

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

**ESTUDO PRELIMINAR DA QUALIDADE DA ÁGUA DO
LAGO PARANOÁ, BRASÍLIA – DF, UTILIZANDO UM
MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA BIDIMENSIONAL**

LUCAS MATOS LIPORONI

**ORIENTADOR: RICARDO TEZINI MINOTI
CO-ORIENTADOR: SERGIO KOIDE**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA
AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS**

**PUBLICAÇÃO: PTARH.DM138/2012
BRASÍLIA/DF, OUTUBRO DE 2012**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS
HÍDRICOS**

**ESTUDO PRELIMINAR DA QUALIDADE DA ÁGUA DO
LAGO PARANOÁ, BRASÍLIA – DF, UTILIZANDO UM
MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA BIDIMENSIONAL**

LUCAS MATOS LIPORONI

**DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU
DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS
HÍDRICOS.**

APROVADA POR:

**RICARDO TEZINI MINOTI, Dr. (PTARH – UnB)
(ORIENTADOR)**

**OSCAR DE MORAES CORDEIRO NETTO, Dr. (PTARH – UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)**

**FERNANDO LUÍS DO RÊGO MONTEIRO STARLING, PhD (CAESB)
(EXAMINADOR EXTERNO)**

BRASÍLIA – DF, 26 DE OUTUBRO DE 20012

FICHA CATALOGRÁFICA

LIPORONI, LUCAS MATOS

Estudo preliminar da qualidade da água do Lago Paranoá, Brasília – DF, utilizando um modelo de qualidade de água bidimensional.

xxi, 188p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2012).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Lago Paranoá

2. Modelo hidrodinâmico e de qualidade de água

3. CE-QUAL-W2

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REREFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

LIPORONI, L. M. (2012). *Estudo preliminar da qualidade da água do Lago Paranoá, Brasília – DF, utilizando um modelo de qualidade de água bidimensional*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-138/2012, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 188p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Lucas Matos Liporoni

TÍTULO: Estudo preliminar da qualidade da água do Lago Paranoá, Brasília – DF, utilizando um modelo de qualidade de água bidimensional.

GRAU: Mestre

ANO: 2012

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias dessa dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Lucas Matos Liporoni

lucas_liporoni@hotmail.com

Modeling is a little like art in the words of Pablo Picasso. It is never completely realistic; it is never the truth. But it contains enough of the truth, hopefully, and enough realism to gain understanding about environment systems. (Schooner, 1996, *apud* Ji, 2008).

Dedico esse trabalho e todo esforço e suor nele contido a toda minha família, os meus irmãos e cunhada, especialmente aos meus pais José Moacir Liporoni e Rosa Mônica de Sousa Matos Liporoni, pelo amor incondicional, exemplos e valores transmitidos, essenciais para a realização desse trabalho e para a vida. Dedico também ao meu grande amor, Camila Guimarães, minha paz de espírito, pelo amor, incentivo e força nos momentos essenciais.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pelo dom da vida e por todas as oportunidades que tem concedido em minha vida.

Agradeço a minha família, pais e irmãos e cunhada, José Moacir Liporoni e Rosa Mônica de Sousa Matos Liporoni, Maria Clara Liporoni, João Gabriel Liporoni e Dominique Faustino Liporoni, pela confiança em mim depositada e pelo apoio e suporte, sempre trazendo segurança. A minha namorada, Camila Guimarães, também fruto dessa dissertação, pelo amor, carinho, incentivo e compreensão, principalmente na fase final do trabalho.

Aos mestres e orientadores Ricardo Tenzini Minoti e Sergio Koide pela amizade, confiança, orientação e ensinamentos transmitidos ao longo do desenvolvimento do trabalho, que serviram para meu crescimento, intelectual, profissional e pessoal, meus sinceros agradecimentos. Aos Professores Marco Antônio Almeida de Souza e Oscar de Moraes Cordeiro Netto, pelas pertinentes contribuições feitas durante o seminário, e a todos os Professores do PTARH que também contribuíram para o meu crescimento intelectual e pessoal, em especial, Professores, Lenora Nunes Ludolf, Gomes, Ariuska Karla Barbosa Amorim, Yovanka Pérez Ginoris e Carlos Henrique Lima. Ao Professor Marco Ianniruberto, do instituto de Geociências da UnB, que gentilmente disponibilizou os dados de batimetria do Lago Paranoá.

Aos amigos que conheci aqui no PTARH, Ronaldo, que me apresentou o Programa de Pós Graduação quando eu ainda estava na graduação, Welitom Silva, sempre companheiro, Genilda Maria de Oliveira, Aliny Vanzetto, Orlandina Messias, Larissa Caldeira, Sara Ferrigo, Rafael Mello, Bruna Capelete, Caleb de Moraes, Eduardo Felipe, Liane Costa, Alessandra Moraes, Bruno Távora, Mariana Freitas, Felipe Firmino, Jackeline Benassuly, Nara Vieira, Glenda Feitosa e Izabela Aquino, pela boa convivência, momentos de estudo e descontração. Agradeço também aos amigos que conheci indiretamente por meio do mestrado, Lúcio Melchades, Plácido Beserra, Jorge Fernando, Gabriel Starke, Miron Segundo, Rogério Tavares (Guilherme) e Glauber Rocha, pelos momentos de descontração e happy hour. A colega Camila Mortiz, que mesmo sem nos conhecermos muito, disponibilizou o seu trabalho de conclusão de curso.

A toda a equipe de técnicos e funcionários do PTRH, Júnior, Jefferson Machado, Antônio (Boy), Marcilene Primo, Carla Vizzotto e Adeliás, pelas conversas e disponibilidade para ajudar no que fosse preciso.

Agradeço aos órgãos e entidades que disponibilizam dados, CAESB, CEB Geração, INMET e INPE, em especial as pessoas que representam esses órgãos e que participaram de valiosas discussões técnicas, Maria do Carmo, Augusto e toda a equipe de hidrologia, Cristine e toda a equipe de qualidade da água, Fernando Starling, Neiva Azzolin, Renan Brites, Cristiano Mano, Ana Maria , Luciano Conti, Luiz Joanitti e Rafael Mello.

Ao CNPq pelo apoio financeiro concedidos na forma de bolsa de estudo do mestrado e bolsa de projeto de pesquisa, ao MCT, CTHidro, CNPq, FNDCT, FINEP, MEC e CAPES pelo financiamento dos projetos de pesquisa que permitiram o desenvolvimento do presente trabalho.

RESUMO

ESTUDO PRELIMINAR DA QUALIDADE DA ÁGUA DO LAGO PARANOÁ, BRASÍLIA – DF, UTILIZANDO UM MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA BIDIMENSIONAL.

Autor: Lucas Matos Liporoni

Orientador: Ricardo Tezini Minoti

Co-orientador: Sergio Koide

Palavras-chave: Lago Paranoá, Modelo hidrodinâmico e de qualidade de água, CE-QUAL-W2.

Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Local e data da defesa: Brasília, 26 de outubro de 2012.

O Lago Paranoá foi criado e concebido juntamente com a cidade de Brasília – DF e finalizado no ano de 1959. Apesar de ter passado pelo processo de eutrofização, estudos recentes mostram que o estado de trofia do Lago varia de oligotrófico a mesotrófico e ainda apresenta problemas pontuais relacionados à qualidade da água. O modelo bidimensional hidrodinâmico de qualidade da água CE-QUAL-W2 foi selecionado para aplicação no Lago Paranoá com objetivo de avaliar sua potencialidade nos estudos de qualidade da água e como ferramenta de auxílio no gerenciamento de mananciais submetidos a usos múltiplos, entre eles, diluição de efluentes tratados, recreação e abastecimento. Foi realizada a análise de sensibilidade do módulo hidrodinâmico para identificação dos parâmetros com maior influência, em seguida, realizada a calibração e verificação. Utilizando a temperatura como variável de controle, a maioria dos erros médios absolutos calculados na calibração e verificação apresentou valores inferiores a 1°C para o modelo hidrodinâmico construído. Apenas a calibração e verificação da temperatura a 1m de profundidade não foi satisfatória. As variáveis de qualidade da água foram simuladas sem calibração, apenas para verificar a dificuldade da aplicação do modelo e as tendências dos resultados, uma vez que não teria dados suficientes para efetuar a calibração. A simulação da qualidade da água para o cenário do ano de 2040, não mostrou alterações significativas nas concentrações das variáveis de qualidade da água para as condições apresentadas. Contudo, as mudanças nas concentrações de fósforo mostraram um aumento médio de 10%, que podem ser importantes a médio e longo prazo, podendo acarretar alteração do estado trófico novamente para eutrófico e, assim, causar problemas nos diversos usos múltiplos que o Lago proporciona. A simulação do cenário, apesar de apenas prospectiva, mostrou que o modelo responde adequadamente as alterações nos dados de entrada para a simulação. A aplicação do CE-QUAL-W2 no Lago Paraná pode ter potencialidade para uso e aplicação, podendo ser utilizado, dependendo dos dados de entrada, como ferramenta no gerenciamento dos recursos hídricos do DF.

ABSTRACT

PRELIMINARY STUDY OF WATER QUALITY OF LAKE PARANOÁ, BRASÍLIA - DF, USING A WATER QUALITY MODEL OF TWO-DIMENSIONAL

Author: Lucas Matos Liporoni

Supervisor: Ricardo Tezini Minoti

Co Supervisor: Sergio Koide

Key-words: Paranoá Lake, Hydrodynamic water quality model, CE-QUAL-W2.

Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Place and date of defense: Brasília, 26 October of 2012.

Lake Paranoá was created and designed along with the city of Brasilia - DF and finalized in 1959. Despite having gone through the process of eutrophication, recent studies show that the trophic state of the lake varies from oligotrophic to mesotrophic and still has occasional problems related to water quality. The two-dimensional hydrodynamic model of water quality CE-QUAL-W2 was selected for use on Lake Paranoá to evaluate its potential in studies of water quality and as a tool to aid in the management of watersheds subjected to multiple uses, including, dilution of treated effluent supply and recreation. We performed a sensitivity analysis of the hydrodynamic module to identify the most influential parameters, and then performed the calibration and verification. Using temperature as the control variable, most mean absolute errors calculated at calibration and verification showed values below 1 ° C for hydrodynamic model constructed. Only the calibration and verification of temperature at 1m depth was not satisfactory. The water quality variables were simulated without calibration, only to verify the difficulty of applying the model and trend of results, since it would not have sufficient data to perform calibration. The simulation of the quality of water for the scenario of the year 2040, showed no significant changes in the concentrations of water quality variables for the conditions shown. However, changes in the concentrations of phosphorus showed an average increase of 10%, which may be important in the medium and long term, which may cause state change again trophic for eutrophic and thus cause problems in the various multiple uses providing that Lake. The simulation scenario, although only prospective, showed that the model responds appropriately to changes in the input data for the simulation. The application of the CE-QUAL-W2 on Lake Paraná may have potential for use and application, can be used depending on the input data, as a tool in managing water resources in the District.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	4
2.1	OBJETIVO GERAL	4
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3	REFERÊNCIAL TEÓRICO, CONCEITUAL E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1	ASPECTOS GERAIS SOBRE LIMNOLOGIA E QUALIDADE DA ÁGUA	5
3.1.1	<i>Características térmicas e estratificação</i>	11
3.1.2	<i>Oxigênio dissolvido</i>	13
3.1.3	<i>Eutrofização</i>	14
3.2	MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA	18
3.2.1	<i>Breve histórico</i>	18
3.2.2	<i>Revisão de conceitos</i>	20
3.2.3	<i>Classificação dos modelos de qualidade de água</i>	25
3.2.4	<i>Etapas da modelagem</i>	28
3.2.5	<i>Modelos existentes</i>	30
3.2.6	<i>Modelagem de lagos e reservatórios no Brasil</i>	35
3.3	MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA CE–QUAL–W2	41
3.3.1	<i>Características gerais</i>	41
3.3.2	<i>Aplicações do modelo</i>	47
4	METODOLOGIA	53
4.1	ÁREA DE ESTUDO	53
4.1.1	<i>Aspectos gerais</i>	53
4.1.2	<i>Histórico e Revisão bibliográfica sobre o Lago Paranoá</i>	62
4.2	SELEÇÃO DO MODELO DE SIMULAÇÃO PARA DO LAGO PARANOÁ	67
4.3	BASE DE DADOS PARA O DESENVOLVIMENTO DO ESTUDO	69
4.4	DEFINIÇÃO DAS CONDIÇÕES DE CONTORNO E DAS CONDIÇÕES INICIAIS PARA A CONSTRUÇÃO DO MODELO	75
4.5	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	83
4.6	CALIBRAÇÃO DOS PARÂMETROS E VERIFICAÇÃO DO MODELO	85
4.7	SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS PARA O ANO DE 2040	88

5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	92
5.1	ANÁLISE TEMPORAL DOS DADOS COLETADOS.....	92
5.2	ANÁLISE DOS DADOS UTILIZADOS NO MODELO.....	98
5.3	CARACTERIZAÇÃO BATIMÉTRICA E COMPARTIMENTALIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ 111	
5.4	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO MÓDULO HIDRODINÂMICO	113
5.5	CALIBRAÇÃO DO MÓDULO HIDRODINÂMICO	116
5.6	VERIFICAÇÃO DO MÓDULO HIDRODINÂMICO	129
5.7	SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	134
5.8	SIMULAÇÃO DO CENÁRIO.....	148
6	CONCLUSÕES.....	162
7	RECOMENDAÇÕES.....	165
	BIBLIOGRAFIA	167
	ANEXO I.....	180
	ANEXO II.....	185
	ANEXO III.....	186
	ANEXO IV	188

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Estados tróficos de sistemas lênticos.....	18
Tabela 3.2 – Componentes dos principais modelos de qualidade de água de lagos e reservatórios (Mooij <i>et al.</i> , 2010).....	32
Tabela 3.3 – Características dos principais modelos de qualidade de água de lagos e reservatórios (Mooij <i>et al.</i> , 2010).....	33
Tabela 3.4 – Frequência dos dados necessários para a utilização adequada do modelo CE–QUAL–W2.....	44
Tabela 3.5 – Equações governantes do modelo CE–QUAL–W2 para corpos de água com canal sem declividade e com declividade (Cole & Wells, 2008).....	45
Tabela 4.1 – Síntese dos dados levantados para construção da base de dados para modelagem do Lago Paranoá - DF.....	74
Tabela 4.2 – Coeficientes de escoamento superficial utilizados no calculo da contribuição direta ao Lago (Pires, 2008).....	80
Tabela 4.3 – Estações de procedência dos dados utilizados no desenvolvimento da modelagem do Lago Paranoá – DF.....	83
Tabela 4.4 – Principais parâmetros do modelo CE–QUAL–W2 utilizados na calibração hidrodinâmica e de temperatura do Lago Paranoá – DF.....	84
Tabela 4.5 – Características da captação no Ribeirão Bananal – DF outorgada pela ADASA (ADASA, 2007).....	89
Tabela 5.1 – Período de dados utilizados para cada variável de qualidade da água.....	98
Tabela 5.2 – Estatística descritiva das vazões dos principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre junho de 2007 e setembro de 2009.....	99
Tabela 5.3 – Estatística descritiva dos dados de cota, vazão turbinada e vertida do Lago Paranoá – DF no período entre junho de 2007 e setembro de 2009.....	100
Tabela 5.4 – Variação média (%) das simulações da temperatura com alteração dos parâmetros em relação à simulação base.....	114
Tabela 5.5 – Classificação dos parâmetros de maior influência no módulo hidrodinâmico do modelo construído para o Lago Paranoá – DF.....	115
Tabela 5.6 – Calibração dos parâmetros do modelo CE–QUAL–W2 para simulação do Lago Paranoá – DF.....	117
Tabela 5.7 – Valores dos parâmetros calibrados.....	121

Tabela 5.8 – Erros e coeficientes da simulação do Lago Paranoá – DF com os parâmetros calibrados.....	125
Tabela 5.9 – Erros e coeficientes da verificação do modelo do Lago Paranoá – DF.....	131
Tabela 5.10 – Erros e coeficientes da simulação da amônia para o Lago Paranoá – DF..	139
Tabela 5.11 – Erros e coeficientes da simulação do nitrito mais o nitrato para o Lago Paranoá – DF.....	142
Tabela 5.12 – Erros e coeficientes da simulação LDOM comparando com a DQO observada para o Lago Paraná – DF.....	144
Tabela 5.13 – Erros e coeficientes da simulação RDOM comparando com a DQO observada para o Lago Paranoá – DF.....	145
Tabela 5.14 – Erros e coeficientes da simulação OD para o Lago Paranoá – DF.....	148
Tabela 5.15 – Variação (%) do cenário proposto, ano 2040, em relação ao período de calibração, ano 2007/2008, para as variáveis de qualidade da água e temperatura para o Lago Paranoá – DF.....	159
Tabela 5.16 – Alteração da vazão, concentração das variáveis de qualidade da água e das cargas dos córregos e ribeirões afluentes ao Lago Paranoá – DF em virtude do cenário proposto para o ano de 2040	160

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Regiões de um ecossistema lêntico e organismos predominantes em cada uma (Esteves, 1998).	7
Figura 3.2 – Transição de um sistema lótico para um sistema lêntico (Adaptado de Ji, 2008).....	10
Figura 3.3 – Ação do vento no lago provocando movimento de circulação (Esteves 1998).	12
Figura 3.4 – As três camadas de um sistema lêntico estratificado.	12
Figura 3.5 – Principais processos de contaminação e poluição das águas e suas consequências (Tundisi <i>et al.</i> , 2002).	15
Figura 3.6 – Modelos hidrodinâmicos: A) Modelo concentrado ou de dimensão zero; B) Modelo unidimensional; C) Modelo bidimensional em perfil; D) Modelo bidimensional plano; E) Modelo tridimensional. (Pereira, 2004a).	27
Figura 3.7- Sistema de coordenadas sem declive no canal (Cole & Wells, 2008).....	46
Figura 3.8 - Sistema de coordenadas, com declive no canal (Cole & Wells, 2008).	46
Figura 4.1 – Hidrografia da bacia do Lago Paranoá – DF (Ferrante <i>et al.</i> , 2002).....	54
Figura 4.2 – Localização da bacia do Lago Paranoá no DF (Ferrante <i>et al.</i> , 2001).....	56
Figura 4.3 – Unidades hidrográficas da bacia do Lago Paranoá – DF (Ferrante <i>et al.</i> , 2002).	57
Figura 4.4 – Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Paranoá – DF (Adaptado de GDF, 2012a)	60
Figura 4.5 – Mapa de localização das estações de onde foram obtidos os dados (Fonte: Google Earth, 2012).	75
Figura 4.6 – Batimetria do Lago Paranoá – DF com curvas de nível de 1 em 1 metro a partir da borda com cota 1000m (Fonte: Bando de dados Pires e Ianniruberto, 2008).....	77
Figura 4.7 – Síntese das condições de contorno e condições iniciais para modelagem do Lago Paranoá – DF.	79
Figura 5.1 – Série temporal dos dados de cota e vazões efluente e afluentes ao Lago Paranoá – DF.	92
Figura 5.2 – Série temporal dos dados de temperatura afluentes e no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.	93
Figura 5.3 – Série temporal dos dados de estações meteorológicas próximas ao Lago Paranoá – DF.	93

Figura 5.4 – Séries temporais de dados de oxigênio dissolvido de afluentes e no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.....	95
Figura 5.5 – Séries temporais de dados de DQO afluentes e no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.....	95
Figura 5.6 – Séries temporais de dados de fósforo afluentes e no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.	96
Figura 5.7 – Séries temporais de dados de amônia afluentes e no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.	96
Figura 5.8 – Séries temporais de dados de nitrato afluentes e no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.....	97
Figura 5.9 – Precipitação e vazões dos cinco principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre junho de 2007 e setembro de 2009.....	99
Figura 5.10 – Cota, vazão turbinada e vertida no Lago Paranoá – DF no período entre junho de 2007 e setembro de 2009.....	100
Figura 5.11 – Dados de temperatura nos quatro principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre julho de 2007 e julho de 2008.....	101
Figura 5.12 – Dados de oxigênio dissolvido nos quatro principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre julho de 2007 e junho de 2008..	102
Figura 5.13 – Dados de DQO nos quatro principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre julho de 2007 e julho de 2008.....	102
Figura 5.14 – Dados de fósforo nos quatro principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre julho de 2001 e julho de 2002.....	103
Figura 5.15 – Dados de amônia nos quatro principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre julho de 2007 e julho de 2008.....	103
Figura 5.16 – Dados de nitrato nos quatro principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre julho de 2007 e julho de 2008.....	104
Figura 5.17 – Temperatura em diferentes profundidades no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.....	105
Figura 5.18 – Oxigênio dissolvido em diferentes profundidades no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.....	105
Figura 5.19 – DQO em diferentes profundidades no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.....	106
Figura 5.20 – Amônia em diferentes profundidades no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.....	106

Figura 5.21 – Nitrato em diferentes profundidades no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.	107
Figura 5.22 – Vazão das ETEs Norte e Sul, Brasília – DF.....	108
Figura 5.23 – Dados de DQO do efluente da ETEs Norte e Sul, Brasília – DF.....	109
Figura 5.24 – Dados de amônia do efluente da ETEs Norte e Sul, Brasília – DF.....	109
Figura 5.25 – Dados de nitrato do efluente da ETEs Norte e Sul, Brasília – DF.	110
Figura 5.26 – Dados de fósforo do efluente da ETEs Norte e Sul, Brasília – DF.....	110
Figura 5.27 – Divisão do Lago Paranoá – DF em braços e segmentos para a simulação com o modelo CE–QUAL–W2.	112
Figura 5.28 – Corte lateral na malha do Lago Paranoá – DF mostrando as camadas e os segmentos relacionados ao modelo construído.	113
Figura 5.29 – Representação do erro médio durante processo de calibração do módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF.....	118
Figura 5.30 – Representação do erro médio absoluto durante o processo de calibração módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF.	118
Figura 5.31 – Representação do erro padrão durante o processo de calibração módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF.....	119
Figura 5.32 – Representação do erro relativo durante o processo de calibração do módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF.....	119
Figura 5.33 – Representação do coeficiente de correlação durante o processo de calibração do módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF..	119
Figura 5.34 – Representação do coeficiente de determinação durante o processo de calibração do módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF.....	120
Figura 5.35 – Representação do coeficiente de Nash–Sutcliffe durante o processo de calibração do módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF.....	120
Figura 5.36 – Cota observada e simulada após a calibração do modelo do Lago Paranoá – DF.	122
Figura 5.37 – Vazão observada e simulada após calibração do modelo do Lago Paranoá – DF.	123
Figura 5.38 – Temperatura a 1m de profundidade observada e simulada do modelo do Lago Paranoá – DF.	123
Figura 5.39 – Temperatura a 10m de profundidade observada e simulada do modelo do Lago Paranoá – DF.	123
Figura 5.40 – Temperatura a 15m de profundidade observada e simulada – DF.....	124

Figura 5.41 – Temperatura a 20m de profundidade observada e simulada do modelo do Lago Paranoá – DF.....	124
Figura 5.42 – Temperatura a 28m de profundidade observada e simulada do modelo do Lago Paranoá – DF.....	124
Figura 5.43 – Gráficos dos perfis de temperatura do Lago Paranoá – DF observados, calculados (calibrado) e da simulação de base no período de setembro de 2007 (A) a julho de 2008 (K).....	128
Figura 5.44 – Cotas observadas e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.....	129
Figura 5.45 – Vazões observadas e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.....	129
Figura 5.46 – Temperaturas a 1m de profundidade observadas e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.....	130
Figura 5.47 – Temperaturas a 10m de profundidade observada e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.....	130
Figura 5.48 – Temperaturas a 15m de profundidade observada e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.....	130
Figura 5.49 – Temperaturas a 20m de profundidade observada e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.....	131
Figura 5.50 – Temperaturas a 28m de profundidade observada e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.....	131
Figura 5.51 – Gráficos dos perfis de temperatura do Lago Paranoá verificado e observado para o período de agosto de 2008 (A) a julho de 2009 (K).	133
Figura 5.52 – Fósforo a 1m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.....	135
Figura 5.53 – Fósforo a 10m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.....	135
Figura 5.54 – Fósforo a 15m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.....	135
Figura 5.55 – Fósforo a 20m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.....	136
Figura 5.56 – Fósforo a 28m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.....	136
Figura 5.57 – Amônia a 1m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.....	137

Figura 5.58 – Amônia a 10m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.	138
Figura 5.59 – Amônia a 15m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.	138
Figura 5.60 – Amônia a 20m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.	138
Figura 5.61 – Amônia a 28m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.	139
Figura 5.62 – Nitrito mais nitrato a 1m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.	140
Figura 5.63 – Nitrito mais nitrato a 10m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.	140
Figura 5.64 – Nitrito mais nitrato a 15m de profundidade observados e simulados para o Lago Paranoá – DF.	141
Figura 5.65 – Nitrito mais nitrato a 20m de profundidade observados e simulados para o Lago Paranoá – DF.	141
Figura 5.66 – Nitrito mais nitrato a 28m de profundidade observados e simulados para o Lago Paranoá – DF.	141
Figura 5.67 – Matéria orgânica a 1m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.	143
Figura 5.68 – Matéria orgânica a 10m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.	143
Figura 5.69 – Matéria orgânica a 15m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.	143
Figura 5.70 – Matéria orgânica a 20m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.	144
Figura 5.71 – Matéria orgânica a 28m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.	144
Figura 5.72 – Oxigênio dissolvido a 1m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.	146
Figura 5.73 – Oxigênio dissolvido a 10m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.	146
Figura 5.74 – Oxigênio dissolvido a 15m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.	147

