., ACUNÃ, V., SABATER, S., 2004, "The influence of substratum type and nutrient supply on biofilm organic matter utilization in streams". *Limnology and Oceanography*, v. 49, n. 5, pp. 1713-1721.

- ROMERO, J. R., ANTENUCCI, J. P., IMBERGER, J., 2004, “One-and three-dimensional biogeochemical simulations of two differing reservoirs”. *Ecological Modelling*, v. 174, pp. 143-160.
- ROSMAN, P. C. C., MASCARENHAS, F. C. B., MIGUEZ, M. G., CAMPOS, R. O. G., EIGER, S., 2001, *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos – 5*. 1 ed. Rio de Janeiro, ABRH.
- RUEDA, F., MORENO-OSTOS, E., ARMENGOL, J., 2006, “The residence time of river water in reservoirs”. *Ecological Modelling*, v. 191, pp. 260-274.
- SALORANTA, T. M., ANDERSEN, T., 2007, “MyLake — A multi-year lake simulation model code suitable for uncertainty and sensitivity analysis simulations”. *Ecological Modelling*, n. 207, pp. 45–60.
- SANTOS, I., FILL, H. D., SUGAI, M. R. V. B., BUBA, H., KISHI, R. T., MARONE, E., LANTERT, L. F., 2001, *Hidrometria Aplicada*. 1 ed. Curitiba, LACTEC.
- SCHEFFER, M., 1998, *Ecology of Shallow Lakes*. 1 ed. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- SHARP, J. H., 2010, “Estuarine oxygen dynamics: What can we learn about hypoxia from long-time records in the Delaware Estuary?”. *Limnology and Oceanography*, v. 55, n. 2, pp. 535-548.
- SHAW, P. J., JONES, R. I., HAAN, H. D., 2000, “ The influence of humic substances on the molecular weight distributions of phosphate and iron in epilimnetic lake waters”. *Freshwater Biology*, v. 45, pp. 283-393.
- SNUNCIS, E., GUNN, J., 2000, “Interannual variation in the thermal structure of clear and colored lakes”. *Limnology and Oceanography*, v. 45, pp. 1639–1646.
- SOARES, C. B. P., 2003, *Modelagem e Simulação de Sistemas Aquáticos em Ambiente de Geoprocessamento*, Tese de D.Sc, Escola de Química/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

- SOARES, M. C., VIDAL, L. O., ROLAND, F., HUSZAR, V. L. M., 2009, "Cyanobacterial equilibrium phases in a small tropical impoundment". *Journal of Plankton Research*, v. 0, n. 0, pp. 1-8.
- SOBECK, S., KAISER, E. D., ZURBRÜGG, R. WONGFUN, N., WESSELS, M. PASHE, N., WEHRLI, B., 2009, "Organic carbon burial efficiency in lake sediments controlled by oxygen exposure time and sediment source". *Limnology and Oceanography*, v. 54, n. 6, pp. 2243-2254.
- SPIGEL, R. H., IMBERGER, J., RAYNER, K.N., 1986, "Modeling the diurnal mixed layer". *Limnology and Oceanography*, v. 31, n. 3, pp. 533-556.
- SPILLMAN, C. M., IMBERGER, J., HAMILTON, D. P., HIPSEY, M. R., ROMERO, J. R., 2007, "Modelling the effects of Po River discharge, internal nutrient cycling and hydrodynamics on biogeochemistry of the Northern Adriatic Sea". *Journal of Marine Systems*, v. 68, pp. 167-200.
- STERNER, R. W., SMUTKA, T. M., MICHAEL, R., MCKAY, L., XIAOMING, Q., 2004, "Phosphorus and trace metal limitation of algae and bacteria in Lake Superior". *Limnology and Oceanography*, v. 49, n. 2, pp. 495-507.
- STOCKER, R., IMBERGER, J., 2003, "Horizontal transport and dispersion in the surface layer of a medium-sized lake". *Limnology and Oceanography*, v. 48, n. 3, pp. 971-982.
- STRICKLAND, J. D. H., PARSONS, T. R., 1972, "A practical handbook of seawater analysis". *Ottawa Fisheries Research Board, Canada Buelltin*, pp. 1637-310.
- TRANVIK, L. J., DOWNING, J. A., COTNER, J. B., LOISELLE, S. A., STRIEGL, R. G., BALLATORE, T. J., DILLON, P., FINLAY, K., FORTINO, K., KNOLL, L. B., KORTELAINEN, P. L., KUTSER, T., LARSEN, S., LAURION, I., LEECH, D. M., McCALLISTER, L., McKNIGHT, D. M., MELACK, J. M., OVERHOLT, E., PORTER, J. A., PRAIRIE, Y., RENWICK, W. H., ROLAND, F., SHERMAN, B. S., SCHINDLER, D. W., SOBEK, S., TREMBLAY, A., VANNI, M. J., VERCHOOR, A. M., WACHENFELDT, E., WEYHENMEYER, G. A., 2009, "Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate". *Limnology and Oceanography*, v. 54, n. 6, pp. 2298-2314.

UTERMÖL, H., 1958, “Zur Vervollkommung der quantitative Phytoplankton-Methodik”. *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, v. 9, pp. 1-38.

WEBSTER, K. E., SORANNO, P. A., CHERUVELIL, K.S., BREMIGAN, M. T., DOWNING, J. A., VAUX, P. D., ASPLUND, T. R., BACON, L. C., CANNOR, J., 2008, “An empirical evaluation of the nutrient-color paradigm for lakes”. *Limnology and Oceanography*, v. 53, n. 3, pp. 1137-1148.

WETZEL, R. G., 2001, *Limnology: Lake and River Ecosystems*. 3 ed. New York, Academic Press.

WETZEL, R. G., LIKENS, G., 1990, “Inorganic Nutrients: Nitrogen, Phosphorus, and other Nutrients”. In. *Limnological Analyses*. 2 ed. New York, Springer – Verlag, pp. 81-105.

WETZEL, R. G., LIKENS, G., 1990, “Biomass of Phytoplankton: Fluorometric Datermination of Chlorophyll a and phaeopigments”. In. *Limnological Analyses*. 2 ed. New York, Springer – Verlag, pp. 139-178.

YEATES, P. S., IMBERG, J., ASCE. M., DALLIMORE, C., 2008, “Thermistor Chain Data Assimilation to Improve Hydrodynamic Modeling Skill in Stratified Lakes and Reservoirs”. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 134, n. 8, pp. 1123–135.