Figura 5.75 – Oxigênio dissolvido a 20m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.....	147
Figura 5.76 – Oxigênio dissolvido a 28m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.....	147
Figura 5.77 – Simulação do cenário para fósforo a 1m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	149
Figura 5.78 – Simulação do cenário para fósforo a 10m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	150
Figura 5.79 – Simulação do cenário para fósforo a 15m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	150
Figura 5.80 – Simulação do cenário para fósforo a 20m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	150
Figura 5.81 – Simulação do cenário para fósforo a 28m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	151
Figura 5.82 – Simulação do cenário para amônia a 1m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	151
Figura 5.83 – Simulação do cenário para amônia a 10m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	151
Figura 5.84 – Simulação do cenário para amônia a 15m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	152
Figura 5.85 – Simulação do cenário para amônia a 20m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	152
Figura 5.86 – Simulação do cenário para amônia a 28m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	152
Figura 5.87 – Simulação do cenário para nitrito mais nitrato a 1m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	153
Figura 5.88 – Simulação do cenário para nitrito mais nitrato a 10m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	153
Figura 5.89 – Simulação do cenário para nitrito mais nitrato a 15m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	153
Figura 5.90 – Simulação do cenário para nitrito mais nitrato a 20m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	154
Figura 5.91 – Simulação do cenário para nitrito mais nitrato a 28m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.....	154

Figura 5.92 – Simulação do cenário para LDOM e RDOM a 1m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	154
Figura 5.93 – Simulação do cenário para LDOM e RDOM a 10m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	155
Figura 5.94 – Simulação do cenário para LDOM e RDOM a 15m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	155
Figura 5.95 – Simulação do cenário para LDOM e RDOM a 20m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	155
Figura 5.96 – Simulação do cenário para LDOM e RDOM a 28m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	156
Figura 5.97 – Simulação do cenário para OD a 1m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	156
Figura 5.98 – Simulação do cenário para OD a 10m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	156
Figura 5.99 – Simulação do cenário para OD a 15m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	157
Figura 5.100 – Simulação do cenário para OD a 20m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	157
Figura 5.101 – Simulação do cenário para OD a 28m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	157
Figura 5.102 – Simulação do cenário para temperatura a 1m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	158
Figura 5.103 – Simulação do cenário para temperatura a 10m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	158
Figura 5.104 – Simulação do cenário para temperatura a 15m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	158
Figura 5.105 – Simulação do cenário para temperatura a 20m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	159
Figura 5.106 – Simulação do cenário para temperatura a 28m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.	159

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATUR E ABREVIACÕES

ADASA	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do DF
ANA	Agencia Nacional de Águas
BID	Banco Interamericano de Desenvolvimento
CAESB	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
CC	Coeficiente de correlação
CD	Coeficiente de determinação
CEB	Companhia Energética de Brasília
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CN	Coeficiente de Nash – Sutcliffe
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DF	Distrito Federal
EM	Erro médio
EMA	Erro médio absoluto
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EP	Erro padrão
ER	Erro relativo
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LDOM	Labil dissolved organic matter
MW	Megawatt
N ₂	Nitrogênio molecular biatômico
OD	Oxigênio dissolvido
RA	Região administrativa
RDOM	Refrataril dissolved organic matter
SICAD	Sistema Cartográfico do Distrito Federal
Td	Tempo de detenção hidráulica
TMDL	Total Maximum Daily Load

1 INTRODUÇÃO

Um dos principais componentes para a existência da vida na terra é a água, sendo o seu suprimento qualiquantitativo de suma importância para a manutenção da saúde do ser humano, desenvolvimento social e econômico. Dessa forma, a preservação dos sistemas hídricos e da qualidade de suas águas é uma constante preocupação de todos os setores da sociedade atual, que vêm buscando amenizar as consequências da ação do homem sobre o meio ambiente. A multiplicidade dos usos dos recursos hídricos, associada à característica de recurso natural renovável e também finito, define um cenário que reflete a complexidade da relação entre usos e preservação desses recursos.

Segundo conceitos atuais de gerenciamento de recursos hídricos, também presentes na legislação brasileira de recursos hídricos, a água é um bem escasso, dotado de valor econômico e o processo de gestão deve proporcionar os usos múltiplos. No Brasil, os fundamentos e princípios para a gestão de recursos hídricos estão definidos na Lei 9.433/97, que também conhecida como Lei das Águas. A mesma estabelece que os diferentes setores usuários possuem igualdade de direito a seu acesso, com exceção do uso para abastecimento humano e dessedentação animal, que deve possuir prioridade sobre os demais usos em situação de escassez.

A mudança na dinâmica do uso e ocupação do solo, o crescimento populacional nas últimas décadas, aliado ao crescente processo de desenvolvimento urbano e industrial, tem exercido grandes pressões sobre os recursos naturais, principalmente sobre a água e o solo, o que resulta na degradação de sistemas ambientais naturais. Exemplos desses processos são a intensificação de processos erosivos, assoreamento e a poluição dos mananciais, contaminação do solo e corpos d'água, entre outros. Esses fatos vêm ocorrendo em diversos países, dentre eles o Brasil.

Entre os principais problemas associados aos recursos hídricos estão os conflitos relacionados à disponibilidade quantitativa e a destinação de uso. Em regiões onde esses problemas começaram a se tornar evidentes, foram criados os comitês de bacia hidrográfica e as respectivas agências de bacia. Em agosto de 2006, por meio do Decreto nº 27.152, foi instituído o Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Paranoá, cuja atuação, além da Sub Bacia do Rio Paranoá, em que está incluído o Lago Paranoá, abrange também

as Sub Bacias contíguas do Rio Descoberto, Rio São Bartolomeu, Rio Corumbá e Rio São Marcos cujas áreas estão inseridas no Distrito Federal - DF.

Na porção central do DF, onde se localiza a Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá, também se apresenta a maior densidade demográfica. Essa é a única bacia hidrográfica que está totalmente inserida no DF e se divide em cinco unidades hidrográficas de gerenciamento, cujos principais afluentes são o Riacho Fundo e os Ribeirões de Torto, Bananal, Gama e Cabeça de Veado.

Quando foi criado, a função principal do Lago Paranoá era a composição paisagística, lazer, melhoria no micro clima da região e a geração de energia elétrica. Hoje em dia, além de opção de lazer, como por exemplo, a prática de esportes náuticos, o Lago também é utilizado para a pesca profissional, diluição de efluentes sanitários tratados, recebimento de águas pluviais e, futuramente, será instalada uma captação para abastecimento humano. Com relação à energia gerada, atualmente, essa corresponde a uma fração mínima do consumo do DF, cerca de 3% (CAESB, 2003).

Como em todos ambientes lênticos, um dos principais problemas que pode ocorrer é a eutrofização, e não foi diferente no Lago Paranoá. Já no final da primeira década, após a formação do Lago, era evidente a floração de algas nas proximidades das Estações de Tratamento de Esgoto Norte e Sul, que lançavam efluentes tratados em nível secundário, sem a remoção dos nutrientes fósforo e nitrogênio. Contudo, parte desse problema também está associada ao lançamento de esgoto antes da construção das ETEs (Netto, 2001; Burnett *et al.*, 2001).

No ano de 1978, ocorreu um grande florescimento da alga *Microcystis aeruginosa* que foi controlado pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB com a utilização de algicida. Na época, diversas ações foram propostas para a solução definitiva dos problemas relacionados à eutrofização. A solução que se mostrou mais viável foi a implantação do sistema de tratamento terciário nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) Norte e Sul e a ampliação da coleta e tratamento do esgoto na bacia, com a construção das ETEs Riacho Fundo e Torto (Netto, 2001). O Lago Paranoá é um dos poucos lagos urbanos no Brasil, se não o único, que passou pelo processo de eutrofização e hoje em dia encontra-se despoluído.

Atualmente, no DF, um dos problemas que vêm se tornando evidente é o aumento da demanda por água no abastecimento público e o esgotamento da disponibilidade dos mananciais onde se encontram as captações. Nesse sentido, o Lago Paranoá foi apontado pela CAESB como uma nova fonte de suprimento de água para o sistema de abastecimento público, para o qual já foi iniciado o processo de licenciamento ambiental e concedido a outorga de direito de uso.

Diante dessas situações apresentadas, os modelos hidrológicos e de qualidade de água vêm se mostrando como importante ferramenta para o processo de gestão e gerenciamento dos recursos hídricos. A utilização dos modelos tem como finalidade, dentro do processo de gestão, melhor entender e representar o comportamento da bacia hidrográfica e do corpo hídrico e prever condições diferentes das observadas, ou seja, realizar prognósticos (Tucci, 2005).

Dessa forma, a aplicação do modelo de qualidade de água bidimensional CE-QUAL-W2 no Lago Paranoá vem a contribuir para o desenvolvimento de estudos que ajudem no entendimento dos mecanismos de funcionamento do Lago e, conseqüentemente, no processo de gestão, em especial com ênfase para a nova fase ao se transformar em manancial de abastecimento público.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como objetivo geral realizar um estudo preliminar sobre o Lago Paranoá utilizando um modelo hidrodinâmico bidimensional de qualidade da água e avaliar sua aplicabilidade como ferramenta de auxílio ao gerenciamento de lagos com função de diluição de efluentes tratados e de mananciais de abastecimento.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar o processo de modelagem do Lago Paranoá utilizando o modelo hidrodinâmico e de qualidade da água pré-selecionado CE-QUAL-W2 cumprindo as etapas de desenvolver base de dados para aplicação desse modelo, análise de sensibilidade, calibração e verificação do módulo hidrodinâmico com base nos dados de temperatura;
- Realizar simulação preliminar da qualidade da água para algumas variáveis no sentido de verificar se os resultados gerados são coerentes.
- Analisar como o modelo responde a alterações nos dados de entrada, vazões e concentrações, por meio da simulação de um possível cenário futuro que tenha como base a dinâmica populacional dentro da bacia hidrográfica do Lago Paranoá, alteração de cargas de poluentes, a utilização da água do Lago para o abastecimento público;
- Analisar a aplicabilidade do modelo CE-QUAL-W2 como ferramenta de auxílio ao gerenciamento do Lago Paranoá.

3 REFERÊNCIAL TEÓRICO, CONCEITUAL E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

No presente capítulo, será apresentada uma fundamentação teórica juntamente com uma revisão bibliográfica referente ao tema da dissertação e que serviu de base para o desenvolvimento do presente trabalho. Dessa forma, buscou-se abordar os seguintes temas: (3.1) aspectos gerais sobre limnologia e qualidade da água, em que é dado um enfoque maior sobre (3.1.1) as características térmicas e estratificação, (3.1.2) oxigênio dissolvido, (3.1.3) eutrofização. No item seguinte, (3.2) modelagem da qualidade da água, buscou-se desenvolver os seguintes assuntos relacionados com o processo de modelagem: (3.2.1) breve histórico sobre a modelagem da qualidade de água; (3.2.2) revisão sobre conceitos importantes no processo de modelagem, (3.2.3) classificação dos modelos de qualidade de água, (3.2.4) as etapas que são necessárias para a modelagem de um corpo hídrico, (3.2.5) os modelos de qualidade de água existentes e, por último, (3.2.6) uma breve revisão bibliográfica sobre a modelagem de lagos e reservatórios no Brasil. No item 3.3, é apresentado e discutido o modelo de qualidade de água que foi utilizado no presente trabalho, o CE-QUAL-W2, enfatizando algumas características gerais (3.3.1) e algumas aplicações desse modelo (3.3.2).

3.1 ASPECTOS GERAIS SOBRE LIMNOLOGIA E QUALIDADE DA ÁGUA

Lagos e lagoas são corpos d'água interiores que não têm comunicação direta com o mar, e suas águas possuem baixas concentrações de íons dissolvidos, comparadas com a dos oceanos. Os sistemas lacustres são divididos em lagos de várzea e de áreas alagadas, lagos naturais e represas artificiais. O funcionamento desses sistemas está relacionado com os processos de formação, com a circulação e estratificação vertical, distribuição de organismos planctônicos e peixes em função da estratificação e com as interações sedimento/água (Tundisi *et al.*, 2002).

O volume total de água no planeta é da ordem de $1,38 \times 10^6 \text{ Km}^3$. O volume de água doce é de $35 \times 10^6 \text{ Km}^3$, que corresponde a 2,53% do total. O volume de água dos lagos é de apenas $0,176 \times 10^6 \text{ Km}^3$, que representa apenas 0,013% do volume total de água no planeta e 0,26% do volume de água doce. Com relação à área, os lagos, de água doce e salgada,

ocupam cerca de $2,06 \times 10^6$ Km², o que representa cerca de 8% da superfície da terra (Wilson, 1983, 1988; Rebouças, 2002; Barros, 2005).

Os lagos são ecossistemas de grande importância para o meio ambiente e para o ser humano, fato que pode ser comprovado a partir da distribuição dos volumes de água no planeta e que estão acessíveis ao ser humano. Um grande número de cidades ao redor do mundo desenvolveu-se nas proximidades de um corpo hídrico, sendo que dois terços das maiores cidades estão localizadas na vizinhança imediata de lagos e estuários, como por exemplo, Xangai, Londres e Nova Iorque (Sousa & Kjerver, 1997, *apud* Fragoso Júnior *et al.*, 2007a).

No Brasil, as cidades de Porto Alegre, Florianópolis e Maceió apresentam sua expansão em meio a lagos naturais e Rio de Janeiro, São Paulo e Belo Horizonte apresentam lagos artificiais na zona urbana construídos para fins diversos. A cidade de Brasília é um caso especial, pois o Lago Paranoá foi projetado e construído para que a cidade se desenvolvesse ao seu redor, ou seja, o mesmo foi planejado junto com a cidade

Em termos ambientais, os sistemas lacustres são relevantes sob os seguintes aspectos: reposição do estoque de peixes, eliminação de nitrogênio (N₂) por desnitrificação, complexação e retenção de metais pesados e fósforo, aumento da biodiversidade, entre vários outros (Tundisi *et al.*, 2002).

Os ecossistemas lênticos ou semi-lênticos são divididos em quatro regiões, são elas: região litorânea, interface ar-água, região limnética ou pelágica e região profunda. Essa divisão é apenas didática, pois existe uma grande interação entre as mesmas e muitas vezes uma sobreposição. No entanto, a biota usualmente encontra-se diferenciada em cada uma dessas regiões (Figura 3.1) (Esteves, 1998; Tundisi & Tundisi, 2008).

A primeira região, litorânea, é a que está em contato direto com o ecossistema terrestre adjacente, e, por ser uma região de transição (ambiente terrestre para aquático), esta apresenta uma grande variedade de nichos ecológicos e cadeias alimentares. Também é a região mais afetada em lagos formados com a finalidade regularização da vazão, seja para aproveitamento hidroelétrico, amortecimento de cheias, captação para abastecimento, entre

outros. Isso ocorre devido à operação da barragem, que pode causar uma variação significativa do nível d'água em um curto período de tempo (Ji, 2008).

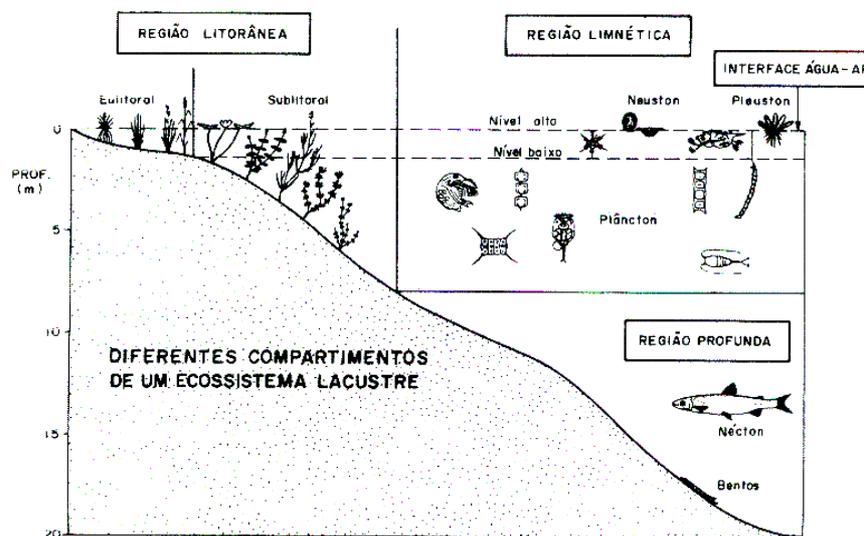


Figura 3.1 – Regiões de um ecossistema lântico e organismos predominantes em cada uma (Esteves, 1998).

A interface ar-água é uma região onde vivem duas comunidades bem características: nêuston, composta por organismos microscópicos tais como algas e bactérias que vivem no limite inferior, e plêuston que é composta por plantas superiores e animais, esses vivem no limite superior e obtêm oxigênio diretamente da atmosfera. A existência dessas comunidades se deve a uma importante característica da água, a tensão superficial. Essa importante propriedade pode ser facilmente afetada quando ocorre lançamento de efluentes domésticos e industriais (Esteves, 1998).

Diferente da região litorânea, a região limnética ou pelágica é encontrada em todos os ecossistemas lacustres. Nessa região, as principais comunidades características são o plâncton e o nécton. Na região pelágica, e também na litorânea, está localizada a zona eufótica, profundidade até onde a luz solar consegue penetrar, e por causa desse fato nessas duas regiões ocorre o processo de produção, mas também é onde ocorre grande parte do consumo. A extensão da zona eufótica depende de algumas propriedades da água, como por exemplo, a cor e a quantidade de materiais em suspensão (Esteves, 1998).

Já na região profunda, onde na grande maioria das lagos e reservatórios não é atingida pela luz solar devido à profundidade e às características da água, é onde se localiza a zona

afótica. Também é na região profunda onde os sedimentos aportados nos lagos e reservatórios se acumulam criando uma camada, muitas vezes espessa. Nesses sedimentos, é encontrada a comunidade bentônica que é a responsável pelo processo de decomposição nos ecossistemas lacustres (Esteves, 1988).

Nos ecossistemas lênticos, as principais características físicas são: comprimento, profundidade, área (tanto da superfície de água quanto da bacia) e o volume. Algumas relações entre essas características são muito importantes, entre elas a área–profundidade e volume–profundidade, e a partir dessas relações é possível traçar curvas que são bastante utilizadas (Thomann e Mueller, 1987; Chapra, 1997).

Duas características dos lagos e reservatórios que têm grande influência na qualidade da água são a profundidade e o tempo de detenção ou tempo de residência da água. A última pode ser entendida como a relação entre a vazão que sai do lago ou reservatório e o seu volume. O tempo de detenção pode ser compreendido também como o tempo de esvaziamento do reservatório ou lago caso todas as entradas de água fossem cessadas, ou ainda o tempo médio que certo volume de água demora do ponto de entrada até a saída (Thomann e Mueller, 1987; Chapra, 1997).

A forma mais simples de calcular o tempo de detenção é por meio da Equação 3.1.

$$t_d = \frac{V}{Q} \quad \text{Equação 3.1}$$

Onde:

t_d = tempo de detenção (T);

V = volume (L^3);

Q = vazão (L^3/T).

Chapra (1997) divide os lagos e reservatórios com baixo ($T_d < 1$ ano) e elevado ($T_d > 1$ ano) tempo de detenção e também em rasos ($H < 7m$) e profundos ($H > 7m$).

A profundidade é uma característica importante, pois está diretamente relacionada com a estratificação térmica. A grande maioria dos sistemas lacustres não pode ser considerada como um sistema de mistura completa, pois ocorre gradiente de temperatura ao longo

das margens e principalmente em função da variação de profundidade. Os lagos de regiões tropicais possuem, geralmente, estratificação pouco acentuada, ao contrário dos lagos de região temperada. A estratificação térmica é uma importante característica para os ecossistemas aquáticos, pois por meio dessa também pode ocorrer a estratificação de outros elementos (Thomann e Mueller, 1987; Chapra, 1997).

Os sistemas fluviais brasileiros predominam em relação aos lacustres, sendo a atividade geológica a principal responsável pela formação da grande maioria dos lagos, que raramente tem profundidade superior a vinte metros. Os lagos brasileiros podem ser agrupados em cinco grandes grupos distintos: lagos amazônicos, lagos do Pantanal Mato-grossense, lagos e lagoas costeiras, lagos formados ao longo de rios de grande e médio porte e os lagos artificiais, como as represas e açudes (Esteves, 1998).

Reservatórios e represas diferem dos lagos naturais em sua origem, idade, propriedades morfométricas e tempo de residência. Os reservatórios e represas têm sido construídos pela humanidade ao longo do tempo devido às necessidades diversas relacionadas com a água, sendo essa uma forma de armazenar água em grande quantidade, por longos períodos de tempo, com finalidades específicas. Represas possuem muitas características em comum com os lagos e lagoas naturais, mas a sua origem é devida a ação do homem. Como foram construídas para servirem ao homem, na grande maioria das vezes, as represas possuem um mecanismo de gerenciamento que é realizado por meio do controle da vazão efluente.

Além das variações na manipulação de vazões, os reservatórios também estão sujeitos a variações climáticas, que, em conjunto, resultam em grandes variações nas condições hidrológicas e limnológicas. Consequentemente, o tempo de residência da água tende a ser mais curto do que o dos lagos, com a produção de pulsos rápidos decorrentes dessa manipulação de vazão. Isso pode gerar flutuações do nível do reservatório e da vazão efluente com consequências diversas. Assim, esse tipo de ecossistema pode ser considerado como um estágio intermediário entre o ambiente lótico (rio) e lêntico (lago) (Figura 3.2). Contudo, esses pulsos também podem ter origem natural, resultado de alterações climáticas e eventos meteorológicos. Tundisi *et al.* (2002).

A construção das represas tem como finalidade um determinado uso primário, que influencia significativamente na sua morfometria, morfologia e na sua limnologia. Muitos

reservatórios, após o uso primário, passaram a ter múltiplos usos o que tornou complexo o mecanismo de gerenciamento (Tundisi *et al.*, 2002).

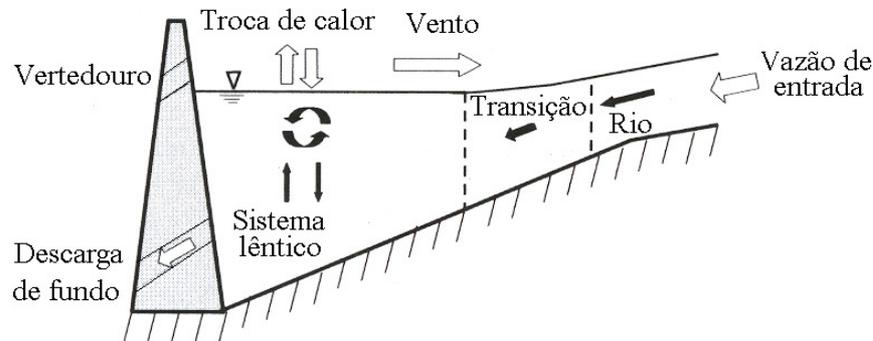


Figura 3.2 – Transição de um sistema lótico para um sistema lêntico (Adaptado de Ji, 2008)

Cronologicamente, os objetivos de se construírem represas são: controle de cheias e inundações, irrigação, abastecimento de água, pesca, suprimento industrial de água, e, mais recentemente, a geração de energia elétrica. Podem ser citados ainda outros objetivos e usos, tais como, regularização de vazão, navegação, recreação, entre outros (Tundisi *et al.*, 2002). Para atender aos diversos usos propostos, é necessário o gerenciamento e controle das represas e açudes, que é realizado, principalmente, por meio do controle das vazões efluentes.

Os mecanismos de funcionamento de um reservatório estão intimamente relacionados com diversos fatores, tais como: o ciclo hidrológico, os gradientes verticais e horizontais, os processos de circulação produzidos pelos ventos, aquecimento e resfriamento térmico e retiradas de água de várias profundidades para descargas relacionadas com os usos. Em função dessas características, as represas podem apresentar grande instabilidade limnológica. (Tundisi *et al.*, 2002).

Apesar dos benefícios que uma barragem pode trazer, principalmente para o homem, muitos autores destacam os efeitos negativos desse tipo de intervenção no ambiente. Dentre eles destacam-se: alteração no regime hidrológico, possibilidade de tremores e deslizamentos devido à acomodação da grande massa d'água, elevação do lençol freático, aumento da taxa de sedimentação a montante em seus afluentes com conseqüente diminuição da carga de material em suspensão, sedimentação do fósforo, alteração nas comunidades aquáticas que vivem nas imediações, diminuição da biomassa a jusante,

desaparecimento de recursos naturais, aumento da possibilidade de eutrofização, entre outros (Esteves,1988; Tundisi *et al.*, 2002; Tundisi & Tundisi, 2008).

Outro problema associado a isso é que grande parte das represas construídas passam a ter suas bacias hidrográficas densamente povoadas chegando até mesmo nas margens. Esse fato favorece o lançamento de efluentes diversos com cargas significativas de matéria orgânica, de nutrientes e poluentes. Alguns desses problemas podem ser indicados por meio do nível trófico do lago ou reservatórios, que descrevem o estado de qualidade da água.

3.1.1 Características térmicas e estratificação

A energia solar é a principal fonte de energia para a superfície da terra e, conseqüentemente, para os corpos d'água. A incidência solar, que é maior na região equatorial devido ao ângulo de incidência, também possui importância vital nos processos fotossintéticos que ocorrem nos sistemas hídricos.

A incidência solar sobre a superfície da água produz movimento de calor no sentido vertical, que se equilibra com o empuxo da massa de água. Além disso, devido à grande largura dos lagos e reservatórios, o vento produz turbulência nas camadas superiores. O resultado desses processos é a possibilidade de produzir estratificação de temperatura e diferenças de densidade nas massas d'água. Essa estratificação de temperatura e densidade também pode influenciar a estratificação de outros parâmetros, como, por exemplo, o oxigênio dissolvido (Tucci, 2005).

Ao ser absorvida no corpo d'água, a radiação se transforma em energia calorífica e já no primeiro metro de profundidade, a maior parte dessa radiação (50 a 60%) que chega a superfície de um lago é transformada em calor. A propagação desse calor nos ecossistemas aquáticos ocorre, principalmente, por meio do transporte de massas d'água e a eficiência desse processo está diretamente relacionada com a presença ou ausência de camadas com diferentes densidades (Esteves, 1998).

De acordo com Esteves (1998), a atuação do vento sobre a superfície da água, numa certa direção, provoca o gradual deslocamento das camadas superiores da massa de água na

mesma direção do vento. A massa d'água superficial em deslocamento será substituída, na origem, pela massa da camada inferior que se deslocará até a superfície. Na região terminal de ação do vento haverá aumento do nível da água; com isso a massa d'água nessa região tenderá a deslocar para o fundo. Esse processo pode criar um mecanismo de circulação, conforme pode ser visto na Figura 3.3.

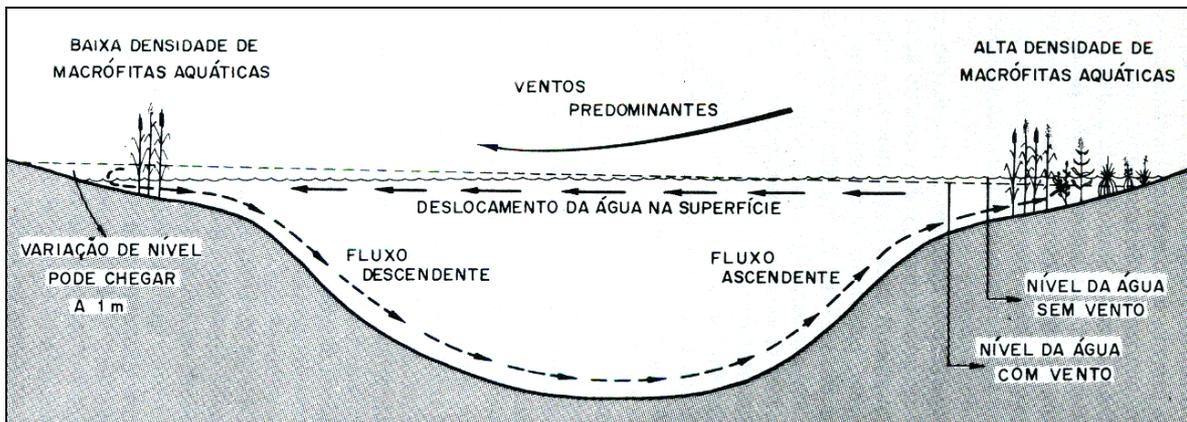


Figura 3.3 – Ação do vento no lago provocando movimento de circulação (Esteves 1998).

Por outro lado, quando as diferenças de temperatura geram camadas d'água com diferentes densidades, que em si já formam uma barreira física, impedindo que se misturem, e se a energia do vento não for suficiente para misturá-las o calor não se distribui uniformemente, criando a condição para que ocorra a estratificação térmica. Os sistemas lênticos estratificados apresentam três camadas bem características, epilímnio, termoclina ou metalímnio e hipolímnio, conforme podem ser observadas na Figura 3.4 (Thomann e Mueller, 1987).

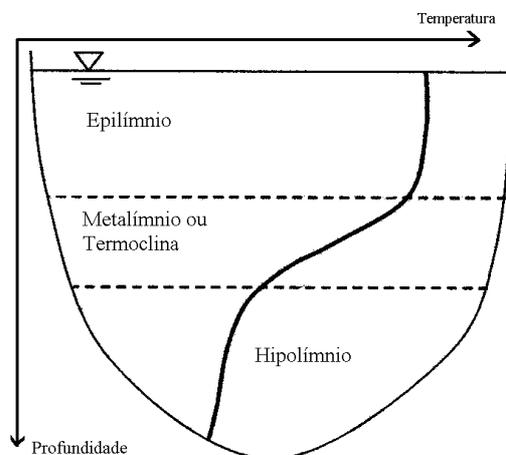


Figura 3.4 – As três camadas de um sistema lêntico estratificado.

O epilímnio é a camada mais superior onde a temperatura é relativamente uniforme com a variação da profundidade. Essa camada geralmente é considerada como completamente misturada devido à ação do vento. A camada logo abaixo, metalímnio, é considerada uma zona de transição, na qual ocorre uma maior variação da temperatura em função da profundidade. O gradiente de densidade dessa camada funciona como uma barreira física que separa o epilímnio do hipolímnio. Nessa última camada, é onde ocorrem as menores temperaturas e não é diretamente afetado pela ação do vento. Em virtude de ser a camada mais profunda, a radiação solar geralmente não atinge o hipolímnio (Thomann e Mueller, 1987, Esteves, 1998).

As temperaturas dessas camadas podem variar durante as épocas do ano devido às variações climáticas naturais e com reflexos nos corpos d'água. A estratificação ocorre de maneira diferenciada nas regiões temperadas e tropicais. Nas primeiras, a estratificação e desestratificação ocorrem ao longo das estações do ano. Já nas regiões tropicais esse fenômeno também pode ocorrer no decorrer do dia

3.1.2 Oxigênio dissolvido

O oxigênio é um dos gases dissolvidos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos, sendo as principais fontes a atmosfera e o processo de fotossíntese. Já o consumo é devido à decomposição da matéria orgânica (oxidação), perdas também para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos, oxidação de íons metálicos, como por exemplo, o ferro e o manganês.

Assim, como todos os outros gases, a solubilidade do oxigênio depende principalmente da temperatura e pressão. A solubilidade é diretamente proporcional à pressão e inversamente proporcional à temperatura. Já a propagação do oxigênio no corpo hídrico, assim como o calor proveniente da radiação solar, dá-se principalmente por meio do seu transporte junto com as massas d'água, pois a difusão molecular pode ser considerada praticamente insignificante.

De maneira geral, a concentração de oxigênio é o inverso da concentração de gás carbônico. No epilímnio, durante o período fótico, quando ocorre fotossíntese, tem-se o consumo do gás carbônico e a produção de oxigênio, o contrário ocorre durante o período

afótico, quando ocorre a respiração, e também no hipolímnio devido à atividade microbiana.

A estratificação térmica também condiciona, de maneira geral, a estratificação química. Com relação ao OD, isso acontece nos lagos de regiões temperadas e a exceção ocorre nas regiões tropicais, onde a estratificação do OD ocorre independentemente da estratificação térmica. Esse fato também ocorre mais claramente em lagos formados por represas em regiões onde existiam florestas densas (Esteves 1998).

Conforme mencionado, o OD é requerido para a oxidação da matéria orgânica. Então, quando ocorre um lançamento de esgoto doméstico ou industrial em um corpo d'água, com elevadas concentrações de matéria orgânica, também ocorre consumo elevado do OD. Com esse consumo, a concentração de OD pode chegar à zero, causando grande desequilíbrio no ecossistema e incompatibilidades de uso pelo ser humano. O consumo do OD por microrganismo para a oxidação da matéria orgânica é caracterizado pela variável de qualidade de água denominada demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que, na verdade, é uma medida indireta de matéria orgânica.

3.1.3 Eutrofização

A utilização dos recursos hídricos pelos seres humanos, dentre eles os sistemas lacustres, envolve modificações das condições naturais da bacia hidrográfica. O desenvolvimento das ações antrópicas, responsável por essas alterações, sobre o sistema natural envolvem várias etapas e caminhos, desde as fontes, o impacto sobre o ambiente e a ação sobre a saúde da população (Tucci, 2005). Um dos resultados da poluição nos sistemas hídricos pode ser o processo de eutrofização, que é resultado do aporte excessivo de nutrientes ao corpo d'água. Na Figura 3.5, são mostrados os principais processos de contaminação e poluição das águas e suas consequências.

Na biosfera, os macronutrientes são aquelas substâncias que formam a base química dos ecossistemas e dentre eles se destacam o carbono, o oxigênio, o hidrogênio, o fósforo, o nitrogênio, o potássio e a água. Esses elementos permanecem na biosfera tanto na forma mineral quanto na forma orgânica, em ciclos biogeoquímicos que obedecem às leis básicas da física, a Lei da Conservação de Massa (Barros, 2005).

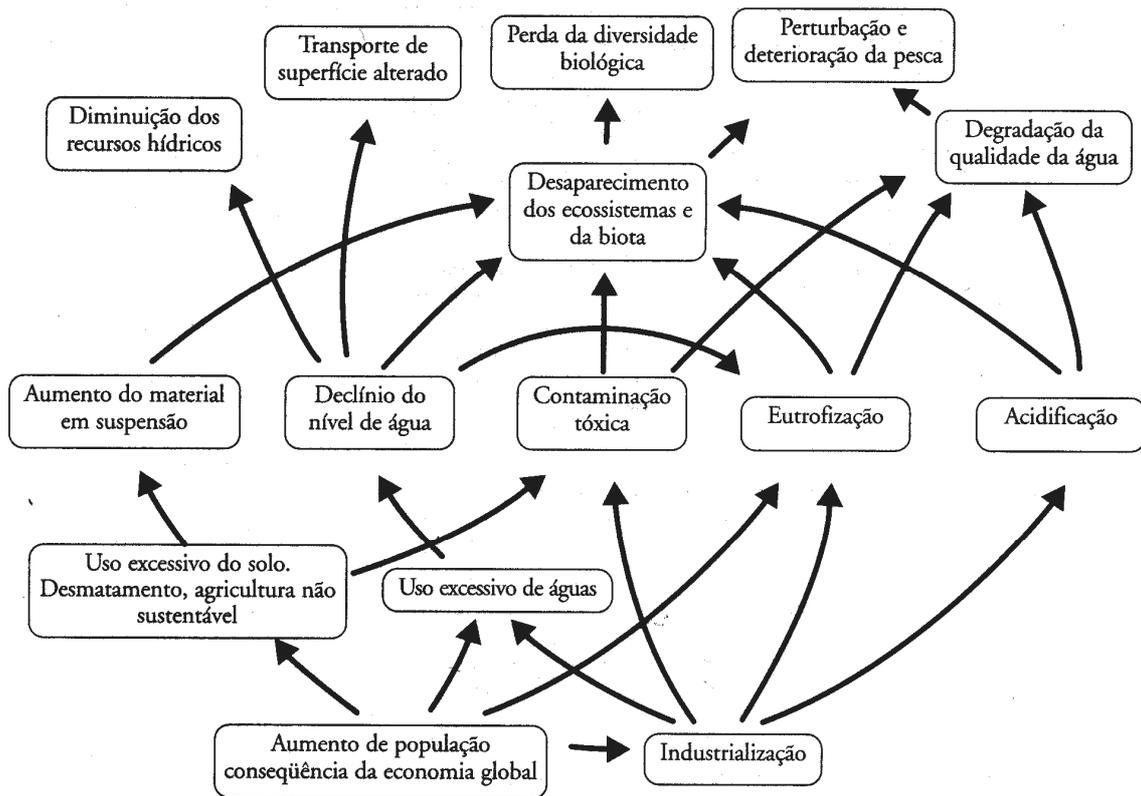


Figura 3.5 – Principais processos de contaminação e poluição das águas e suas consequências (Tundisi *et al.*, 2002).

Partes desses ciclos acontecem em corpos d'água envolvendo diversos organismos. Quando, por algum motivo, esse ciclo é alterado pode ocorrer o processo de eutrofização, que se torna evidente, principalmente, em lagos e reservatórios, onde as condições relacionadas a fatores físicos são mais favoráveis. Com menor frequência, esse fenômeno também ocorre em rios. Dessa forma, a eutrofização de rios, lagos e reservatórios consiste no aumento da atividade biológica, devido a alterações dos ciclos biogeoquímicos de nutrientes (Esteves, 1998; Pires, 2004).

O problema da eutrofização está diretamente relacionado com os macro-nutrientes inorgânicos, os quais servem de matéria prima para a biomassa. Os principais nutrientes necessários para o desenvolvimento celular das algas e plantas que causam a eutrofização estão o carbono, o nitrogênio e o fósforo, em que os dois últimos atuam como fatores limitantes à produção primária (Smaha e Gobbi, 2003)

O incremento desses nutrientes se manifesta, primeiramente, no aumento da produtividade primária, com o crescimento exacerbado de algas microscópicas (fitoplâncton) ou plantas aquáticas (macrofitas). Por consequência do aumento do fitoplâncton e das macrofitas aquáticas, ocorre a redução da transparência da água, com redução da zona eufótica, e o acúmulo de matéria orgânica no sedimento. Esse acúmulo de matéria orgânica no sedimento causa déficit de oxigênio nas camadas profundas, podendo chegar a condições anóxicas.

O processo de eutrofização advém de causas naturais ou dos efeitos de atividades antrópicas. Quando de causas naturais, se caracterizam pela ação bastante lenta e podem ser, por exemplo, devido à diminuição da bacia hidráulica por consequência do assoreamento, ao decréscimo das vazões afluentes, aporte de nutrientes levados pela chuva, entre outros, e é o que corresponde ao “envelhecimento” natural do lago. Quando advinda dos efeitos de atividades antrópicas, a evolução do processo de degradação é mais intensa e acelerada. Essas atividades podem ser, por exemplo, o desflorestamento, a urbanização e lançamentos de efluentes domésticos, a industrialização e intensificação da agricultura (Thomann e Mueller, 1987; Esteves, 1998).

Essas alterações se refletem em todos os níveis da cadeia alimentar do ecossistema, alterando o equilíbrio ecológico e interferindo nos usos desejados da água. Entre os principais problemas associados à eutrofização podem ser citados os seguintes: a grande quantidade de algas e plantas, diminuindo a transparência da água causando um aspecto visual ruim além de causar danos aos sistemas de abastecimento público; a respiração de grande quantidade de plantas e algas no período afótico, podendo alterar o equilíbrio ecológico com a diminuição dos níveis de oxigênio e com implicações na sobrevivência de outros organismos; e aumento dos níveis de dióxido de carbono, podendo causar impactos no pH da água. A algumas espécies de algas também podem causar sabor, odor e produzir substâncias tóxicas ao ser humano, por exemplo, as cianobactérias (Smaha e Gobbi 2003).

Os efeitos sobre as comunidades biológicas variam conforme os grupos de organismos e as zonas por eles ocupadas. As comunidades de produtores e consumidores das zonas litorânea e pelágica geralmente têm sua biomassa aumentada, enquanto os organismos das zonas mais profundas são prejudicados pelas condições de anoxia que se estabelecem. Os efeitos na cadeia alimentar favorecem as espécies mais resistentes às novas condições de

da qualidade da água, o que leva à diminuição da biodiversidade. Um bom exemplo dessa situação é a resposta das comunidades de peixes que podem ser significativamente alteradas, onde somente os mais resistentes irão prevalecer (Pires, 2004).

Segundo Tundisi *et al.* (2002) e Ji (2008), a condição de eutrofização dos corpos d'água é consequência de interações bastante complexas entre fatores físicos, químicos e biológicos. Os fatores físicos relacionam-se à interação entre aspectos hidráulicos e hidrológicos do corpo d'água, sendo de maior relevância para a limnologia o tamanho, a profundidade, o tempo de renovação da água (tempo de detenção hidráulica) e os padrões de estratificação e mistura.

Geralmente, lagos rasos favorecem a ciclagem interna de nutrientes. Esse fenômeno ocorre devido à maior proximidade dos depósitos de nutrientes contidos nos sedimentos de fundo com a camada que recebe maior intensidade de luz, levando a uma maior produtividade primária. A taxa de renovação da água, diretamente influenciada pelo tempo de residência hidráulica, também tem influência na resposta do corpo d'água ao aporte de nutrientes. Altos tempos de residência favorecem a assimilação dos nutrientes pelos organismos, já pulsos rápidos de descarga para jusante diminuem o tempo em que os nutrientes estão disponíveis para essa assimilação, contribuindo para um menor aumento da biomassa. Por fim, os padrões de estratificação e mistura determinam a movimentação horizontal e vertical das massas d'água, influenciando na distribuição espacial dos nutrientes dentro do ecossistema lacustre (Esteves, 1998).

As condições químicas observadas em lagos e reservatórios são resultados dos processos biogeoquímicos e hidrológicos de seus mananciais e dos processos ecológicos e químicos que ocorrem em suas águas e sedimentos. As interações entre os níveis tróficos da comunidade biótica também têm a capacidade de modular os impactos da adição de nutrientes. Por exemplo, caso ocorra redução dos peixes piscívoros, em função de condições limnológicas adversas ou da pesca intensiva, aumentam os peixes planctívoros, predadores do zooplâncton, diminuindo a pressão sobre o fitoplâncton, cujo florescimento, então, é mais intenso (Esteves, 1988).

O crescimento e a reprodução dos vegetais aquáticos dependem, essencialmente, da disponibilidade de luz e de nutrientes. O desenvolvimento das plantas aquáticas vasculares

submersas, que normalmente têm raízes e retiram nutrientes dos sedimentos, é limitado pela turbidez das águas ou pelo sombreamento por plantas aquáticas flutuantes. Já a abundância e a composição das espécies do fitoplâncton variam conforme a relação de nutrientes disponíveis e as condições de luz sob as águas (Esteves, 1988).

São três os níveis tróficos: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. Na Tabela 3.1, é apresentada uma primeira classificação desses estados tróficos com algumas características.

Tabela 3.1 – Estados tróficos de sistemas lênticos.

Variável de qualidade	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Referência
Fósforo total ($\mu\text{g/l}$)	< 10	10 – 20	> 20	USEPA 1974 <i>apud</i> Thomann e Mueller 1987
Clorofila ($\mu\text{g/l}$)	< 4	4 – 10	> 10	NAS, NAE 1972 <i>apud</i> Thomann e Mueller 1987
Profundidade do disco de Secchi (m)	> 4	2 – 4	< 2	USEPA 1974 <i>apud</i> Thomann e Mueller 1987
Oxigênio hipolinimético ou limnéticos (% de saturação)	> 80	10 – 80	< 10	USEPA 1974 <i>apud</i> Thomann e Mueller 1987

Alguns autores desenvolveram metodologias ou alteraram para a determinação do estado trófico de lagos tropicais, como por exemplo, o Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo (1990), que além dessas três classificações de estado trófico ainda inclui o estado hipereutrófico, e também o método simplificado utilizado por Sallas e Martino (1990), que além de incluir os quatro estados tróficos citados ainda complementa com o nível trófico ultraoligotrófico.

3.2 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

3.2.1 Breve histórico

Muitos dos fenômenos naturais podem ser representados por meio de equações e expressões matemáticas. Essa é uma prática comum nas áreas de engenharia e de recursos hídricos e que vem evoluindo desde o início do século XX. Esse fato resulta da

necessidade de entender, prever e mitigar problemas relacionados com o meio ambiente. A evolução dos equacionamentos cada vez mais complexos, contribuíram para o surgimento dos modelos ambientais, dentre eles os modelos de qualidade da água.

Thomann (1998) divide o processo de evolução dos modelos de qualidade da água em períodos. O primeiro período corresponde aos anos entre 1925 a 1980. Nessa época, as representações matemáticas resultavam em sistemas de equações diferenciais ordinárias, para as quais era difícil encontrar solução analítica.

Durante muitos anos, a capacidade computacional e também a falta de conhecimento devido à complexidade dos processos envolvidos foram fatores limitantes ao desenvolvimento de modelos matemáticos, inclusive de qualidade de água. As simulações estavam limitadas a reações cinéticas lineares, geometrias simples e em condições de equilíbrio dinâmico (Chapra, 1997; Thomann, 1998).

Inicialmente, a preocupação e a importância que se dava à qualidade da água eram devidas à saúde pública e ao saneamento, e foi nesse sentido que os modelos matemáticos começaram a ser desenvolvidos (Pereira, 2004a).

Streeter e Phelps foram os pioneiros nos estudos de qualidade de água. Os mesmos desenvolveram estudos no rio Ohio, onde o foco principal era o impacto sobre o oxigênio dissolvido devido ao lançamento de matéria orgânica sob a forma de esgoto doméstico tratado. O modelo utilizado considerava o transporte advectivo e o balanço de oxigênio em função da reaeração e da decomposição da matéria orgânica (Chapra, 1997; Thomann, 1998).

Nessa época, a crescente preocupação com o meio ambiente e o surgimento do movimento ecológico após a revolução industrial também foram fatores que impulsionaram o desenvolvimento dessa ferramenta. Mas o foco dos estudos estava voltado para as fontes pontuais, dirigido ao planejamento e projeto de estações de tratamento de esgoto e efluentes industriais que eram lançados nos corpos d'água (Thomann, 1998).

O segundo período (1980 a 1995) foi caracterizado por uma rápida expansão do número de modelos. Com o aprimoramento e a expansão do uso do computador, foi possível a análise

de sistemas geométricos e cinéticas mais complexas, estado permanente e não permanente, fontes de poluição pontual e não pontual, interação entre sedimentos e coluna de água, bem como a incorporação de um maior número de variáveis de estado e parâmetros cinéticos. Um avanço importante nesse período foi o advento dos modelos em duas dimensões, quando foi possível a aplicação em baías e estuários (Chapra, 1997; Thomann, 1998). O uso do computador também permitiu uma visão mais ampla sobre os sistemas hídricos, ou seja, a bacia hidrográfica (Chapra, 1997).

Com a evolução do conhecimento científico que envolve a qualidade da água em sistemas hídricos, seus mecanismos de transporte e as cinéticas das reações bioquímicas, juntamente com a evolução computacional, os modelos foram sendo aperfeiçoados, tornando possível uma melhor representação da realidade. Com isso, eram necessárias novas ferramentas para solucionar as equações diferenciais parciais que governam os processos. Técnicos e pesquisadores passaram então a utilizar métodos numéricos para solucionar essas equações, tais como, diferenças finitas, elementos finitos e volumes finitos (Chapra, 1997; Souza, 2006).

No terceiro período considerado por Thomann (1998), de 1995 até o período da publicação desse autor, pesquisadores vêm buscando entender as interações que ocorrem entre a qualidade do ar e a qualidade da água. O estudo da dinâmica da bacia hidrográfica também é uma característica marcante do desenvolvimento de modelos ao longo desse período. Considerando a descrição dessa fase, é possível considerar que a mesma se estenda até os dias atuais.

Atualmente, os modelos de qualidade de água são bastante procurados por permitirem a simulação e análise dos recursos hídricos sob diferentes cenários, prognósticos e alternativas. Esse fato decorre da necessidade de se preverem ou simularem problemas que vêm se tornando cada vez mais comuns em mananciais situados em bacias hidrográficas onde existe grande concentração populacional.

3.2.2 Revisão de conceitos

Os modelos matemáticos são ferramentas computacionais que permitem representar e simular algum objeto ou sistema numa linguagem ou forma de fácil acesso e uso, com o

objetivo de entendê-lo e buscar respostas para diferentes entradas. Com sua utilização é possível realizar projeções e prognósticos. Dessa forma, esse tipo de ferramenta é bastante útil para representações de cenários e alternativas (Chapra, 1997; Straskraba e Tundisi, 2000; Tucci, 2005).

No processo de modelagem, existem incertezas nos resultados gerados que devem estar dentro de uma faixa aceitável para que os modelos gerados possam ser representativos dos ambientes analisados. Essas incertezas são inerentes ao conhecimento técnico e científico. No entanto, conhecimento do comportamento dos processos envolvidos e simulados pelos modelos é fundamental para que os erros e incertezas sejam minimizados e os resultados obtidos se tornem representativos (Tucci, 1987; Tucci, 2005).

Cunha *et al.* (2006a) relatam que um dos maiores problemas para o desenvolvimento da capacidade de previsão do modelo de qualidade de água é a determinação do grau de complexidade do modelo, que representa o compromisso entre a realidade da natureza e a abstração do modelo matemático.

Apesar dessas dificuldades na utilização de modelos e nos cuidados para a obtenção de dados coerentes com a realidade, os modelos matemáticos de qualidade da água devem ser vistos como uma ferramenta essencial e muito importante para avaliar as propostas de planejadores e responder a questionamentos da população.

Relacionado ao tema, é importante que sejam enfatizados alguns conceitos:

Sistema – é qualquer estrutura/esquema/procedimento, real ou abstrato que num determinado tempo de referência relaciona com uma entrada, causa um estímulo de energia ou informação, e tem-se uma saída, efeito ou resposta de energia ou informação. Cada sistema possui suas características próprias e pode, dependendo do caso, ser subdividido em vários subsistemas onde características são mais homogêneas. Um sistema bastante simples de exemplificar é a bacia hidrográfica, onde a chuva (entrada), por meio de diversos processos do ciclo hidrológico é transformada em escoamento superficial ou vazão de um rio (saída) (Tucci, 1987; Azevedo e Porto, 2002; Tucci, 2005). No presente trabalho, o sistema a ser estudado é o Lago Paranoá, em que as entradas serão a vazão, as cargas de substâncias, o vento, a radiação solar, entre outros, e por meio dos processos físicos

químicos e biológicos que ocorrem no lago haverá uma saída, que, no caso, será o estado da qualidade da água, representada por meio de diversas variáveis de qualidade da água.

Modelo – é uma representação do sistema e pode ser classificado em físico, analógico ou matemático. O modelo físico representa o sistema por meio de um protótipo que, na maioria das vezes, é em escala menor. Os modelos analógicos utilizam-se da analogia das equações que regem diferentes fenômenos para modelar, no sistema mais conveniente, o processo desejado. Os modelos matemáticos ou digitais são os que representam os sistemas a partir de equações matemáticas. Também são ditos digitais porque usam o computador para o processamento. Esse último tipo é mais versátil, pois permite modificar a sua lógica e obter resultado para diferentes situações do mesmo sistema (Tucci, 1987; Azevedo e Porto, 2002; Tucci, 2005). O modelo a ser utilizado no presente trabalho é um modelo matemático.

Fenômeno – é um processo ou ação que produz alteração de estado ou condição em que um determinado sistema se encontra. Exemplos disso podem ser a precipitação, a evaporação e a infiltração (Tucci, 1987; Tucci, 2005).

Variável – é um valor que define quantitativamente um fenômeno, variando no espaço e no tempo. A vazão, por exemplo, é uma variável que descreve o estado do escoamento (Tucci, 1987; Tucci, 2005), a DBO e DQO são variáveis que definem o estado da qualidade da água.

Parâmetro – é um valor que caracteriza o sistema e que pode variar com o espaço e o tempo. A rugosidade de uma seção de um rio (Tucci, 1987; Tucci, 2005), a taxa de decaimento e transformação da matéria orgânica, por exemplo.

Condições de contorno – podem se consideradas como as “forças motrizes” que provocam alterações no sistema. Por meio das mesmas, são especificados os fluxos de entrada e saída de água, da massa das variáveis da qualidade da água e de calor, ou seja, as variáveis independentes (variáveis que não são simuladas, mas requeridas para simular as variáveis dependentes). Os dados de batimetria também

são considerados como dados de condição de contorno. A velocidade e direção do vento são requeridas para estimar os efeitos de mistura e transporte. Caso a temperatura seja simulada também, são requeridos parâmetros que afetem as trocas de calor, como a radiação solar, cobertura de nuvens entre outros (Martin e McCutcheon, 1999).

Condições iniciais – em simulações dinâmicas, em que são utilizados métodos numéricos, são necessárias as condições iniciais das variáveis dependentes. Dessa forma, os dados que definem valores para variáveis dependentes (ex: velocidade, profundidade, concentração, temperatura) no início da simulação constituem as condições iniciais (Martin e McCutcheon, 1999).

Simulação – é o processo de utilização do modelo e é dividido em quatro fases: estimativas ou ajustes, verificação, análise de sensibilidade e previsão. A primeira fase é quando os parâmetros devem ser determinados. Na verificação, é feita a simulação do sistema com o modelo escolhido quando se analisam e se confirmam os ajustes realizados comparando os dados calculados com dados reais, separados para essa finalidade. A análise de sensibilidade consiste em variação individual de cada parâmetro e verificação dos resultados, dessa forma é possível verificar qual(is) parâmetro(s) tem(têm) maior influência na simulação do sistema em estudo. E a previsão é a simulação do sistema pelo modelo com os parâmetros ajustados para a obtenção de respostas a diferentes entradas, normalmente associadas à elaboração de cenários futuros (Tucci, 1987; Tucci, 2005; Ji, 2008).

Aquecimento do modelo – modelos matemáticos que utilizam métodos numéricos para a solução de equações diferenciais parciais necessitam de certos períodos de dados para realizar o chamado aquecimento. O aquecimento do modelo visa garantir a estabilidade numérica nos processos de cálculo e evitar a influência das condições iniciais assumidas. Quando se dispõe de uma série longa de dados os primeiros períodos são utilizados para essa finalidade, de tal forma que os resultados desses períodos são descartados. Quando a série de dados é pequena, é usual duplicar ou triplicar os dados existentes e analisar somente o último período de dados

A maioria dos modelos de qualidade de água é baseada em equações de transporte de massa (Tucci, 2005). O transporte de substâncias em sistemas hídricos depende de processos físicos, químicos e biológicos, que podem ocorrer por advecção, difusão e dispersão.

A advecção é o movimento ou transporte horizontal unidirecional da massa de uma substância devido ao fluxo de água. Quando considerada apenas a advecção, o movimento da substância não tem suas propriedades alteradas e não sofre diluição significativa. Em rios e estuários, esse processo de transporte de substâncias é predominante (Ji, 2008).

A difusão é o movimento na massa de uma substância devido ao movimento randômico (Chapra, 1997; Tucci, 2005). A difusão pode ser molecular, em escala microscópica, que é devido ao movimento browniano da água. Já a difusão turbulenta ocorre devido à ação dos ventos, turbilhões e redemoinhos e ocorre em uma escala maior. Em ambos os casos, a massa da substância se move do local de maior concentração para o de menor concentração, até que não exista mais gradiente de concentração. Em lagos e reservatórios, ou corpos d'água com grande extensão, com baías, a difusão pode ser o mecanismo de transporte de massa predominante (Chapra, 1997).

A diferença na análise do fenômeno de advecção ou difusão está basicamente relacionada com a escala de análise do sistema. Em uma escala de tempo pequena, por exemplo, a chegada do fluxo de água a um estuário pode ser tratada com o fenômeno da advecção, desde que o movimento da maré cause o movimento unidirecional da água de entrada ou saída no estuário. Já em uma escala de tempo maior, quando se considera o movimento cíclico da maré, o fluxo de água move-se nos dois sentidos, de montante para jusante e vice versa, e nesse caso a análise do fenômeno da difusão deve ser considerada. Dessa forma, no estudo do transporte de massa de uma substância ou contaminante deve ser considerada a combinação dos dois modelos (Chapra, 1997).

A dispersão refere-se ao espalhamento da massa de uma substância devido aos diferentes gradientes de velocidade que ocorrem no escoamento, como acontece, por exemplo, em condutos fechados, canais artificiais e naturais (Chapra, 1997; Tucci, 2005).

Na grande maioria dos lagos e reservatórios, a velocidade de escoamento é pequena e a área superficial, a profundidade e o tempo de residência geralmente são elevados. Dessa forma, nesse tipo de sistema hídrico, os processos principais se desenvolvem na direção vertical. Já em rios, a velocidade do escoamento é grande e a profundidade pequena, por isso a análise dos processos é feita no sentido longitudinal (Pereira, 2004a; Tucci, 2005).

3.2.3 Classificação dos modelos de qualidade de água

Os modelos de qualidade da água podem ser classificados segundo vários critérios encontrados na literatura. Diversos são os autores que discutem em seus trabalhos os conceitos envolvidos nas classificações. Tucci (2005) apresenta, de forma geral, as seguintes classificações para os modelos: estocástico x determinístico, linear x não linear, contínuo x discreto, concentrado x distribuído, conceitual x empírico, unidimensional x bidimensional x tridimensional.

Martin e McCutcheon (1999) e Ji (2008) discutem a classificação dos modelos mecanicistas e empíricos. Os modelos empíricos ou “caixa-preta” permitem a descrição de relações com o mínimo de conhecimento do funcionamento do sistema, onde se ajustam os valores calculados com os dados observados por meio de funções que não têm nenhuma relação com os processos físicos envolvidos. Diferentemente, quando um modelo expressa matematicamente uma relação de causa e efeito, por exemplo, o mesmo é dito mecanicista. Chapra (1997) também discute a classificação desses dois tipos de modelos em relação à conservação e ao balanço de massa e revela que os modelos de qualidade de água mecanicistas são baseados no princípio da conservação da massa, e que os modelos empíricos apresentam algumas limitações fundamentais para esse tipo de aplicação.

Os modelos determinísticos são aqueles que geram uma única resposta para uma determinada situação modelada, de tal forma que cada variável é determinada por uma equação governante e pelas condições iniciais. Já os modelos estocásticos (ou probabilísticos) geram possíveis respostas dependendo de uma distribuição de probabilidade (Ji, 2008).

Silva (2006) relata que a vantagem do uso de modelos de balanço de massa determinísticos, comparados a modelos estocásticos, é que podem ser usados para

compreender mecanismos de causa–efeito que estão ligados às observações realizadas em campo, como por exemplo, os que ocorrem em corpos d’água. Contudo, existe uma dificuldade; alguns modelos requerem uma grande quantidade de dados reais, coletados em campo. Isso é necessário tanto para a construção do modelo quanto para comparar os dados reais com os dados gerados.

Em relação à discretização espacial, os modelos podem ser classificados da seguinte maneira (Martin e McCutcheon, 1999; Pereira, 2004a; Tucci, 2005):

- Modelo concentrado: é baseado no princípio do balanço de massa e considera o sistema totalmente misturado, como em um reator de mistura completa, onde é possível avaliar a concentração média da substância ao longo do tempo (Figura 3.6 A). Esse tipo de modelo é mais utilizado na fase geral de planejamento e gestão, pois é mais simples de ser gerado, entretanto, tende a não fornecer resultados tão fidedignos.
- Modelo unidimensional: esse tipo de modelo simula apenas uma dimensão no espaço. É dito longitudinal quando o fluxo principal é nesse sentido e desconsidera as influências laterais e verticais e é utilizado em rios ou lagos e reservatórios com pequena profundidade e baixo tempo de residência (Figura 3.6 B). É vertical ou de camadas quando desconsidera as influências horizontais e laterais e o corpo d’água a ser simulado deve ter grande profundidade e grande tempo de residência. Nesse tipo de modelo, consideram–se as camadas horizontais completamente misturadas. Esse tipo de modelo é bastante utilizado para estudar o processo de estratificação em lagos profundos;
- Modelo bidimensional: considera e simula os principais processos em duas dimensões. Bidimensional em perfil é o tipo que simula a qualidade da água nas direções longitudinal e vertical (Figura 3.6 C) e existem dois tipos desses modelos. O modelo de “caixas” e o modelo com solução para um módulo hidrodinâmico e um módulo de qualidade da água. O primeiro resolve a equação de transporte para cada “caixa”, considerando todas as direções. O segundo é baseado nas equações da conservação do momento, da continuidade e da conservação de massa. O módulo hidrodinâmico, que é resolvido por meio de diferenças finitas, é acoplado ao módulo de qualidade para a resolução simultânea, ou então os mesmos são resolvidos separadamente. O modelo bidimensional plano (Figura 3.6 D) considera os sentidos longitudinal e transversal, é aplicado em lagos e reservatórios

compridos, largos e pouco profundos, onde é possível assumir uma mistura vertical completa. Esse modelo é baseado nas equações da continuidade, no momento das coordenadas X e Z e de transporte. Essas equações são resolvidas por meio de diferenças finitas ou grade de elementos finitos.

- Modelos tridimensionais: esse tipo de modelo considera todas as direções no espaço (Figura 3.6 E), por isso requer um grande número de dados e parâmetros e não é amplamente utilizado na modelagem de lagos e reservatórios. Também são modelos mais complexos.

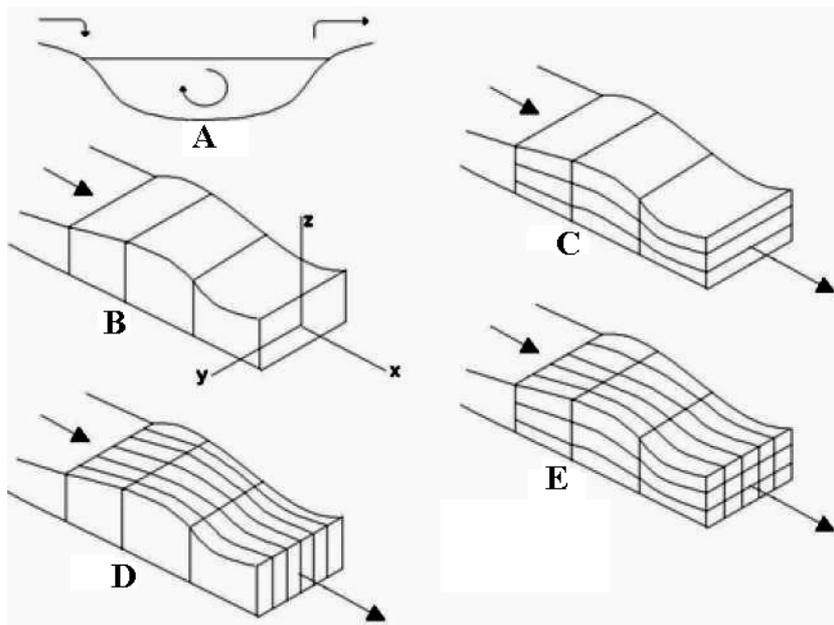


Figura 3.6 – Modelos hidrodinâmicos: A) Modelo concentrado ou de dimensão zero; B) Modelo unidimensional; C) Modelo bidimensional em perfil; D) Modelo bidimensional plano; E) Modelo tridimensional. (Pereira, 2004a).

Com relação ao tipo de variável de qualidade da água, os modelos podem simular variáveis conservativas, quando não ocorre variação da variável analisada em decorrência de reações químicas e biológicas, e/ou não conservativos, que são aqueles que reagem por processos químicos e biológicos. O sal e cloretos são exemplos do primeiro e a DBO e o OD são exemplos do segundo (Tucci, 2005).

Quanto à variação no tempo, os modelos de qualidade de água podem ser classificados em permanentes, que desconsideram a variação no tempo das variáveis envolvidas no processo, e não-permanentes, que permitem a análise dessas variações. Quando

permanentes, eles ainda podem ser uniformes, considera a velocidade do rio constante, ou não uniformes, em que a velocidade pode variar ao longo do corpo d'água (Tucci, 2005).

Existem ainda os modelos de carga que calculam e simulam o aporte de substâncias ao corpo d'água. As cargas despejadas nos corpos d'água podem ser de forma pontual ou difusa (Tucci, 2005). O lançamento de esgoto doméstico, industrial ou águas pluviais constituem os principais lançamentos pontuais. A principal dificuldade na quantificação desse tipo de carga é que o monitoramento, na grande maioria das vezes, é feito em intervalos discretizado de tempo e entre os intervalos de medição as concentrações podem variar. Já as cargas difusas são resultado do tipo de uso do solo da bacia hidrográfica e são aportadas nos corpos d'água devido ao escoamento superficial. Nesse último caso, também existem dificuldades, como por exemplo, estimar as vazões e o grau de penetração das substâncias.

3.2.4 Etapas da modelagem

Em qualquer estudo de simulação de qualidade de água, é necessário o conhecimento do tipo de corpo d'água, do volume e da velocidade. Em termos práticos, o primeiro passo na modelagem da qualidade da água é determinar “para onde a água vai” e como o movimento afeta a concentração de substâncias dissolvidas e em suspensão (Martin e McCutcheon, 1999).

Para facilitar o processo de modelagem, visando à obtenção de resultados consistentes e com a finalidade de alcançar os objetivos propostos, Tucci (2005) divide esse processo em três etapas metodológicas distintas:

- **Calibração ou ajuste:** É a fase inicial, onde os parâmetros do modelo são determinados. Os modelos matemáticos são desenvolvidos para simulação de diferentes tipos de sistemas hídricos com variados tipos de problemas e objetivos diversos. Para cada aplicação de um modelo em um corpo hídrico diferente, é necessária a calibração do mesmo (Ji 2008), que consiste no ajuste dos parâmetros para que os dados simulados se aproximem ao máximo dos dados reais. Essa etapa depende da disponibilidade de dados históricos ou de dados coletados do sistema a ser simulado. Os métodos utilizados pra o ajuste podem ser variados:

- Ajuste sem dados históricos: os parâmetros podem ser estimados com base nas características físicas do sistema, levando em conta variações de intervalos obtidos na literatura. A ausência de dados pode influenciar os resultados e parâmetros obtidos na literatura podem resultar em prognósticos limitados;
 - Ajuste por tentativas: os parâmetros que melhor se ajustam entre os valores observados do sistema e calculados pelo modelo são obtidos por tentativa e erro. Esse tipo de ajuste pode ser visual, gráfico ou estatístico;
 - Ajuste por otimização: utilizando os mesmos dados do processo por tentativas, por meio de métodos matemáticos, é otimizada uma função objetiva que retrata a diferença entre os valores observados e os calculados pelo modelo, obtendo-se os melhores valores dos parâmetros;
 - Amostragem: nesse processo os valores dos parâmetros são obtidos por meio de medições específicas no sistema de forma representativa.
- Verificação: Após calibrar os parâmetros do modelo existe a necessidade de verificar se os ajustes realizados também servem para outro período de dados observados. Então modelo é rodado com outro período de dados mas com os valores dos parâmetros obtidos durante a calibração. Verifica-se se os dados simulados condizem com os dados obtidos em campo para o mesmo período. Para isso são utilizadas ferramentas estatísticas. Assim, sempre que possível, são necessários dois períodos de dados ou a divisão de um período de dados observados em duas séries temporais distintas, um para calibrar e outro para verificar. Existe uma questão filosófica em que alguns autores questionam a semântica do emprego da palavra verificação no processo de modelagem. Após realizar uma boa calibração e observar que a verificação não ficou adequada, é usual realizar uma re-calibração para melhorar a verificação. Dessa forma pode-se definir todo esse processo como calibração quando for observado que a calibração não foi boa o suficiente.
 - Análise de sensibilidade: Consiste na alteração, em uma determinada porcentagem (geralmente 5%) no valor de cada parâmetro, e verificação das diferenças nos resultados por meio de análises estatísticas. Essa análise é utilizada para observar

como variações nos parâmetros influenciam os resultados. Dessa forma, é possível identificar quais são os parâmetros de maior influência na aplicação do modelo para um determinado sistema em estudo.

- **Previsão:** É a aplicação do modelo, já com os parâmetros ajustados e verificados, para a simulação do sistema com entradas conhecidas e saídas que se desejam conhecer ou prever, ou seja, situações desconhecidas. Nessa etapa, o modelo é utilizado para a simulação de alternativas de projetos e extensão de séries históricas.

A seleção de um modelo de qualidade de água pode ser uma tarefa difícil e o desenvolvimento de um modelo específico para uma nova aplicação é um processo demorado e exige conhecimentos substanciais. Ao mesmo tempo, a aplicação de um modelo genérico requer a calibração para a aplicação específica (Kurup *et al.*, 1999).

O modelo de qualidade da água a ser utilizado vai depender do sistema hídrico a ser simulado, ou seja, rio, lago, reservatório, estuário, baía ou sistemas costeiros. Também, devem ser considerados outros fatores na aplicação de modelos de qualidade de água: características hidráulicas, químicas e biológicas do sistema, grau de complexidade do modelo, escalas temporal e espacial, precisão desejada, objetivos propostos, dados disponíveis sobre o sistema, metodologia disponível para representar os processos identificados, entre outros (Brath *et al.*, 1987; Pereira, 2004a; Tucci, 2005; Cunha *et al.*, 2006a; Nóbrega *et al.*, 2006; Ji, 2008).

3.2.5 Modelos existentes

A simulação e o processo de modelagem são limitados pela heterogeneidade física da bacia e dos processos envolvidos. Esse fato tem proporcionado o desenvolvimento de inúmeros modelos que se diferenciam em função dos dados utilizados, discretização, das prioridades, da representação dos processos e dos objetivos a serem alcançados (Tucci, 2005)

Um grande número e variedade de modelos de ecossistema lacustres também têm sido desenvolvidos e publicados durante as últimas décadas, indicando o forte interesse no desenvolvimento de modelos que representem os processos essenciais que ocorrem nos ecossistemas lacustres. A modelagem de eutrofização de lagos começou com modelos

empíricos relativos ao fósforo total e concentrações de clorofila. Logo surgiram necessidades diversas, tais como prever as respostas de medidas de gestão, entendimento dos sedimentos, os efeitos da cadeia alimentar, entre outras, assim foram criados modelos dinâmicos (Mooij *et al.*, 2010).

Recentemente, cada vez mais, processos específicos que não foram contemplados anteriormente e que são relevantes em casos específicos têm sido incorporados nos modelos, com por exemplo, competição entre fitoplâncton e macrófitas, crescimento de cianobactérias ou mexilhões, entre outros (Jørgensen, 2010). Nesse sentido, outra frente que tem impulsionado o desenvolvimento de modelos para lagos e reservatórios é a necessidade de gestão dos ecossistemas aquáticos integrando diversos processos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos a partir de uma visão inter/multidisciplinar.

Contudo, há também um lado negativo para o grande número e variedade de modelos que tenham sido publicados. Com relação à quantidade, muitas vezes os modelos desenvolvidos recentemente apresentam semelhanças com os modelos existentes. Nessas situações, seria mais viável criar um modelo mais eficiente para aplicação ou adotar um existente e realizar melhoria em vez de criar um novo modelo. No que diz respeito à variedade de modelos, identifica-se o risco de que a abordagem adotada seja muito estreita e ignora outras abordagens que podem ser úteis ou até mesmo essenciais para adquirir a compreensão dos sistemas e assim realizar melhores previsões (Mooij *et al.*, 2010).

Em uma tentativa de classificá-los, Mooij *et al.* (2010) elencou os componentes (Tabela 3.2) e as características (Tabela 3.3) de alguns dos principais modelos de qualidade de água de lagos e reservatórios

Tabela 3.2 – Componentes dos principais modelos de qualidade de água de lagos e reservatórios (Mooij *et al.*, 2010).

Nome do modelo	Vollenweider	DYRESM-CAEDYM	CE-QUAL-W2	DELFT3D-ECO	MyLake	PCLake	Lake Shira Modelo	IPH-TRIM3D-PCLAKE	PROTECH	SALMO	Charisma	Piscator
Categoria	STA	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	SIB	SIB
Dimensão espacial	0-D	1DV 3-D	2-DV	3D	1-DV	2-DV*	1-DV	3-D	1-D	1-DV	2-DH	0-D
Estratificação	-	+	+	+	+	-	+	+	-	+	-	-
Sedimentos	-	+	+	+	+	+	-	±	-	+	+	-
Zona litorânea	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
Grupos de fitoplâncton	0	7	3+	3-6	1	3	2	3	10	2-10	0	0
Grupos de zooplâncton	0	5	3+	1-3	0	1	1	1	1	1	0	1
Grupos de bentos	0	6	3+	1	0	1	1	1	0	0	0	1
Grupos de peixes	0	3	0	0	0	3	0	3	0	0	1	±8
Grupos de macrófitas	0	1	3+	0	0	1	0	1	0	0	±5	0
Grupos de pássaros	0	0	0	0	0	0-1	0	0-1	0	0	1	3
Hidrodinâmica	-	+	+	+	+	±	+	±	±	+	-	-
Temperatura	-	+	+	+	+	+	+	+	±	+	±	±
Oxigênio	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	-
Carbono inorgânico dissolvido/CO ₂	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Carbono orgânico dissolvido/particulado	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	-
Dinâmica microbiológica	-	+	+	+	-	±	±	±	-	-	-	-
Aporte de fósforo	+	+	+	+	+	+	+	+	±	+	±	±
Aporte de nitrogênio	+	+	+	+	-	+	+	+	±	+	±	±
Dinâmica interna de fósforo	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-
Dinâmica interna de nitrogênio	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	-
Dinâmica interna de sílica	-	+	+	+	-	±	-	±	-	-	-	-
Sedimentação/resuspensão	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-
Diagenese	-	+	±	+	-	±	-	-	-	-	-	-
Pesca	-	±	-	-	-	+	-	-	-	±	-	+
Dragagem	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-

+: totalmente coberto, ±: parcialmente coberto, -: não coberto; SAT: Modelo estatístico, CDN: Modelo complexo e dinâmico, SIB: Modelo de organismo específico; 0-D: dimensão 0, 1-DV: unidimensional na vertical, 2-DH: bidimensional na horizontal, 2-DV: bidimensional na vertical, 2-DV*: bidimensional na vertical usando compartimentos, 3-D: tridimensional.

Tabela 3.3 – Características dos principais modelos de qualidade de água de lagos e reservatórios (Mooij *et al.*, 2010).

Nome do modelo	Vollenweider	DYRESM-CAEDYM	CE-QUAL-W2	DELFT3D-ECO	MyLake	PCLake	Lake Shira Modelo	IPH-TRIM3D-PCLAKE	PROTECH	SALMO	Charisma	Piscator
Categoria	STA	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	CDN	SIB	SIB
Forma matemática	RGR	PDE	PDE	PDE	PDE	ODE	PDE	PDE	ODE	PDE	DIF	DIF
Controle do balanço de massa	±	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-
Aplica-se um critério de otimização	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Pode-se realizar análise de sensibilidade	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Pode-se realizar calibração	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Pode-se realizar análise de incertezas	-	±	±	-	+	+	+	-	-	+	+	-
Adequado para análise de bifurcação	-	-	-	-	±	±	-	±	-	-	±	±
Adequado para estudar eutrofização	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Adequado para estudar mudanças climáticas	-	+	+	±	+	+	-	+	+	+	±	±
Adequado para estudar a pesca	-	±	+	-	-	±	-	±	-	±	-	+
Adequado para estudar a perda de biodiversidade	-	-	+	-	-	±	-	±	+	-	±	±
Adequado para estudar processos adaptativos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aplicação em água salgada e doce	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Aplicação na gestão a qualidade da água	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+
Aplicação no manejo de pesca	-	±	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+
Linguagem de programação		FOR	FOR	FOR	MTL	C++	C++	FOR	FOR	C/D	DEL	DEL
Disponibilidade gratuita (mediante solicitação)		±	+	±	±	+	-	±	-	±	±	±

Possui interface gráfica do usuário		+	+	+	-	±	±	+	+	+	+	+
Bem documentado em literatura aberta	+	±	+	-	+	+	+	-	±	-	±	±
Código do modelo pode se alterado pelo usuário		±	+	±	+	±	±	-	-	±	-	-
+: totalmente coberto, ±: parcialmente coberto, -: não coberto; SAT: Modelo estatístico, CDN: Modelo complexo e dinâmico, SIB: Modelo de organismo específico; RGR: equação de regressão, PDE: equação diferencial parcial, ODE: equação diferencial ordinária, DIF: equação de diferença; FOR: FORTRAN, MTL: MATLAB, GRD: GRIND, DEL: DELPHI, C/D: C++/DELPHI, C/M: C++/MATLAB												

3.2.6 Modelagem de lagos e reservatórios no Brasil

A modelagem de sistemas lacustres no Brasil ainda é, em maioria, restrita a trabalhos de consultorias e prestações de serviços, principalmente para o estudo de reservatórios para geração de energia elétrica já construídos ou em fase de licenciamento ambiental e também a lagos e lagoas que se encontram em ambiente urbano e com início do processo de poluição. Nesse sentido, a seguir são apresentados alguns dos principais estudos de modelagem de sistemas lênticos ou semi-lênticos realizados no Brasil.

Pereira e Tucci (2005) desenvolveram um algoritmo para solução das equações tridimensionais de águas rasas que tem como base a metodologia utilizado no modelo UnTRIM e se fundamenta na combinação dos métodos de diferenças/volumes finitos e dos esquemas semi-implícito/implícito. Os autores destacam a facilidade de lidar com geometrias complexas, a conservação da massa, a estabilidade relativamente boa, a possibilidade de lidar com áreas de inundação e ser computacionalmente eficiente como as vantagens desse algoritmo.

Smaha e Gobbi (2003) apresentaram em seu estudo a modelagem da evolução do processo de eutrofização do reservatório do Passaúna, na cidade de Curitiba – PR. O modelo de eutrofização simplificado utilizado foi descrito na forma de um sistema de equações diferenciais parciais, discretizado utilizando-se o método das diferenças finitas e implementado no programa computacional Matlab. Esse modelo inclui seis variáveis fundamentais do processo de eutrofização: clorofila, DBO, OD, nitrato, amônia e fósforo. Segundo os autores, o modelo foi capaz de mostrar que o reservatório encontra-se com grau relativamente auto de comprometimento com relação ao crescimento de algas e que as concentrações de clorofila podem se reduzidas a valores aceitáveis ao se reduzir as cargas de nutrientes aportadas. Também é destacada a inércia do lago em relação às concentrações de clorofila quando é aumentada significativamente as cargas de nutrientes provenientes de eventos de chuva.

Igualmente, na região sul do Brasil, mas na cidade de Londrina – PR, Romeiro *et al.* (2007) abordaram o problema da dispersão de poluentes por meio da modelagem matemática e simulação numérica no Lago Igapó I. Os autores utilizaram um modelo de

qualidade de água composta por um módulo hidrodinâmico e outro de transporte advectivo–difusivo–reativo para analisar o impacto causado por uma descarga de efluente lançado no Lago, e concluíram que uma alta carga de poluente lançada pode resultar em graves problemas para o sistema aquático e para a população. Concluíram ainda que na margem esquerda a concentração é maior, pois do outro lado ocorre a presença de um vórtice. Os autores citam também a simplicidade matemática, computacional e a eficiência como vantagens da técnica utilizada. Dando continuidade a esse estudo, Romeiro *et al.* (2011) realizaram a calibração dos parâmetros de transporte (difusão longitudinal e transversal e coeficiente de decaimento) e para isso utilizaram coliformes fecais como variável indicadora da qualidade da água.

Fragoso Júnior *et al.* (2007a) apresentaram uma metodologia aplicada no desenvolvimento de um modelo bidimensional hidrodinâmico e de transporte com a finalidade principal de estimar a dinâmica da biomassa de fitoplâncton, e para isso foi utilizada a clorofila *a* como indicador do estado trófico dos ecossistemas aquáticos. O modelo desenvolvido possui três módulos: (i) hidrodinâmico, que simula as variáveis que quantificam o fluxo (velocidade e elevação da superfície da água); (ii) transporte, que representa o transporte de massa dos constituintes do sistema (nutrientes, sedimentos, poluentes, etc.); e (iii) biológico, que retrata os condicionantes de crescimento e consumo da biomassa fitoplanctônica na equação de transporte. Os autores destacam que o modelo proposto possui um potencial de aplicação promissor e pode servir como um sistema de suporte a decisão no gerenciamento dos recursos hídricos de lagos, estuários e reservatórios. Nesse sentido, Fragoso Júnior *et al.* (2007b) utilizaram esse modelo desenvolvido para identificar regiões com alto potencial de eutrofização no Sistema Hidrológico do Taim (SHT), localizado entre o Oceano Atlântico e a Lagoa Mirim, no sul do Estado do Rio Grande do Sul - RS. Para isso, foi realizada uma análise de sensibilidade dos parâmetros do módulo biológico e a calibração dos parâmetros do módulo hidrodinâmico

A Lagoa da Mangueira que também pertence ao Sistema Hidrológico do Taim foi estudada por Fragoso Júnior *et al.* (2011). Para a concretização desse estudo, realizou-se uma adaptação do modelo TRIM2D, que é um modelo bidimensional na horizontal de diferenças finitas e emprega o esquema semi–implícito para a solução das equações de hidrodinâmica de águas rasas, associado a um algoritmo de secagem e inundação, no intuito de entender melhor os fluxos nessa Lagoa. As simulações mostraram que os fluxos

da Lagoa Mangueira são dominados pelo vento, os vetores de velocidade calculados são mais intensos na região litorânea, enquanto que na região pelágica foram encontrados valores mais baixos de velocidade. Diversas zonas de recirculação da água também foram encontradas, por exemplo, na interface da Lagoa Mangueira (parte norte) e Banhado do Taim, devido à formação de pontal de terra no contorno, referente à característica física do sistema, e a barreira de vegetação encontrada naquela região, devido a características biológicas.

Também no estado do Rio Grande do Sul - RS, alguns autores estudaram Lagoa dos Patos, que é um importante componente do sistema hídrico da região. Pereira e Niencheski (2003a), pela primeira vez, utilizaram o software Delft3D para a validação do modelo hidrodinâmico da Lagoa, sendo esse o primeiro passo para posterior aplicação do módulo de qualidade de água. Para a realização desse estudo, foram utilizados dados do período de março de 1999 a janeiro de 2000. Os autores mostraram que o modelo foi validado, apresentando bons resultados na simulação da circulação, resultados satisfatórios na variação do nível e coerência nos campos de velocidade. Utilizando dados de qualidade da água do mesmo período, Pereira e Niencheski (2003b) avaliaram os processos que determinam a qualidade da água. Para isso foi utilizando o mesmo modelo, Delft3D, para a avaliação das seguintes variáveis de qualidade da água: material em suspensão, oxigênio dissolvido, DBO, nitrato, nitrito, amônio, nitrogênio total, fosfato, fósforo total, carbono orgânico total, sílica, cromo, cobre, zinco, chumbo, níquel, cádmio, ferro. Os desvios observados, segundo os autores, não se devem propriamente ao modelo e sim a ausência de uma melhor distribuição temporal e espacial para alimentá-lo. Foi identificado que as condições meteorológicas têm significativa influência nos processos físicos e químicos que ocorrem na Lagoa e que, apesar das influências antrópicas, as águas do eixo principal da Lagoa não apresentaram significativa contaminação que possa trazer riscos aos ecossistemas que a cercam.

Pereira e Niencheski (2004) estudaram a influência do vento no tempo de residência também na Lagoa dos Patos. Segundo o estudo, o tempo de residência da Lagoa é dependente da combinação da intensidade e direção dos ventos com as descargas dos principais tributários. Ventos de nordeste diminuem o tempo de residência, assim como altas descargas dos tributários. Essa combinação pode resultar em um tempo de residência de até 18 dias. Já ventos de sudoeste e baixas descargas aumentam o tempo de

permanência da água, de tal forma que essa combinação pode resultar em um tempo de residência de 38 dias.

Rivera (2003) utilizou a linguagem de fluxos de energia desenvolvida por Odum (1983) para representar o Reservatório do Lobo–Broa, localizado na região centro–leste do estado de São Paulo - SP, como um sistema a fim de fornecer uma visão geral da sua estrutura e suas funções. Outro objetivo desenvolvido foi organizar os dados e conceitos para a compreensão da eutrofização. O autor destaca que a utilização da linguagem e fluxos de energia como ferramenta da ecologia de sistemas é viável para a construção de modelos que representem as estruturas e funções mais importantes do comportamento sistêmico do reservatório, facilitando a compreensão de sistemas reais.

Villa (2005) realizou um estudo da qualidade da água do lado do Parque Birigui, localizado na cidade de Curitiba – PR. O estudo concentrou-se na investigação da interação rio–lago–rio, onde foi desenvolvida a modelagem hidrodinâmica e o desenvolvimento de um modelo unidimensional para avaliação dos mecanismos de transporte e de matéria orgânica. Para solucionar as equações de balanço de massa, quantidade de movimento e energia da modelagem hidrodinâmica, adotou-se o modelo ECOMSED, já o modelo matemático de qualidade da água para a dinâmica do carbono, foi representado por meio de equações de balanço de massa, cujas variáveis são as concentrações de carbono orgânico e inorgânico na coluna d'água e no sedimento. Os resultados obtidos pela autora evidenciaram a pouca circulação existente no lago, com baixas velocidades em cerca de 70% da área, a sensibilidade em relação ao vento, sendo que apenas devido à ação de ventos com velocidade a partir de 10m/s ocorre uma maior mistura do lago, a significativa sedimentação, a pouca ressuspensão do sedimento para a coluna d'água. A autora destaca ainda que a pequena influência da vazão na mistura do lago tem reflexos nas características da matéria orgânica e que as áreas de baixas velocidades são as mais sujeiras à ocorrência de eutrofização.

O trabalho apresentado por Jesus *et al.* (2007) descreve a implantação de um modelo matemático hidrodinâmico 3D de qualidade da água nas bacias do Alto e Médio Tietê, no estado de São Paulo a fim de subsidiar a gestão de recursos hídricos e as políticas de saneamento das regiões envolvidas. Os modelos utilizados foram *Estuary and Lake Computer Model* – ELCOM, para a parte hidrodinâmica dos reservatórios, *Dynamics River*

Model – DYRIM, para a parte hidrodinâmica dos rios, e o modelo *Computacional Aquatic Ecosystem Dynamics Model – CAEDYM*, para a parte de qualidade da água tanto dos reservatórios quanto dos rios. As simulações incluíram os reservatórios Billings e Barra Bonita, e os rios Pinheiros e Tietê. Os autores relatam que foram realizadas com sucesso simulações da dinâmica e da qualidade da água dos reservatórios e rios, quando foram analisados cenários de eventos meteorológicos e operações das estruturas hidráulicas existentes. Esse trabalho foi desenvolvido no contexto do projeto “Modelo Matemático para as Bacias do Alto e Médio Tietê na Região Metropolitana de São Paulo, Brasil” que foi resultado de um contrato firmado entre a CETESB e o BID, com financiamento do *Japan Special Fund* e desenvolvido durante os anos de 2004 e 2005. Os autores destacam que a utilização de modelos mais sofisticados, como esses utilizados, ainda é um desafio, pois a demanda de dados é maior, ainda existe a necessidade de organizar, sistematizar e criar um banco de dados para o armazenamento das informações utilizadas por esse tipo de modelo e, por último, destaca-se a falta de um modelo dinâmico de geração de cargas nas bacias de contribuição e a carência de dados de fontes poluidoras e de monitoramento.

Castro (2010) também realizou um estudo no reservatório Billings. Contudo, o autor utilizou um modelo bidimensional, sendo esse uma adaptação desenvolvida a partir do modelo IPH-ECO. A escolha de um modelo bidimensional foi justificada por permite simulações mais simples, com menores graus de incerteza dos dados de entrada, menor demanda computacional, uma maior segmentação horizontal em detrimento a segmentação vertical e ainda em virtude dos dados disponíveis. Nesse estudo, foi utilizado também o modelo MQUAL para estimar as cargas potenciais produzidas em cada sub bacia do reservatório. Com relação os resultados hidrodinâmicos, foi observado um bom ajuste no período de calibração e validação para as cotas, também foi observado que o transporte por difusão prevalece em relação ao transporte por advecção, devido às baixas velocidades, que são da ordem de 1,0cm/s. Com relação à qualidade da água, o autor concluiu que, de maneira geral, o modelo representou de forma bastante razoável as concentrações observadas para as variáveis de qualidade da água simuladas.

Cunha *et al.*, (2006b) utilizaram um modelo hidrodinâmico e de qualidade da água acoplados, SisBAHIA, para simular a poluição devido ao lançamento de águas residuárias na Baía de Sepetiba, localizada no estado do Rio de Janeiro - RJ. Os parâmetros OD e DBO foram utilizados como indicador da presença de matéria orgânica e da poluição

ambiental. Os resultados da pesquisa foram condizentes com os dados observados, assim, os autores relatam que o modelo foi calibrado corretamente e que esse modelo é adequado para avaliar o impacto ambiental devido ao lançamento de esgoto e a poluição oriunda dos rios.

Daru *et al.* (2011) selecionaram o modelo ELCOM para entender o comportamento do fluxo da água durante o processo de enchimento do reservatório da usina hidrelétrica de Mauá, localizada entre os municípios de Telêmaco Borba e Ortigueira, estado do Paraná - PR. Para a modelagem, foram utilizados valores *default* do próprio modelo e dados hidrometeorológicos de julho de 2004 a janeiro de 2005, de tal forma que não foi possível realizar a calibração pois, na época, não existem dados medidos, uma vez que o reservatório ainda seria construído. Segundo os autores, os resultados mostraram um bom desempenho do modelo, fornecendo resultados que ajudaram a compreender a circulação da água durante e após o enchimento. Os autores ressaltam também que a utilização desse tipo de ferramenta é importante para a identificação de locais com baixa velocidade de fluxo, de deposição de sedimentos e matéria orgânica e verificação da variabilidade da temperatura da água.

Dantas (2005) estudou os efeitos hidrodinâmicos do Reservatório de Sobradinho, cuja barragem se localizado no município de Sobradinho – BA, utilizando o modelo hidrodinâmico MIKE e um ferramenta de geo-processamento para propor um Sistema de Suporte a Decisão, e assim, simular processos hidrodinâmicos e de balanço hídrico incorporando a um processo de decisão para os usos múltiplos das águas do reservatório. O autor relata a ausência de um grande levantamento topobatimétrico do reservatório que poderia melhorar esse e outros trabalhos. Apesar disso, chegou-se a resultados razoáveis com a organização de um Sistema de Suporte a Decisão para o Reservatório de Sobradinho

Gubiani *et al.* (2011) analisaram as teias alimentares de 30 reservatórios localizados no estado do Paraná – PR. Para isso foi utilizado o modelo Ecopath, por meio do qual foram construídos modelos padronizados para cada reservatório. Esses modelos continham o mesmo número de compartimentos. Os autores testaram a existência de uma associação entre os oitos atributos descrita pela teoria de Odum (estimados pelos modelos construídos no Ecopath e resumidos por meio da Análise de Componentes Principais - PCA) e algumas características dos reservatórios, por exemplo, a idade e a área. Os autores obtiveram uma

correlação significativa entre o eixo 1 da PCA e três atributos da teoria de Odum, a bioenergia do ecossistema, homeostase e a estrutura da comunidade. Com o eixo 2 não foi verificada correlação com os atributos e com o eixo 3 foi verificada correlação com a ciclagem de nutrientes e o tamanho da comunidade ou do indivíduo. Os autores concluíram que a maturidade do reservatório é uma característica inerente, independentemente da interferência humana, da área ou do número de espécies. Os autores também citam a importância de melhorar a teoria central de Odum sobre o desenvolvimento do ecossistema e que o modelo Ecopath é uma importante ferramenta para estudos interdisciplinares na área ambiental.

Angelini *et al.* (2006) quantificou o fluxo de energia na teia trófica do reservatório de Itaipu e simulou o aumento de pesca de algumas espécies usando o programa “Ecopath com Ecosim”. Foram construídos dois modelos de “estado-estacionário”, o primeiro para o período 1983-87 e o outro para 1988-92. Os resultados mostraram que não há diferenças entre os modelos e os resultados sobre tendências de amadurecimento não variam com o tempo indicando que a pesca não altera o sistema como um todo. Os resultados de simulação de pesca se aproximam de avaliações mono-específicas, realizadas por outros autores, com dados de mesmas espécies e períodos. Muitos autores acreditam que reservatórios tropicais são ambientes submetidos a oscilações antrópicas que alteram grandemente sua dinâmica dificultando a estabilidade, mas os resultados para o reservatório de Itaipu indicam que a estabilidade foi encontrada 16 anos após a sua formação.

3.3 MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA CE–QUAL–W2

3.3.1 Características gerais

O modelo CE–QUAL–W2 (W2, Corpo de Engenharia, Modelo de Qualidade em duas dimensões para corpos d’água, do inglês “W2, Corps of Engineers, Quality Model for two dimensional waterbodies”) é um modelo bidimensional de perfil (longitudinal/vertical) que pressupõe homogeneidade lateral do corpo de água. Possui um módulo hidrodinâmico e outro de qualidade de água. O mesmo foi desenvolvido pela Universidade estadual de Portland, Estados Unidos, em parceria com U. S. Army Engineers Waterways Experiment

Station para a aplicação em rios, lagos, reservatórios, estuários e combinações desses (Martin *et al.*, 1999; Cole e Wells, 2008).

Inicialmente, a primeira versão do modelo denominava-se LARM (Laterally Average Reservoir Model) que foi desenvolvido por Edinger e Buchak (1975). O mesmo foi desenvolvido para a aplicação em reservatórios com geometria simples. Subsequentes modificações permitiram a aplicação em reservatórios com múltiplos braços e geometrias mais complexas, em baías, e também em rios. Ao longo do tempo, foram incorporados novos métodos matemáticos de resolução e novos parâmetros de qualidade de água até se chegar à última versão do modelo, 3.7, lançada recentemente (Cole e Wells, 2008).

O CE-QUAL-W2, a partir da versão 3.2, permite a simulação de sistemas hídricos com diversos corpos de água que contenham diversas ramificações ou corpos de água interligados, bem como de diferentes estruturas hidráulicas, como por exemplo, descargas pontuais e circuitos hidráulicos equipados com bombas e turbinas, descarregadores de fundo e de superfície, e tomadas de água. Esse modelo tem sido extensivamente usado como uma ferramenta de gestão e de pesquisa, com mais de 1.000 aplicações em diversos sistemas hídricos. Para a aplicação sua aplicação em diferentes corpos de água, é necessário especificar quais são as condições hidrodinâmicas predominantes (Cole e Wells, 2008).

Devido ao fato de o modelo ser bidimensional no plano vertical e longitudinal é possível simular os gradientes de concentração nessas duas dimensões. Isso é importante porque permite simular processos relevantes em sistemas com densidades diferentes como a estratificação natural em corpos de água profundos e em regiões de estuário devido ao encontro das águas doce e salgada. Em algumas aplicações do modelo, caso seja necessário um maior detalhamento, a grade pode ser diminuída para essa finalidade.

Conforme mencionado, o modelo possui dois componentes principais, o módulo hidrodinâmico e o de qualidade de água. Esses componentes são acoplados, de tal forma que a saída (resposta) hidrodinâmica é usada para simular a etapa de qualidade de água.

O componente hidrodinâmico do modelo simula, por exemplo, elevações da superfície das águas, velocidade dos fluxos de água e temperatura. A condição de regime não-

permanente permite condições de contorno variáveis ao longo do tempo, representando melhor a realidade sistemas naturais. Por isso, é possível simular processos transientes que ocorram em estuários, devido ao processo de maré, em zonas de remanso na região de confluência de rios, descarga de barragens entre outros, especificando as condições de contorno a montante ou a jusante do sistema simulado. (Cole e Wells, 2008).

Já o componente de qualidade de água permite a simulação de até 21 variáveis de qualidade de água, incluindo as interações nutrientes–fitoplâncton. Algumas dessas variáveis são: DBO carbonácea, sólidos totais dissolvidos, sólidos orgânicos em suspensão, coliformes, pH, alcalinidade, CO₂, OD, ferro, amônia, nitrato, fósforo, cloretos, algas, entre outros. Os dados de qualidade da água podem ser utilizados com menor frequência que os dados hidrodinâmicos, isso reduz o tempo computacional (Cole e Wells, 2008). Os modelos conceituais das principais variáveis de qualidade da água utilizados pelo CE–QUAL–W2, que são à base de simulação do modelo, são mostrados no Anexo I.

A frequência de amostragem e obtenção de dados necessários para a adequada utilização do modelo é apresentada na Tabela 3.4 (Cole e Wells, 2008).

Os dados listados na tabela seguinte, além de servirem como dados de entrada para o modelo e para comparar com os resultados gerados, são necessários e importantes para se conhecerem o sistema a ser modelado e os principais processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem.

O modelo CE–QUAL–W2, versão 3.6, utiliza a solução numérica de diferenças finitas como base para a resolução das equações que governam os processos de transporte de quantidade de movimento, temperatura e dos constituintes dissolvidos. O esquema numérico de diferenças finitas é definido por meio de uma grade computacional que permite discretizar o corpo de água em camadas e segmento, relativo à profundidade e à direção longitudinal, respectivamente.

No modelo CE–QUAL–W2, os fenômenos de transporte de massa são descritos por meio das equações derivadas dos princípios de conservação de massa e de quantidade de movimento. Cole e Wells (2008) descrevem detalhadamente o equacionamento do modelo. Um resumo das principais equações governantes do modelo é apresentado na Tabela 3.5 e

nas Figura 3.7 e 3.8 são mostrados os sistemas de coordenadas do corpo hídrico sem e com declividade de fundo.

Tabela 3.4 – Frequência dos dados necessários para a utilização adequada do modelo CE-QUAL-W2.

Condições de contorno		
Frequência	Dados mínimos	Dados adicionais
Diário ou contínuo	<ul style="list-style-type: none"> - Vazão de entrada e saída - Temperatura 	<ul style="list-style-type: none"> - Condutividade - Oxigênio dissolvido - pH - Sólidos totais dissolvidos
Semanal e durante evento	<ul style="list-style-type: none"> - Carbono orgânico total - Ortofosfato - Fósforo total - Nitrogênio amoniacal - Nitrogênio na forma de nitrito mais nitrato 	<ul style="list-style-type: none"> - Carbono orgânico particulado e/ou dissolvido - DBO - Fósforo total dissolvido - Fósforo total inorgânico - Fósforo inorgânico dissolvido - Nitrogênio Kjeldahl - Nitrogênio Kjeldahl filtrado - Sólidos totais suspensos - Sólidos em suspensão inorgânico e/ou voláteis - Clorofila A - Sílica dissolvida - Alcalinidade
No próprio corpo hídrico		
Frequência	Dados mínimos	Dados adicionais
Mensal	<ul style="list-style-type: none"> - Temperatura - Oxigênio dissolvido - pH - Condutividade - Clorofila A - Carbono orgânico total - Ortofosfato - Fósforo total - Nitrogênio amoniacal - Nitrogênio na forma de nitrito mais nitrato 	<ul style="list-style-type: none"> - Sólidos totais dissolvidos - Biomassa e tipo de fitoplankton - Carbono orgânico dissolvido e/ou particulado - DBO - Fósforo total dissolvido - Fósforo total inorgânico - Fósforo inorgânico dissolvido - Nitrogênio Kjeldahl - Nitrogênio Kjeldahl filtrado - Profundidade do disco de Secchi - Carbono inorgânico total - Alcalinidade - Sólidos totais suspensos - Sólidos em suspensão inorgânico e/ou voláteis - Ferro total/dissolvido - Manganês total/dissolvido - Sílica total/dissolvido - Sulfeto dissolvido - Sulfato - Sulfeto de ferro

Tabela 3.5 – Equações governantes do modelo CE–QUAL–W2 para corpos de água com canal sem declividade e com declividade (Cole & Wells, 2008).

Equação	Equação governante assumindo a não existência de declividade no canal e sem conservação do momento nas intersecções da ramificação.	Equação governante, assumindo uma declividade arbitraria no canal e conservação do momento nas intersecções da ramificação.
Equação da quantidade de movimento em x	$\frac{\partial UB}{\partial t} + \frac{\partial UUB}{\partial x} + \frac{\partial WUB}{\partial z} =$ $gB \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{gB}{\rho} \int_{\eta}^z \frac{\partial \rho}{\partial x} dz +$ $\frac{1}{\rho} \frac{\partial B\tau_{xx}}{\partial x} + \frac{1}{\rho} \frac{\partial B\tau_{xz}}{\partial z}$	$\frac{\partial UB}{\partial t} + \frac{\partial UUB}{\partial x} + \frac{\partial WUB}{\partial z} = gB \sin \alpha$ $g \cos \alpha B \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{g \cos \alpha B}{\rho} \int_{\eta}^z \frac{\partial \rho}{\partial x} dz +$ $\frac{1}{\rho} \frac{\partial B\tau_{xx}}{\partial x} + \frac{1}{\rho} \frac{\partial B\tau_{xz}}{\partial z} + qBU_x$
Equação da quantidade de movimento em z	$0 = g - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial z}$	$0 = g \cos \alpha - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial z}$
Equação da conservação de massa ou continuidade	$\frac{\partial UB}{\partial x} + \frac{\partial WB}{\partial z} = qB$	$\frac{\partial UB}{\partial x} + \frac{\partial WB}{\partial z} = qB$
Equação de estado ou complementar	$\rho = f(T_w, \Phi_{TDS}, \Phi_{SS})$	$\rho = f(T_w, \Phi_{TDS}, \Phi_{SS})$
Equação da superfície livre	$B_{\eta} \frac{\partial \eta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \int_n^h UB dz - \int_{\eta}^h qB dz$	$B_{\eta} \frac{\partial \eta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \int_n^h UB dz - \int_{\eta}^h qB dz$
<p>U = velocidade horizontal, ms^{-1} τ_x = média lateral da tensão de cisalhamento na direção x W = velocidade vertical, ms^{-1} τ_y = média lateral da tensão de cisalhamento na direção y B = largura do canal ρ = densidade P = pressão η = superfície da água</p>		

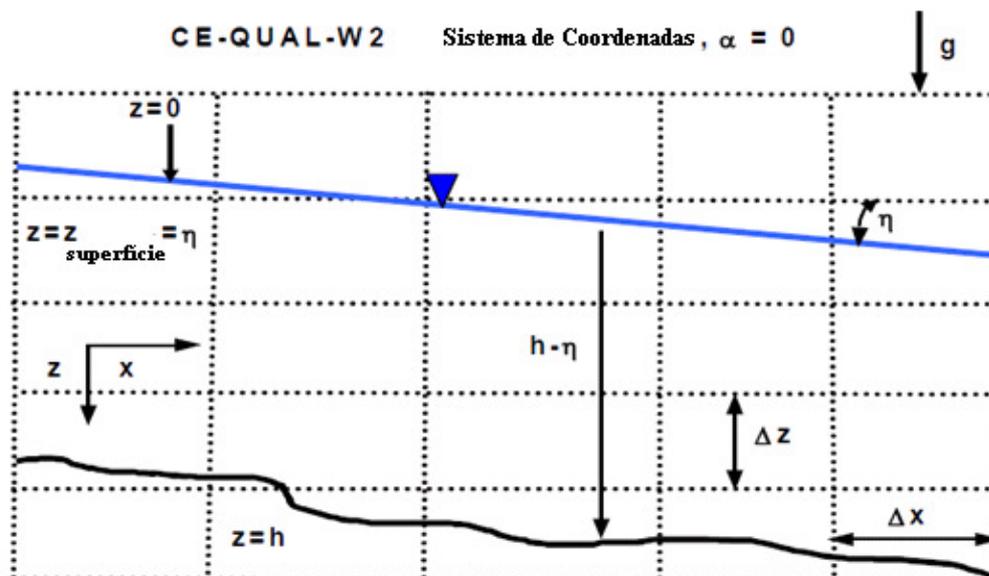


Figura 3.7- Sistema de coordenadas sem declive no canal (Cole & Wells, 2008).

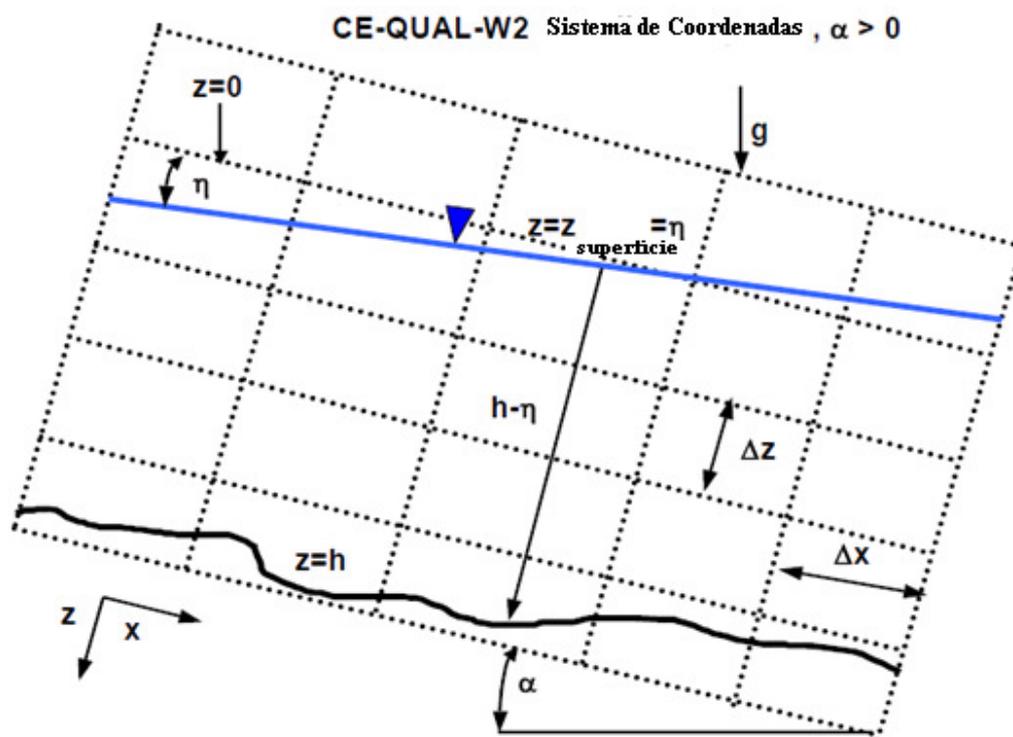


Figura 3.8 - Sistema de coordenadas, com declive no canal (Cole & Wells, 2008).

O modelo possui algumas limitações, por exemplo, a simulação de corpos de água rasos e com grandes larguras, pelo fato de o modelo assumir gradientes laterais nulos. O modelo também não simula a interação do zooplâncton com o fitoplâncton, nem com os nutrientes. O efeito das macrófitas na hidrodinâmica e na qualidade da água também é desconsiderado (Souza, 2006; Cole e Wells, 2008).

Atualmente, o CE-QUAL-W2 é um dos modelos de qualidade de água mais utilizados para lagos e reservatórios. No próprio site do modelo (<http://www.ce.pdx.edu/w2/>) é possível verificar em quais países e quais corpos hídricos o modelo foi aplicado. O país com maior número de utilização desse modelo (783 aplicações) foram os Estados Unidos, o Brasil é o quinto com 123 aplicações registradas. Alguns corpos hídricos brasileiros onde esse modelo foi aplicado são apresentados a seguir:

- Represa da Usina Hidrelétrica de Barra Grande no Rio Pelotas;
- Represa da Usina Hidrelétrica de Barra Bonita no Rio Tietê;
- Lago Guaíba, localizado no estado do Rio Grande do Sul;
- Represa da Usina Hidrelétrica de Itá no rio Uruguai;
- Rio Carreiro, Rio das Antas e Rio Taquari Antas, todos localizados no estado do Rio Grande do Sul;
- Rio Iguaçu e Miringuava, que banham o estado do Paraná;
- Rio Cubatão, no estado de São Paulo;

Contudo, a maioria das aplicações do modelo no Brasil foi realizada por meio de consultorias por empresas particulares para estudos ambientais, e dessa forma, nem sempre esses estudos estão disponíveis.

3.3.2 Aplicações do modelo

Nos Estados Unidos, dois importantes trabalhos foram realizados integrando modelagem de bacia hidrográfica com um modelo de qualidade de água. Martin *et al.* (1999) utilizaram, conjuntamente, os modelos HEC-5Q e CE-QUAL-W2 para avaliar o potencial impacto na qualidade da água de duas bacias hidrográficas localizadas nos estados norte americanos do Alabama e da Geórgia, onde o último modelo foi aplicado em seis reservatórios em cascata para obtenção de resultados mais detalhados. Os resultados obtidos referem-se ao período de realização do estudo (1995) e aos cenários futuros (anos de 2020 e 2050), para os quais não foram previstas medidas de controle das fontes de poluição. Esses cenários foram simulados para servir de base de comparação com cenários em que medidas de controle são tomadas.

Já Debele *et al.* (2008) realizaram a integração do modelo SWAT, modelo hidrológico de bacia hidrográfica, com o modelo de qualidade de água CE-QUAL-W2 para simular os processos combinados de quantidade e qualidade da água tanto na bacia quanto no corpo de água. Para isso, os autores desenvolveram um programa intermediário para extrair os dados de saída do SWAT e torná-los aceitáveis para o CE-QUAL-W2. Esse dois modelos foram aplicados na bacia hidrográfica afluente ao Lago Cedar Creek como no próprio lago, localizados no estado do Texas – EUA. Os resultados obtidos indicaram que os dois modelos são compatíveis e podem ser utilizados para avaliar e gerir os recursos hídricos de bacias contendo rios e lagos. Os autores destacaram também que a vantagem de usar esses dois tipos de modelos conjuntamente é a possibilidade de analisar as fontes de poluição que estão a montante na bacia e assim melhor gerenciar a qualidade do corpo hídrico de jusante.

Kurup *et al.* (2000) utilizaram o modelo CE-QUAL-W2 para comparar com outro modelo bidimensional (longitudinal/vertical) de qualidade de água, o TISAT. Ambos foram aplicados no estuário do rio Swan, localizado no estado Austrália Ocidental, Austrália. Os autores ressaltaram que nenhum modelo ira simular os dados observados com precisão se os dados de entrada não forem representativos. A observação referiu-se aos dois modelos quando os volumes de entrada não foram tão precisos. Segundo os autores, diferenças sutis em esquemas numéricos podem influenciar a capacidade preditiva de modelos. Os autores relataram que na modelagem de estuários profundos, utilizando camadas horizontais menores, o CE-QUAL-W2 pode funcionar melhor que o TISAT. Nesse sentido, foi reportado que o modelo CE-QUAL-W2 oferece vantagens significativas sobre o modelo TISAT em simulações de estratificação de densidade sazonal.

O modelo CE-QUAL-W2 vem sendo utilizado para determinar as cargas máximas totais diárias de poluentes. O Departamento de Ecologia do estado de Washington, EUA, (Washington State Department of Ecology, 2004), por exemplo, realizou um importante estudo no Rio Spokane e no Lago Spokane e utilizou como ferramenta de gerenciamento o modelo CE-QUAL-W2. O principal objetivo do estudo foi avaliar a capacidade do sistema fluvial e lacustre de assimilação de matéria orgânica e amônia a partir de fontes pontuais e difusas e recomendar limites de poluentes com base nessa capacidade de assimilação. Outro objetivo foi determinar a carga máxima total diária (TMDL) de fósforo para o Lago Spokane. Os resultados da modelagem mostraram que em algumas áreas do

rio e desse lago o oxigênio dissolvido violou os critérios de qualidade da água em condições críticas e que a carga de matéria orgânica e nutrientes, provenientes tanto de fontes pontuais quanto difusas, precisavam ser reduzidas para atingir os padrões de qualidade da água do Estado de Washington.

Também, com o intuito de avaliar as cargas máximas totais diárias no estuário de um importante rio do estado da Carolina do Norte, EUA, o Rio Neuse, Bowen e Hieronymus (2003) aplicaram o CE-QUAL-W2 por um período de 43 meses, com início em junho de 1996. Os autores realizaram modificações nos sub-modelos de sedimentos e de extinção da luz para melhor adequação do modelo ao sistema estudado. Uma metodologia multiobjetivo de base estatística foi utilizada para calibrar os dados de clorofila calculados aos dados observados. O modelo foi então utilizado para prever alterações na qualidade da água relacionadas à clorofila “a” e ao nitrogênio e foi constatado que seria necessária uma redução em 5% da carga de poluentes para diminuir em 10% as violações dos padrões de qualidade da água. Os autores concluíram ainda que o modelo CE-QUAL-W2 é uma valiosa ferramenta na análise das cargas máximas totais diárias.

Estudo importante relacionado ao processo de calibração do CE-QUAL-W2 foi realizado, Huang & Liu (2010) estudaram a calibração multiobjetivo de modelos de qualidade de água e testaram no modelo CE-QUAL-W2, aplicando no Lago Maumelle, que se localiza no estado de Arkansas, EUA. Para a implementação dessa metodologia de calibração, os autores realizaram o acoplamento de um algoritmo genético híbrido a um modelo de rede neural. Os autores citam que essa abordagem tem a vantagem de se avaliar a função objetivo do modelo de calibração de uma maneira mais eficiente e que pode ainda melhorar o desempenho computacional.

Ostfled e Salomons (2004) também pesquisaram um modelo de calibração do CE-QUAL-W2 utilizando algoritmos genéticos juntamente com um algoritmo do K-vizinho mais próximo. Os autores aplicaram essa metodologia em duas situações, um caso hipotético para a calibração da temperatura a fim de examinar o desempenho dessa metodologia e outra situação no Rio Columbia, nas proximidades da cidade de Portland – EUA. Os autores destacam que a aplicação da metodologia proposta produz resultados semelhantes à calibração utilizando somente algoritmos genéticos, porem a utilização da mesma reduz significativamente tempos de execução e os esforços computacionais.

Para solucionar um problema relacionado aos padrões de qualidade da água, especificamente a temperatura da água, Berger *et al.* (2005) desenvolveram o modelo hidrodinâmico e de temperatura do Lago Laurance utilizando o CE–QUAL–W2 com dados dos anos de 2002 a 2004. Esse lago, localizado no estado de Oregon – EUA, foi construído para reservar água para irrigação. Os autores propuseram e avaliaram diversas estratégias para melhoria da temperatura por meio de mudanças operacionais ou estruturais do Lago Laurance.

Yu *et al.* (2010) estudaram o aporte de matéria orgânica para um reservatório estratificado localizado na Coreia e utilizaram o CE–QUAL–W2 para descrever a influencia temporal e espacial da poluição difusa na qualidade da água e também para entender a dinâmica dos poluentes e o fenômeno da estratificação. Ao final do estudo, sugeriram um adequado modo de operação da barragem a fim de evitar o acúmulo de matéria orgânica no reservatório.

Com relação a trabalhos realizados no Brasil, DeLuca (2003) aplicou o modelo CE–QUAL–W2 com a finalidade de prever os impactos no Lago da UHE Corumbá IV – GO. Foram analisadas as seguintes variáveis: temperatura, coliformes fecais, fosfato total, nitrogênio amoniacal, nitrato, OD e DBO. Por meio das projeções realizadas para os anos de 2010 e 2019, o autor concluiu que a qualidade da água do Lago não possui condição suficiente para todos os usos preponderantes e concluiu que o abastecimento público, quando for implantado, poderá ser prejudicado.

Na região sul do Brasil, na cidade de Santa Maria RS, Gastaldini *et al.* (2002) estudaram o reservatório do arroio Vacaf–Mirim, que é utilizado como fonte e abastecimento público e também para recreação de contato primário. O período da pesquisa foi apenas no ano de 1999 e a discretização foi feita com segmentos que variaram de 77m a 155m de comprimento (14 segmentos) e 15 camadas verticais de 1 metro. Foram, então, avaliadas a temperatura e o oxigênio dissolvido na região mais profunda do reservatório e observou-se que nos meses de inverno as águas do reservatório apresentam-se desestratificadas e concentrações de oxigênio dissolvido aproximadamente uniformes. Foi verificado que, na primavera, começa a surgir a termoclina, que desaparece somente no outono. No verão, o

reservatório apresentou-se completamente estratificado, com ocorrência de condições anaeróbias a partir de 5 m de profundidade.

Ainda na região sul do Brasil, Souza (2006) estudou o Arroio Demétrio, uma sub bacia do Lago Guaíba, utilizando o modelo CE-QUAL-W2. O autor obteve boa precisão no ajuste do módulo hidrodinâmico e também boa concordância em relação aos resultados de qualidade da água. Os parâmetros analisados foram OD, DBO, pH, nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo e coliformes. O cenário futuro realizado para um horizonte de 10 anos teve como base o crescimento populacional da bacia e demonstrou uma piora na qualidade da água em direção a zona urbana do município de Gravataí – RS

No que se refere a aplicações no DF, o modelo CE-QUAL-W2 foi aplicado ao Lago Paranoá no âmbito do Plano Diretor de Água e Esgoto do DF (2004) e também para consolidar a Revisão e Atualização do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do DF - PGIRH (2012). Contudo, nesses documentos, não consta como foi o processo de construção dos modelos. Não estão presentes informações, por exemplo, de quais parâmetros foram utilizados para calibrar o módulo hidrodinâmico e de qualidade da água, coeficientes ou índices que mostrem quão satisfatório foi a calibração, como foram utilizados os dados meteorológicos e de qualidade da água, quais critérios utilizados para realizar a discretização dos segmentos e camadas, entre outros.

Apesar disso, os resultados apresentados no documento “Revisão e Atualização do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do DF” são coerentes. O modelo foi calibrado para o período de dados de 2000 a 2002 e os resultados mostraram a ocorrência de estratificação térmica da coluna de água do mês de outubro a meados de maio e período de maior circulação (mistura da coluna de água) de meados de maio a setembro. Os resultados também mostram que o Lago apresenta uma região anóxica nas camadas mais profundas e a interferência das ETEs na qualidade da água nas proximidades do lançamento do efluente tratado. O modelo também foi rodado com dados de vazões médias históricas afluentes para a construção de um cenário de referência que foi utilizado para comparação com os cenários futuros propostos (GDF, 2012a; GDF, 2012b).

Silva (2009) também utilizou o modelo em um lago utilizado para abastecimento público, o Lago do Descoberto, que abastece cerca de 65% do DF. Nessa pesquisa, a autora

mostrou o comportamento dos nutrientes fósforo e nitrogênio, do oxigênio dissolvido e da temperatura durante o período compreendido entre o final de 2003 e o início de 2005. Também foi avaliada como satisfatória a aplicabilidade do modelo bem como os resultados obtidos.

4 METODOLOGIA

Considerando os objetivos propostos e a revisão bibliográfica apresentada, o presente capítulo foi dividido em sete seções que correspondem às etapas da metodologia: (4.1) área de estudo; (4.2) seleção de modelo para simulação do Lago Paranoá; (4.3) base de dados para o desenvolvimento do estudo; (4.4) definição das condições de contorno e das condições iniciais; (4.5) análise de sensibilidade; (4.6) calibração dos parâmetros e verificação do modelo, (4.7) simulação do cenário o ano de 2040.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

4.1.1 Aspectos gerais

O Lago Paranoá foi formado a partir do barramento do rio Paranoá no ano de 1959, represando, ao sul, as águas do Riacho Fundo e Ribeirão do Gama, e, ao norte, as águas do Ribeirão Torto e do Ribeirão Bananal. O Lago também recebe contribuições de outros pequenos córregos, o Córrego Acampamento e o Córrego Taquari ao norte e ao sul o Ribeirão Cabeça de Veado. A configuração de um corpo central para o qual convergem os quatro braços principais é explicada pelo barramento que foi realizado no Rio Paranoá e que também represou seus afluentes mais próximos. Na Figura 4.1 é apresentada a hidrografia da Bacia do Lago Paranoá.

Ainda, no ano de 1959, o Lago Paranoá atingiu a cota de 1000m. A barragem está localizada na latitude 15°47'14" sul e longitude 47°47'23" oeste e possui uma profundidade máxima de 38m junto à barragem e média de 12,42m. O volume do Lago é de aproximadamente $441 \times 10^6 \text{m}^3$ e sua superfície é de 38Km^2 . O tempo de retenção é de aproximadamente 299 dias. A Usina do Paranoá, localizada junto à barragem, é considerada uma usina a fio d'água e possui três unidades geradoras de 8,7 MW cada (Dhaussy *et al.*, 1998, *apud* Pufal, 2001; Ferrante *et al.*, 2002; CAESB, 2003; CEB, 2010).

O Lago foi construído com o objetivo de proporcionar os seguintes usos: recreação, paisagismo, melhoria do micro clima e o aproveitamento do potencial hidroelétrico para a nova cidade, Brasília, que estava sendo construída nas proximidades do mesmo. Em

virtude de ser um lago urbano, atualmente a operação da barragem é realizada com uma variação pequena da cota, com mínima de 999,5m e máxima de 1.000,8m.

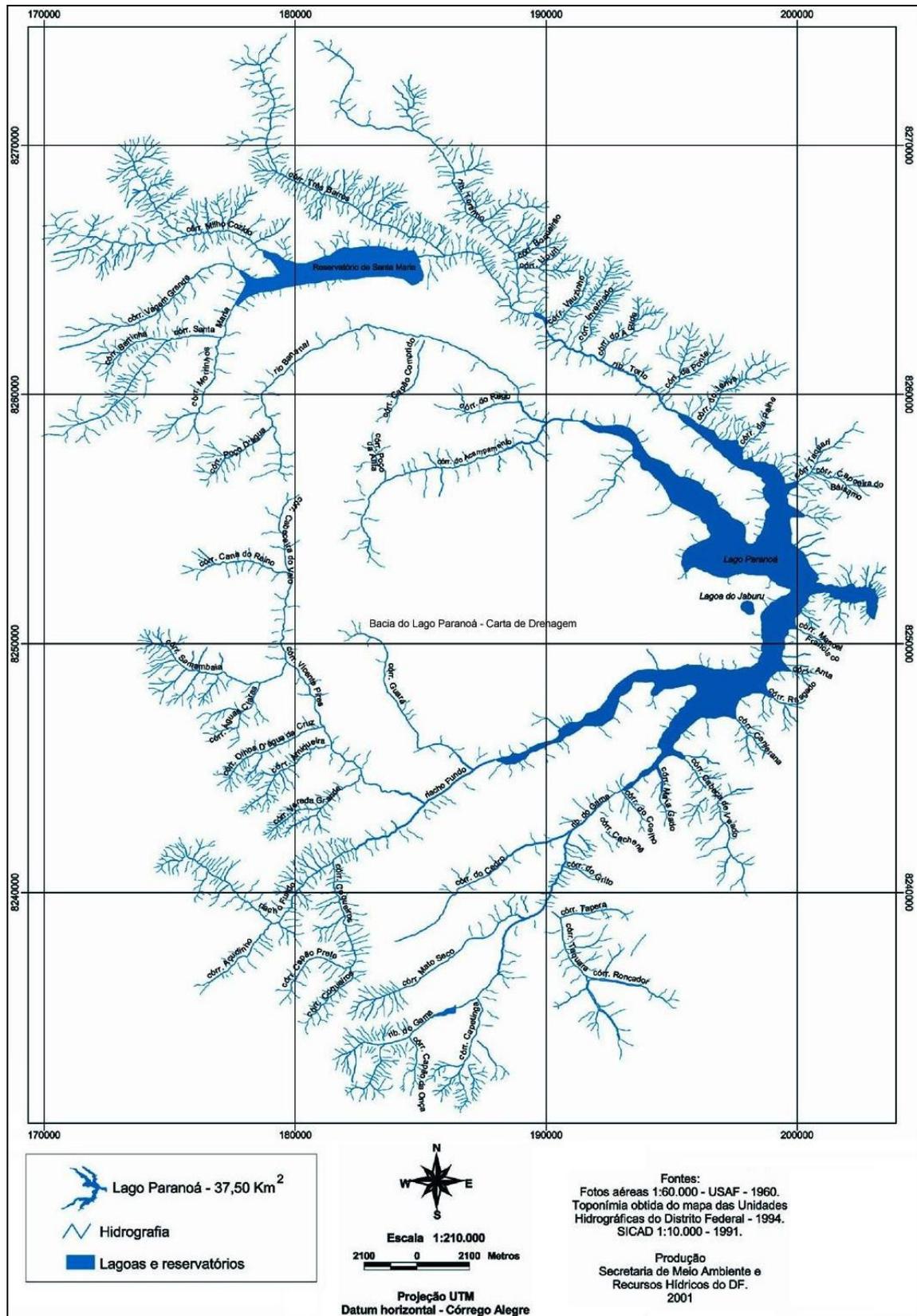


Figura 4.1 – Hidrografia da bacia do Lago Paranoá – DF (Ferrante *et al.*, 2002).

Além dos usos múltiplos do Lago, a bacia do Paranoá possui relevante importância por abrigar o sistema integrado de abastecimento Santa Maria/Torto, cujas nascentes se localizam no Parque Nacional de Brasília. Esse manancial é responsável por cerca de 26% do abastecimento público de água do DF, abastecendo as regiões administrativas de Brasília, Cruzeiro, Lago Norte, Lago Sul, Paranoá, Guará, Santa Maria e Sobradinho (GDF, 2012a).

A bacia do Lago recebe a maior contribuição de esgotos sanitários da população urbana do DF proveniente de três ETEs inseridas na bacia (ETE Norte, ETE Sul, ETE Riacho Fundo). Nas águas residuárias estão presentes os nutrientes fósforo e nitrogênio que podem levar ao processo de eutrofização. O fósforo é mais problemático pois é cumulativo em ambientes lênticos, assim, mesmo lançamento de pequenas cargas a longo prazo podem causar problemas ambientais futuros. Apesar de corpo receptor desses afluentes, o Lago ainda é o principal corpo hídrico utilizado como lazer no DF. Nos dias atuais, a geração de energia elétrica da usina Hidrelétrica do Paranoá corresponde a aproximadamente 3% do consumo no DF (CEB, 2010; GDF, 2012a).

Atualmente, o DF possui 30 Regiões Administrativas (RA). Quanto foi realizado o último censo demográfico, 2010, nem todas as RAs estavam regularizadas e com seus limites definidos. Na época, 17 delas faziam parte da bacia do Lago Paranoá, integralmente ou apenas em parte. São elas: Brasília, Gama, Brazlândia, Sobradinho, Lago Sul, Lago Norte, Cruzeiro, Samambaia, Santa Maria, São Sebastião, Núcleo Bandeirante, Cadangolândia, Recanto das Emas, Riacho Fundo, Guará, Taguatinga e Paranoá (GDF, 2012a).

No ano de 2000, a população total das RAs que faziam parte da bacia do Paranoá era cerca de 616 mil habitantes e predominantemente urbana. Já em 2010, essa população chegou ao número de 833 mil habitantes e projeções apontam para cerca de 1.215.000 habitantes no ano de 2040 (Ferrante *et al.*, 2002; IBGE, 2000 *apud* Pereira, 2006; GDF, 2012b). Algumas figuras que ilustram o histórico do processo de ocupação da bacia hidrográfica do Lago Paranoá são mostradas no Anexo II.

A bacia do Lago está inserida na bacia do Rio Paranoá que por sua vez é uma sub-bacia do Rio São Bartolomeu e que pertence à grande bacia do Rio Paraná. Localiza-se na região central do Distrito Federal (Figura 4.2) abrangendo uma área de 1.034,07 km².

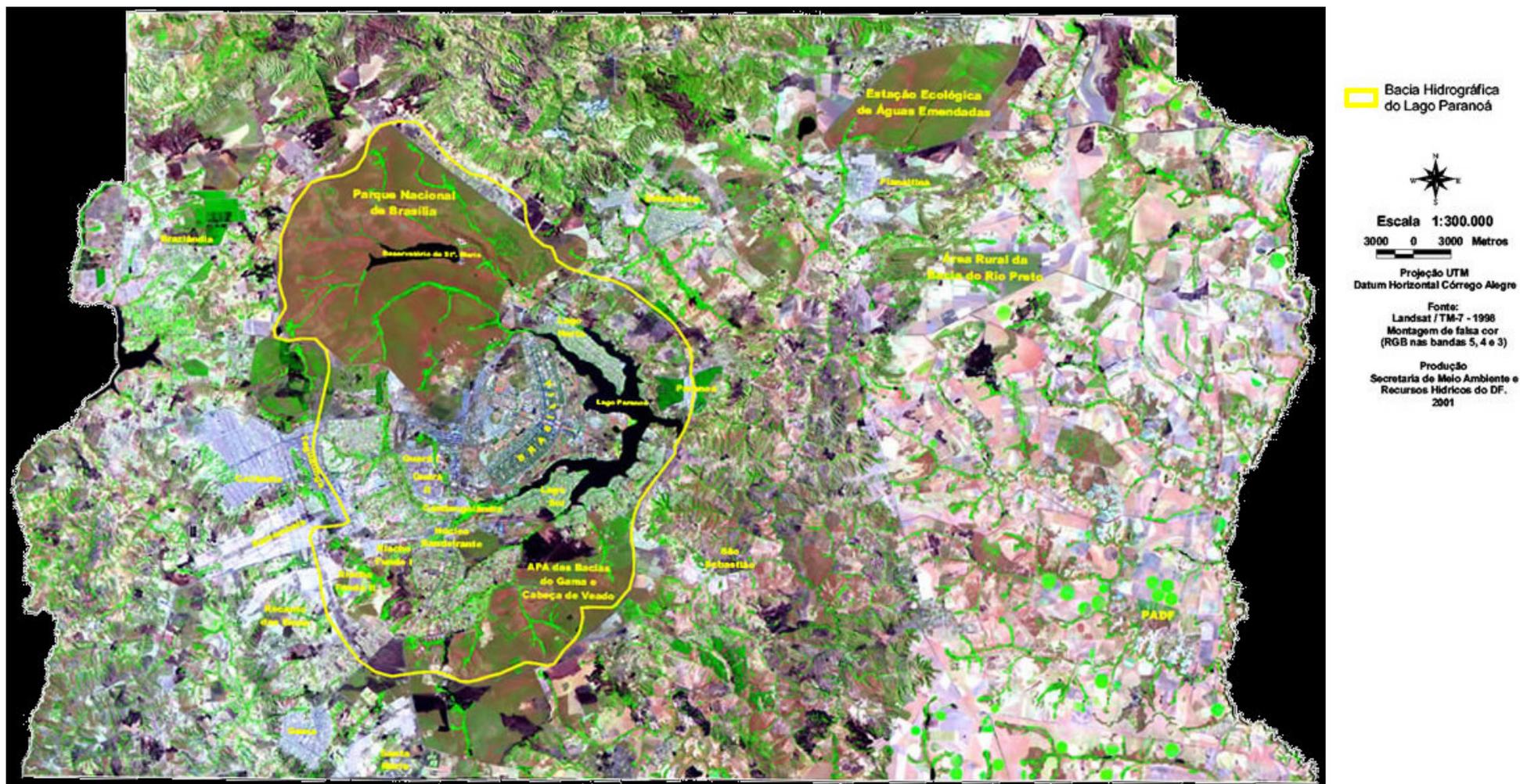


Figura 4.2 – Localização da bacia do Lago Paranoá no DF (Ferrante *et al.*, 2001).

Essa área corresponde a cerca de 18% do território do DF. Essa bacia hidrográfica está integralmente localizada no território do DF. Isso possibilita, sob a perspectiva de gestão ambiental e de recursos hídricos, um controle mais efetivo por parte da administração distrital sobre os usos das águas e terras dessa bacia. A mesma é composta por cinco unidades hidrográficas descritas a seguir. A Figura 4.3 ilustra a bacia hidrográfica do Lago Paranoá, e suas unidades hidrográficas que são descritas a seguir.

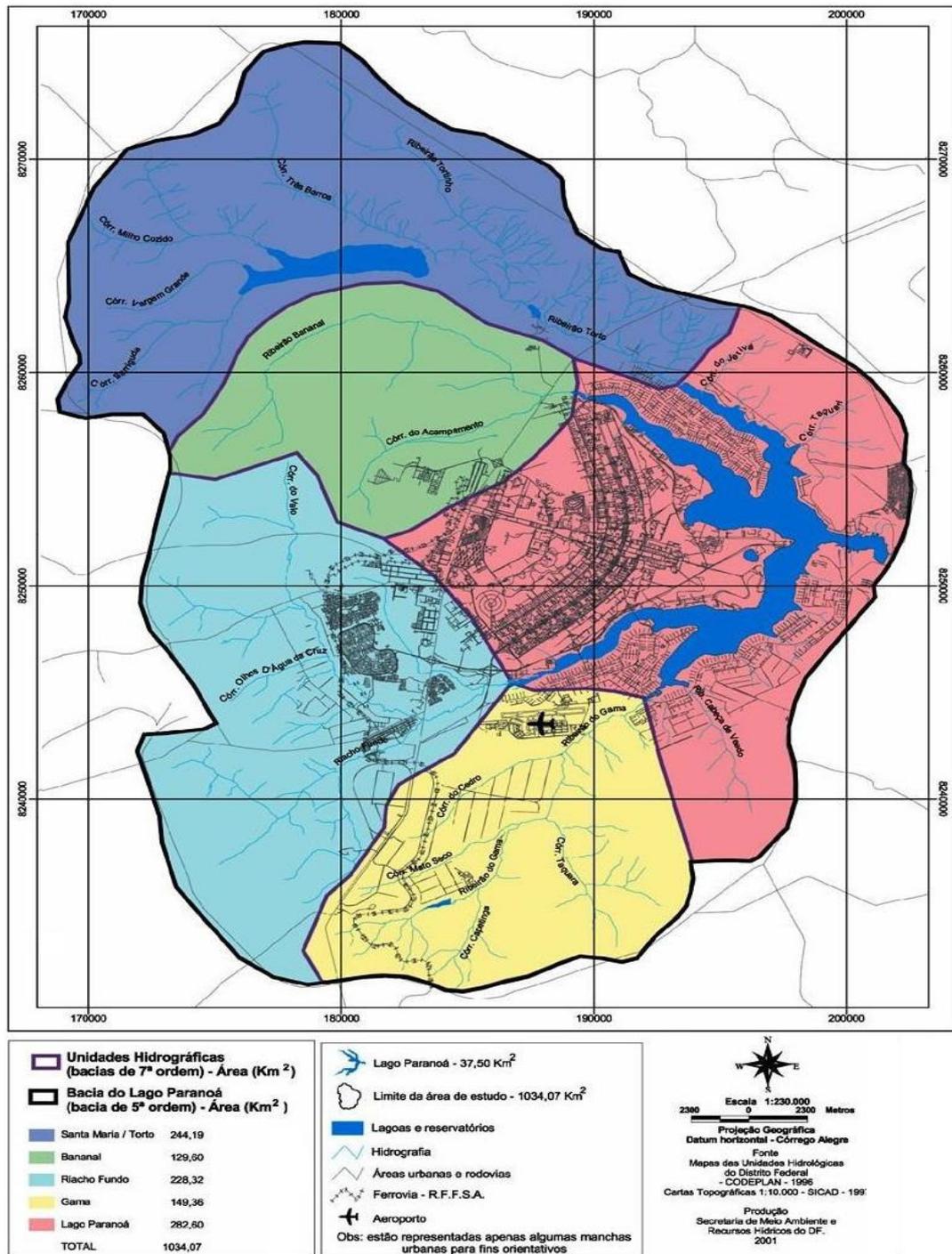


Figura 4.3 – Unidades hidrográficas da bacia do Lago Paranoá – DF (Ferrante *et al.*, 2002).

Unidade Hidrográfica do Ribeirão do Torto

O Ribeirão do Torto possui uma área de drenagem de aproximadamente 250 km²; seu curso principal mede cerca de 20 km. A presença das barragens de Santa Maria/Torto, utilizadas para captação pela CAESB (1.200 e 500 l/s) alterou o regime natural dessa bacia, que deságua no Lago com vazão média de 2,89m³/s. Seus principais afluentes são os córregos Tortinho e Três Barras, juntamente com o Ribeirão de Santa Maria. Na região mais a jusante dessa Unidade, a área que percorre o Ribeirão do Torto atravessa a zona rural constituída pelo Lago Oeste e a Granja do Torto, observando-se também áreas urbanas como o Varjão e Setor de Mansões Lago Norte. No restante da área encontra-se o Parque Nacional de Brasília (Ferrante *et al.*, 2002; CAESB, 2003; GDF, 2012a).

Unidade Hidrográfica do Ribeirão Bananal

A área ocupada pela sub-bacia do Ribeirão Bananal é de aproximadamente 130 km² e aproximadamente 1/3 dessa área pertence ao Parque Nacional de Brasília. Nessa unidade de conservação está localizada a área de lazer conhecida pelo nome de Água Mineral. A vazão média é de 2,51 m³/s, formada pelos afluentes córregos do Poço Fundo, do Acampamento e outros pequenos córregos. O Ribeirão Bananal tem uma extensão de 19,1 km (Ferrante *et al.*, 2002; CAESB, 2003; GDF, 2012a).

Unidade Hidrográfica do Lago Paranoá

A Unidade Hidrográfica do Lago Paranoá, com área de 282,60 km², é constituída, além do próprio Lago, por pequenos córregos que contribuem diretamente com o Lago, tais como: Cabeça de Veado, Canjerana e Antas, na região do Lago Sul; Taquari, Jerivá e Palha, na região do Lago Norte. Essa é a região que também contribui diretamente com águas pluviais drenadas da cidade situada imediatamente ao redor do Lago. Vêm sendo realizados estudos para melhor compreensão das cargas de poluentes que chegam até ao Lago por meio da drenagem. Além da poluição presente nas águas pluviais, ligações clandestinas de esgoto ligadas diretamente ao Lago também constituem fontes de poluição. O Córrego Cabeça do Veado, afluente de maior expressão dessa Unidade está parcialmente situado na Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília. Nessa área, também estão localizadas importantes captações utilizado pela CAESB como fonte de abastecimento público. A água é captada a partir de barragens e após tratamento é distribuída. A vazão média do Córrego Cabeça de Veado afluente ao Lago Paranoá é de 0,35 m³/s (Ferrante *et al.*, 2002; CAESB, 2003; Echeverria, 2007; GDF, 2012a).

Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo

A sub-bacia do Ribeirão Riacho Fundo possui uma área de 228,32 km², a extensão de seu curso principal é de 13 km e a vazão média é de 4,04 m³/s. Seus principais afluentes são os córregos Vicente Pires e Guará, à margem esquerda, e o Córrego Ipê, à margem direita.

Esse tributário percorre um grande trecho urbano no qual se observam: locais com descarte de esgoto e lixo, regiões com plantações agrícolas, assim como, ruas e avenidas movimentadas. A maior densidade populacional e diversidade de ocupação estão concentradas nessa sub-bacia, que compreende, por exemplo, as Regiões Administrativas do Riacho Fundo, Núcleo Bandeirantes, Guará, Candangolândia, Park Way e Águas Claras, além do Setor de Indústria e Abastecimento e também áreas de atividade agrícola. Em virtude disso, essa é a unidade hidrográfica com maior influência antrópica, já que percorre regiões de intensa urbanização (Ferrante *et al.*, 2002; CAESB, 2003; GDF, 2012a).

Unidade Hidrográfica do Ribeirão do Gama

O Ribeirão do Gama possui uma área de drenagem de aproximadamente 150 km². O curso principal da bacia do Ribeirão do Gama mede cerca de 14 Km. Nasce na Mata do Catetinho e deságua diretamente no Lago Paranoá, com uma vazão média de 1,85 m³/s. A bacia compreende os seguintes cursos de água: Córrego do Cedro, Córrego Mato Seco, Córrego Capetinga e Córrego Taquara. A unidade hidrográfica apresentam áreas preservadas como os córregos Roncador, Taquara e Capetinga; área de atividade agrícola como o córrego Mato Seco que corta a região de Vargem Bonita e área residencial como as Mansões do Park Way, que é cortado pelo Córrego Cedro. Monitoramentos e estudos têm sido realizados neste córrego para verificar o impacto causado pela reforma realizada no aeroporto, já que o material de construção, bem como o aterramento possa ter sido lixiviado pelas chuvas até o Ribeirão do Gama.

Por meio do Decreto nº 9.417/86, foi criada a área de proteção ambiental (APA) do Gama e Cabeça de Veado e assim reconhecida à importância de seus ecossistemas naturais. O Jardim Botânico é uma das unidades de conservação da APA Gama /Cabeça de Veado. As áreas urbanas ocupam cerca de 20% da área total da APA. Na Figura 4.4, é mostrado o mapa de uso e ocupação do solo da bacia do Rio Paranoá, que engloba a bacia do Lago.

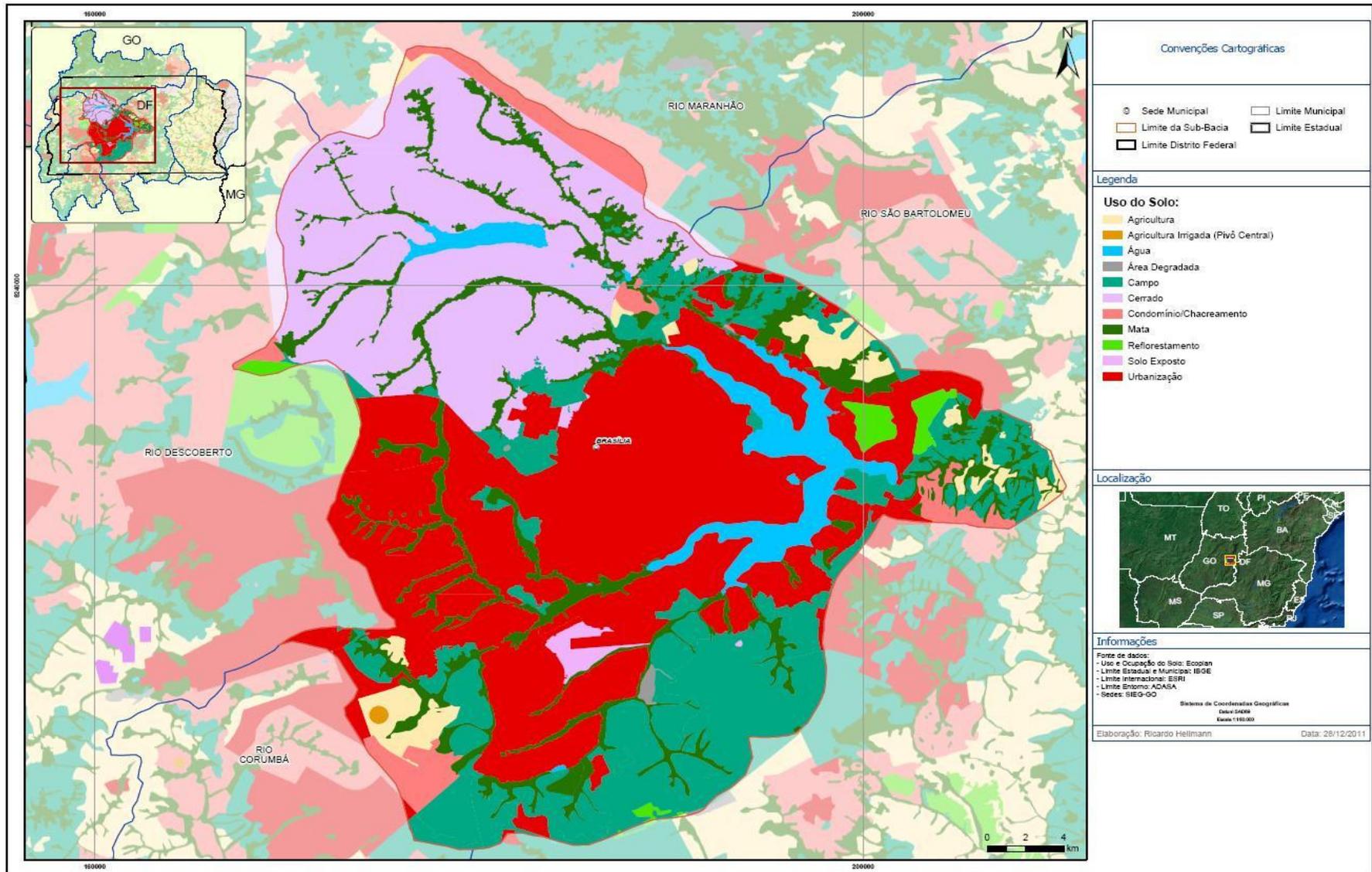


Figura 4.4 – Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Paranoá – DF (Adaptado de GDF, 2012a)

Nessa Figura é possível observar uma área expressiva ocupada por atividades antrópicas, embora somente uma parte bastante pequena corresponde ao uso agrícola. Essas classes de uso (agricultura 2,9%, agricultura irrigada 0,1% e reflorestamento 1,1%) estão localizadas próximas aos limites da bacia. O percentual de cobertura por áreas urbanas é o maior e correspondem a 35,38% da área da bacia do Rio Paranoá e chega até a beira do Lago. Além da grande área urbanizada, destaca-se a classe ocupada por cerrado que recobre 22,39% do total da bacia, esta classe está concentrada na porção noroeste da bacia, no Parque Nacional de Brasília. As outras classes de uso e cobertura do solo são: água, 4,5%, área degradada, 0,2%, campo, 18,7%, condomínio/chacreamento, 3,3%, mata, 11%, e solo exposto, 0,6%.

O clima da região é caracterizado pela ocorrência bem definida de verões chuvosos, meses de outubro a abril, quando ocorrem cerca de 84% do total anual das precipitações, e invernos secos, que vai de maio a setembro. O trimestre mais chuvoso vai de novembro a janeiro e o mais seco vai de junho a agosto. A umidade relativa do ar acompanha o padrão sazonal das precipitações. Já a insolação tem comportamento inverso ao da umidade, sendo máxima nos meses de julho e agosto. Com relação à temperatura média do ar, os meses de setembro e outubro são os mais quentes, sendo o mês de julho o mais frio. A evaporação é maior no trimestre julho/setembro, atingindo seu máximo em agosto. Segundo a classificação de Köppen, o clima predominante é “tropical de Savana” (Ferrante *et al.*, 2002; CAESB, 2003; GDF, 2012a).

Com relação à geologia, o contexto geológico do Distrito Federal está relacionado à Faixa de Dobramento Brasília, no qual se observam quatro grandes unidades litoestratigráficas de idade proterozóica: os grupos Paranoá, Canastra, Araxá e Bambuí. No Distrito Federal, a geologia da bacia do Lago Paranoá é constituída por rochas pertencentes ao Grupo Paranoá, que é composto por sequência areno-argilocarbonatada de idade Meso/Neoproterozóica com rochas atribuídas a quatro unidades litoestratigráficas. Na Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá, encontram-se as seguintes unidades: S (siltitos), A (ardósia), R3 (metarritmitos arenosos) e Q3 (quartzitos), além de coberturas de solos e regolitos recentes (Campos e Freitas Silva, 1998, *apud* GDF, 2012a).

Diante dessa descrição, vale destacar também que o Lago Paranoá será utilizado pela CAESB como manancial para captação de água para abastecimento. Após vários estudos,

tanto de locação do ponto de captação, no Rio São Bartolomeu ou no próprio Lago, quanto do volume outorgado, a ANA concedeu direito de uso para captação de 2,8 m³/s (Resolução da ANA n° 158 de 30 de março de 2009). Essa nova captação terá o objetivo de abastecer cerca de 500 mil novos consumidores e reforça os sistemas de abastecimento existentes (ANA, 2009, GDF, 2012a).

4.1.2 Histórico e Revisão bibliográfica sobre o Lago Paranoá

O Lago Paranoá foi inaugurado oficialmente no ano de 1960, um ano após o barramento do Rio Paranoá. Os objetivos da criação do Lago eram a recreação, melhoria do micro clima, aproveitamento do potencial hidroelétrico e a criação de uma paisagem bucólica para a nova capital do Brasil, Brasília.

Localizada na margem do braço do Riacho Fundo, a ETE Sul entrou em operação um ano após a inauguração do Lago, em 1961. O sistema de tratamento do esgoto era do tipo lodos ativados convencional, tratamento até o nível secundário, processo em que a eficiência na remoção dos nutrientes fósforo e nitrogênio é baixa. No ano de 1969 a ETE Norte, localizada na margem do braço do Bananal, também entrou em operação com o mesmo nível de tratamento da ETE Sul (Burnett *et al.*, 2001).

No ano de 1968, um ano antes da ETE Norte entrar em operação, já era comum a ocorrência de florações de algas no braço do Bananal, com dominância de cianobactérias, em decorrência do lançamento de esgoto *in natura*. Ainda no ano de 1968 o braço do Riacho Fundo já era considerado como a parte mais poluída do Lago, com transparência de 40 cm e classificado como fortemente eutrófico (Oliveira & Krau, 1970, *apud* Philomeno, 2007).

Diante dos frequentes problemas de poluição que vinham surgindo no Lago, o governo do DF criou programas e grupos de estudos com o objetivo de buscar soluções e recuperar o mesmo. Em 1970, foi elaborado o “Plano Diretor de Água, Esgoto e Controle da Poluição do Distrito Federal” pela empresa de consultoria PLANIDRO em parceria com a recém criada CAESB (instituída em 8 de abril de 1969, por meio do Decreto-Lei n° 524). Em 1974, foi criado o “Grupo de Estudo de Poluição – GEP”, para prover o suporte

institucional à formulação e à implementação do Programa de Recuperação do Lago Paranoá.

No ano de 1976, por meio de parcerias firmadas entre a CAESB e o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento – PNUD, a Organização Mundial da Saúde – OMS e a Secretaria Especial do Meio Ambiente do Governo Federal (atual IBAMA), foram criadas as condições para dar início a um programa consistente de monitoramento hidrometeorológico e limnológico no DF voltado, principalmente à questão do Lago Paranoá (Burnett *et al.*, 2001).

Durante a década de 1970, os problemas com de qualidade da água no Lago continuavam decorrente de contaminação bacteriológica e por algas. Ferreira e Ovídio (1975, *apud* Philomeno, 2007) apontaram que a contaminação bacteriológica tornava 50% da área superficial do Lago imprópria para balneabilidade. Branco (1976, *apud* Philomeno, 2007) teve como base análises físicas e químicas da água para constatar acelerado processo de eutrofização no Lago no início dos anos 1970. Em 1977, Enell (1977, *apud* Philomeno, 2007) relacionou a eutrofização as cargas de nutrientes provenientes das estações de tratamento de esgotos e ao Riacho Fundo, cuja bacia passava por intenso processo de urbanização. No ano subsequente, ocorreu floração de *Microcystis aeruginosa* com consequente mortandade de peixes.

Ao longo décadas de 1970, 1980 e início da década de 1990 o acelerado processo de eutrofização persistiu, com falta de balneabilidade no Lago e crescimento excessivo de plantas aquáticas. Um importante estudo realizado por Cordeiro–Netto e Dutra–Filho (1981, *apud* Tundisi, 1998) apontou as ETEs Norte e Sul como as principais fontes de fósforo para o Lago, 233kg/dia, que correspondia na época a 70% da carga total afluente.

Nesse período, também foram realizados vários estudos acadêmicos relevantes: Freitas (1983) analisou tanto a variação sazonal quanto a distribuição vertical de micro crustáceos; Coelho (1983) estudou as interações fito–zooplanctônicas e verificou predomínio de microzooplâncton; Elmoor–Loureiro (1984) analisou a morfologia de cladóceros e também relacionou a concentração dos nutrientes fósforo e nitrogênio; Giani (1984) analisou a distribuição fito e do zooplâncton ao longo do Lago; Toledo (1986) estudou a produção primária anual do Lago, relacionando com fatores limnológicos; Grando (1989, *apud*

Philomeno, 2007) pesquisou a ictiofauna do Lago; Starling, (1989) pesquisou a influência de peixes planctófagos na, comunidade planctônica e as consequências na qualidade da água; Castelo Branco (1991) examinou o fito e zooplâncton em diversos pontos do Lago, constatando o processo de eutrofização quando ocorreu dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* e microzooplâncton. Muitos outros estudos resultados de consultorias, de acesso restrito, também foram realizados para subsidiar as decisões no sentido da despoluição do Lago Paranoá.

A partir da década de 80, medidas mitigadoras de curto prazo foram adotadas, como por exemplo, a aplicação de algicida (sulfato de cobre) no próprio lago onde ocorria floramento, adição de sulfato de alumínio nos esgotos quando extrapolava a capacidade da ETE e eram lançados *in natura* no Lago e a retiradas das macrófitas (Burnett *et al.*, 2002).

No âmbito do Programa de Recuperação do Lago, criado pelo GEP, duas possíveis soluções para o problema de poluição foram apresentadas: a exportação dos esgotos para fora da bacia do Lago e a melhoria no tratamento do esgoto nas ETEs Norte e Sul, de tal forma que fosse possível lançar o efluente tratado com melhor qualidade. A segunda opção foi adotada e optou-se por lançar no próprio Lago esgoto tratado em nível terciário com remoção biológica dos nutrientes (processo *Phoredox*). A implantação do tratamento terciário com remoção de nutrientes ocorreu somente 1993 na ETE Sul e em 1994, na ETE Norte (Burnett *et al.*, 2002)

No ano de 1998, a Companhia Energética de Brasília – CEB, responsável pela operação da barragem, realizou o rebaixamento da cota do Lago com o intuito de dotá-lo de um volume de reserva para amortecimento de ondas de cheias. Como consequência desse manejo, por meio do monitoramento limnológico foi constatado que essa operação contribuiu para a melhoria significativa da qualidade da água com redução das concentrações de fósforo e de biomassa algal. Dessa forma, tendo em vista a preocupação com a qualidade da água do Lago Paranoá, esse modo de operação da barragem passou a ser realizado ocasionalmente a partir de 1998. (Cordeiro Netto, 2004, *apud* Pereira 2006). No Anexo III são apresentados alguns gráficos que ilustram esse processo. No entanto, como a diminuição da cota tem sido realizada ocasionalmente por meio da vazão turbinada, não se tem certeza de possíveis efeitos benéficos à qualidade da água.

Utilizando dados de monitoramento de longo período da CAESB (1976 a 2001), Angelini *et al.* (2008) também avaliaram os efeitos do evento de *flushing*, rebaixamento repentino da cota do Lago Paranoá, e a instalação do tratamento terciário nas ETEs Norte e Sul .nas variáveis clorofila-a, fósforo total e transparência. A metodologia utilizada pelos autores foi a Análise de Intervenções. Os resultados obtidos pelos autores mostraram que o *flushing* fez com que a transparência da água aumentasse para mais de um metro de profundidade na maioria dos pontos de amostragem, resultados compatíveis com os obtidos por Pereira ((2006).

De qualquer forma, a partir de meados dos anos 1990, o Lago Paranoá passou a ser considerado como um copo d'água com tendência a mesotrofia. Fonseca (2001), Mendonça–Galvão (2005, *apud* Philomeno, 2007) Andreoni–Batista (2007, *apud* Philomeno, 2007) e Philomeno (2007) apresentam informações sobre o processo de oligotrofização do Lago. Em estudo recente, Corrêa (2011) modelou a dinâmica temporal do plâncton do Lago Paranoá para os diferentes graus de trofia que mesmo passou utilizando dados de 1965 a 2009. A autora desenvolveu um modelo qualitativo baseado na Teoria dos Processos capaz de explicar como as relações tróficas e as influências de variáveis físicas e químicas influenciam no plâncton.

Atualmente a bacia do Lago Paranoá vem sofrendo alterações antrópicas devido ao aumento da população, do número de residências, mas principalmente devido a alterações na dinâmica de uso e ocupação do solo, o que implica diretamente na alteração da qualidade da água do Lago. Roig (2010) e Menezes (2010) relatam que na foz dos tributários Riacho Fundo e Bananal, o Lago Paranoá está passando por um processo de assoreamento, resultando na diminuição do volume de água armazenado pelo Lago e na redução da superfície do mesmo. No Anexo IV, são mostradas algumas Figuras que ilustram bem esse processo.

Ainda com relação ao uso e ocupação da bacia hidrográfica, Pereira (2004b) analisou a capacidade de suporte do Lago Paranoá por meio da dinâmica do fósforo. O autor relata que a necessidade de se determinar a capacidade suporte ficou evidente ao se considerar que na época do estudo havia recentes sinais de eutrofização ("*bloom*" de cianobactérias e crescimento excessivo de macrófitas aquáticas) recorrentes no braço do Riacho Fundo. As concentrações limites de fósforo foram, então, definidas com base na relação desse

nutriente com os resultados de clorofila-a. Essa análise foi realizada para o Lago como um todo e separadamente para cada braço. Os resultados confirmaram que o braço do Riacho Fundo já havia extrapolado a sua capacidade de suporte e os demais braços e o Lago como um todo ainda não tinham extrapolado o limite estabelecido de 18µg/l de fósforo. No estudo também foram realizadas projeções até o ano de 2030, de tal forma que o Lago como um todo atingiria a capacidade suporte no ano de 2010, o braço do Ribeirão do Bananal até o ano de 2015 e os braços do Ribeirão do Gama e do Torto não extrapolariam a capacidade de suporte até o ano de 2030. Assim, o estudo realça a necessidade de controlar o processo de crescimento populacional dentro da bacia, de forma a manter a eutrofização sob controle.

Echeverria (2007) pesquisou a relação entre alguns elementos químicos específicos e a provável fonte de poluição na bacia do Lago. Nessa mesma linha de pesquisa, Moura (2008) estudou duas sub-bacias do Lago para identificar a influência do uso e ocupação do solo dessas unidades hidrográficas no corpo hídrico, determinando as fontes de poluição e diferenciando os impactos causados pela ocupação humana da condição natural do corpo de água.

Pufal (2001) realizou estudo no Lago fazendo uso de tecnologia que era, até então, pouco utilizada em sistemas aquáticos. O autor desenvolveu modelos que possibilitaram o monitoramento da qualidade da água de lagos utilizando técnicas de sensoriamento remoto e imagens digitais do satélite LANDSAT-5. O autor conseguiu bons resultados para as variáveis turbidez, sólidos suspensos totais, transparência por disco de Secchi e sólidos fixos.

Pires (2004) propôs um suporte metodológico para apoiar a gestão estratégica de reservatórios de usos múltiplos. O Lago Paranoá foi escolhido para aplicação de estudo de caso. Esse suporte consistiu de um modelo de simulação em termos quantitativo (nível da água, vazão defluente e tempo de residência) e qualitativo (nível trófico) associados a um modelo multicritério.

O nível trófico do Lago Paranoá, componente importante no estudo de Pires (2004), foi estudado também por Rodrigues *et al.* (2007) durante o período de janeiro de 2004 a agosto de 2006. Os autores utilizaram o método do Índice de Estado Trófico de Carlson

modificado por Toledo (1990) e o método simplificado de Salas e Martinho (1990). Classificaram e enquadraram o Lago com base nas resoluções CONAMA n° 274/2000 e 357/2005. De uma maneira geral, o Lago foi classificado como oligotrófico. Em relação ao enquadramento (CONAMA 357/2005) o Lago foi enquadrado como Classe I, exceto no braço do Riacho Fundo, onde foi enquadrado como Classe II. Quanto à balneabilidade (CONAMA 274/2000), o Lago foi considerado como próprio para essa finalidade em 88% do período estudado, sendo em 70% das vezes classificado como Excelente.

O potencial turístico associado à pesca esportiva foi estudado por Anjos (2004). Também relacionado ao turismo e as atividades recreacionais no Lago Paranoá, Parente (2006) fez uma análise das propostas, diretrizes e do processo de implantação do Projeto Orla. No que se refere à recreação náutica, Pereira (2006) avaliou a expressão econômica desse tipo de atividade. Esse estudo subsidiou uma estimativa do interesse econômico da eventual evolução das condições de qualidade da água do Lago Paranoá. Os resultados obtidos pelo autor mostram que a atividade náutica recreacional é economicamente significativa e os resultados do estudo poderão contribuir na formulação e implementação de políticas públicas para o gerenciamento de recursos hídricos no DF.

Um documento importante que apresenta dados recentes sobre a bacia hidrográfica do Lago Paranoá é a “Revisão e Atualização do Plano de Gestão Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal” que foi organizado em dois volumes: Volume I – Diagnóstico e Volume II – Prognóstico e Programas de Ação (GDF, 2012a; GDF, 2012b). Nesses dois documentos foram apresentadas informações relevantes tanto para essa bacia quanto para os outros sistemas hídricos inseridos no DF.

4.2 SELEÇÃO DO MODELO DE SIMULAÇÃO PARA DO LAGO PARANOÁ

A literatura especializada cita uma série de critérios que devem ser levados em consideração na seleção de um modelo para a simulação matemática da qualidade da água. Além de características básicas como precisão, simplicidade e robustez, é importante que o modelo apresente uma interface amigável com o usuário, seja bem documentado, computacionalmente eficiente e simule os fenômenos mais representativos no corpo hídrico (Azevedo *et al.*, 2002; Tucci, 2005).

Em estudos de lagos e reservatórios, em muitos casos os modelos 2D são preferíveis em relação aos modelos 3D, pois a análise é feita nas dimensões principais em que os processos ocorrem, geralmente nas direções longitudinal e vertical. As escalas de tempo utilizadas nos primeiros também podem ser maiores, em que é possível simular estações do ano (Kurup *et al.*, 1999).

Por meio de trabalhos de consultorias o modelo de qualidade da água CE-QUAL-W2 já vem sendo utilizado como ferramenta de suporte à gestão tanto pela companhia de saneamento, CAESB, quanto pela agência reguladora, ADASA, com utilização no Lago Paranoá e em outros lagos. Esse modelo foi utilizado também nos estudos para elaboração do Plano Diretor de Água e Esgoto do Distrito Federal (CAESB) e na Revisão e Atualização do Plano de Gestão Integrado de Recursos Hídricos do DF (ADASA). Contudo, esse modelo ainda não foi incorporado ao dia-a-dia de nenhum desses dois órgãos.

Considerando essas proposições, no intuito de gerar estudos sequenciais de base comparativa, o modelo CE-QUAL-W2 (versão 3.6) foi o que apresentou maiores potencialidades para a simulação da qualidade da água do Lago Paranoá dentre os modelos analisados, podendo ser destacadas as seguintes considerações:

- O modelo CE-QUAL-W2 permite a simulação de sistemas lênticos com geometria complexa, como é o caso do Lago Paranoá que é formado por quatro braços principais e um corpo central;
- Esse modelo é bidimensional de perfil (longitudinal/vertical), mais adequado para sistemas lênticos com segmentos mais alongados do que largos, onde os principais processos se desenvolvem no sentido horizontal e vertical sendo esse, também, o caso do Lago Paranoá;
- Caso seja necessário, o modelo permite alterar a malha do sistema hídrico em estudo, fato que possibilita um maior detalhamento;
- É possível escolher o local detalhado, camada e segmento, de onde se deseja obter os resultados;
- O modelo simula sistemas hídricos em que estão presentes estruturas hidráulicas, como por exemplo, vertedores, turbinas, comportas, retiradas de água, entre outros.

- A interface visual do software é amigável, de fácil entendimento e utilização;
- O CE-QUAL-W2 é um modelo documentado, apresentando manuais que descrevem as equações, os dados de entrada/saída e toda a teoria que fundamenta o modelo. Esses manuais estão disponíveis no site do modelo (<http://www.ce.pdx.edu/w2>). A revisão bibliográfica permite levantar variados artigos em revistas especializadas, congressos da área, além de teses e dissertações que aplicaram o CE-QUAL-W2. Parte dessas referências também podem ser obtidas no site do modelo;
- É um modelo antigo, a primeira versão é de 1975, que vem sendo atualizado frequentemente. A última versão, 3.7, foi lançada no ano de 2011. Além disso, é um modelo de código aberto, em que é possível realizar alterações nos sistemas de equacionamento, caso sejam necessárias;
- É um dos modelos de qualidade de água mais testado e difundido, com maior precisão em relação aos seus similares, sendo uma importante ferramenta de suporte à gestão de recursos hídricos (De Luca, 2003).

Vale destacar que o estudo da qualidade da água de um manancial pode ser realizado com diferentes enfoques e com objetivos diversos. Assim sendo, o CE-QUAL-W2 não pode ser considerado de maneira absoluta melhor que os demais modelos de qualidade de água existentes, mas a literatura o indica como adequado para o atendimento dos objetivos propostos.

Com base nessas premissas, o modelo CE-QUAL-W2 foi selecionado como ferramenta para a realização do presente trabalho.

4.3 BASE DE DADOS PARA O DESENVOLVIMENTO DO ESTUDO

Os dados necessários no processo de modelagem do Lago Paranoá utilizando o modelo CE-QUAL-W2 são basicamente de quatro tipos: hidrológicos (vazões afluentes, efluentes ao Lago e cota), climatológicos (cobertura por nuvens, intensidade e direção do vento, temperatura do ar, temperatura de orvalho, precipitação), de qualidade da água (concentrações das variáveis de qualidade da água dos afluentes ao Lago e dados do próprio Lago) e morfométricos (contorno e batimetria do Lago).

Dessa forma a fase inicial do trabalho foi direcionada ao levantamento de dados e informações disponíveis nos diversos órgãos ambientais existentes em Brasília/DF e posterior aquisição dos mesmos. Na fase seguinte foi realizada a análise dos dados coletados, variações espaciais e temporais. A avaliação dos dados coletados foi baseada na possibilidade de utilização dos mesmos como dados de entrada do modelo (condições de contorno) e para a comparação com os resultados gerados (calibração e verificação).

A CAESB possui uma ampla rede de monitoramento em todo o Distrito Federal com diversas estações hidrológicas e de qualidade da água na bacia do Lago Paranoá. Dessa forma, foram obtidos os seguintes dados junto à mesma:

- Série histórica de vazão dos córregos e ribeirões afluentes ao Lago;
- Série histórica de qualidade da água dos 4 principais córregos afluentes ao Lago e em uma estação de monitoramento no Rio Paranoá a jusante da barragem;
- Série histórica de qualidade da água das cinco estações de monitoramento no próprio Lago;
- Séries históricas de vazão e de qualidade da água dos efluentes das ETEs Norte e Sul.

No tributário Riacho fundo existem duas estações de monitoramento em que são medidas as cotas, uma localizada numa região mais a montante do Lago, estação n° 6078200, e outra localizada mais próximo ao Lago, estação n° 60478400. A primeira apresentava uma lacuna extensa e significativa de julho de 1994 a dezembro de 2005. O preenchimento desse período em aberto foi considerado importante para completar as extensões dos dados disponíveis desse tributário e, juntamente com os demais, poder definir o período de dados em comum disponível para utilização no modelo.

Para completar a lacuna de dados, foram então calculados os coeficientes de correlação (r) e de determinação (R^2) dessa estação com outras estações de rios afluentes ao Lago e foram obtidos melhores coeficientes com a estação 60478400, localizada no próprio Riacho Fundo e mais próxima ao Lago. Os dados dessa estação foram então utilizados para o preenchimento da falha.

Os dados de vazão das ETEs Norte e Sul também apresentavam lacunas em períodos menores, mas com maior frequência. As estações de tratamento de esgoto são sistemas em que não é comum uma variação rápida da vazão. Dessa forma, as falhas existentes foram preenchidas com o valor da média entre a vazão do dia anterior e posterior. Quando a lacuna encontrada era mais que um dia a mesma foi preenchida por meio de interpolação linear.

A CEB Geração também é um importante órgão detentor de dados sobre o Lago. A companhia opera a Usina Hidrelétrica do Paranoá e ,por isso, é responsável pelos dados a seguir:

- Série histórica de cotas do Lago;
- Séries históricas de vazões turbinadas e vertidas.
- Informações e detalhes sobre as estruturas hidráulicas da barragem, tomada de água e vertedor.

Uma parte desses dados foi disponibilizada em forma de planilhas de arquivos digitais. Para complementar esses dados foi realizada uma busca extensa no arquivo morto da Usina Hidrelétrica do Paranoá juntamente com funcionários da companhia, para a obtenção de outros dados necessários. Os dados numéricos foram então digitados e algumas plantas baixas foram digitalizadas.

Os dados meteorológicos necessários, a realização do presente estudo, foram solicitados ao INMET no segundo semestre do ano de 2010. Foram recebidos apenas no início do ano de 2012, cerca de um ano e meio após a solicitação. Dessa forma não haveria tempo hábil para realização desse trabalho. Tendo em vista que a UnB fazia parte, já em 2010, de projeto de cooperação com Instituições de pesquisa alemãs, Projeto Água DF, e que os próprios alemães já dispunham, naquela época, dos dados do INMET, os mesmos solicitados, foi possível receber , diretamente dos alemães, ainda em 2010, todos os dados meteorológicos da estação central do INMET de Brasília.

Os dados recebidos referem-se a séries históricas, com frequência diária, da estação meteorológica localizada na sede do INMET em Brasília/DF que se encontra a cerca de 12km da região central do Lago Paranoá e está situada na cota 1159m. Os dados utilizados foram os seguintes:

- Temperatura média do ar;
- Temperatura mínima do ponto de orvalho;
- Precipitação diária total;

Também foram utilizados dados das normais climatológicas do DF, evaporação e cobertura por nuvens, obtidos no site do INMET.

Outros dados meteorológicos importantes e necessários no processo de simulação de ambientes lânticos são a velocidade e direção do vento e radiação solar. Esses dados foram obtidos junto ao INPE (<http://sonda.ccst.inpe.br/index.html>), onde também foi possível obter os mesmo dados meteorológicos listados acima. A frequência desses dados é de minuto em minuto e referem-se à estação meteorológica localizada na sede da EMBRAPA Cerrados, distante cerca de 23km da região central do Lago Paranoá, em altitude de 1023m.

A maioria dos dados de entrada requeridos pelo modelo devem ter frequência diária ou semanal, dessa forma, calculada a média diária dos dados obtidos junto ao INPE. Poderia ser utilizada a média diária ou a predominância para os dados de direção do vento. Foram feitos alguns testes preliminares e não foi verificada diferença significativa e, para facilitar, foi utilizada a média diária da direção do vento.

Os dados de radiação solar apresentavam algumas lacunas que poderiam inviabilizar o cálculo das médias diárias. Dessa forma, para a utilização dos dados que apresentavam lacunas no período de um dia, foram calculadas as médias diárias dos dias que apresentavam mais de 50% de dados a cada minuto do dia.

Outro tipo de dado indispensável para a realização desse trabalho foi a batimetria. Obtida junto ao Instituto de Geociências da UnB o levantamento desses dados morfométricos foi realizado no ano de 2009, no âmbito do projeto de pesquisa “Caracterização morfológica e estratigráfica do Lago Paranoá”. Esses dados foram obtidos em arquivos de programa de Sistema de Informações Geográficas – SIG e foram salvos em arquivos do programa do tipo CAD para facilitar o manuseio dos mesmos.

A base de dados do presente trabalho foi construída, dessa forma, com base de dados obtidos em diferentes órgãos ou mesmo em setores diferentes dentro do mesmo órgão, e,

por essa razão, cada tipo de dado fornecido foi disponibilizado em um tipo de planilha específico, e diferente das demais. A fim de facilitar a manipulação dessa grande quantidade de dados, todos os dados coletados foram organizados por tipos e em planilhas com formatos semelhantes.

Uma síntese dos dados obtidos e das respectivas procedências é apresentada na Tabela 4.1. Os períodos dos dados mencionados na mesma referem-se ao período total de dados da(s) variável(is) de cada estação.

Tabela 4.1 – Síntese dos dados levantados para construção da base de dados para modelagem do Lago Paranoá - DF.

Dado	Curso hídrico	Tipo de dado	Nome/ código	Fonte	Coordenadas	Período	Frequência dos dados
Hidrológico	Torto	Vazão afluente	60477400	CAESB	15°42'51.00"S e 47°52'39.00"O	Dez/1970 a mar/2010	Diário
Hidrológico	Bananal	Vazão afluente	60477600	CAESB	15°43'41.00"S e 47°54'36.00"O	Dez/1970 a mar/2010	Diário
Hidrológico	Riacho Fundo	Vazão afluente	60478400	CAESB	15°51'2.00"S e 47°55'58.00"O	Dez/1970 a mar/2010	Diário
Hidrológico	Riacho Fundo	Vazão afluente	60478200	CAESB	15°51'32.00"S e 47°56'33.00"O	Dez/1970 a mar/2010	Diário
Hidrológico	Gama	Vazão afluente	60478500	CAESB	15°52'18.00"S e 47°53'46.00"O	Jan/1971 a fev/2010	Diário
Hidrológico	Cabeça de Veado	Vazão afluente	60478600	CAESB	15°51'27.00"S e 47°51'27.00"O	Dez/1970 a mar/2010	Diário
Hidrológico	Lago Paranoá	Cota e vazão efluente	60479200	CAESB	15°47'44.00"S e 47°47'4.00"O	Jan/1998 a jun/2011	Diário
Hidrológico	Rio Paranoá	Vazão jusante do Lago	60480000	CAESB	15°47'32.00"S e 47°45'58.00"O	Fev/1971 a Jan/1999	Diário
Qualidade da água	Torto	Afluente	Torto	CAESB	15°42'49.00"S e 47°52'39.70"O	Abril/1978 a ago/2010	Mensal
Qualidade da água	Bananal	Afluente	Bananal	CAESB	15°43'37.10"S e 47°54'36.60"O	Abril/1978 a ago/2010	Mensal
Qualidade da água	Riacho Fundo	Afluente	R. Fundo	CAESB	15°50'59.70"S e 47°55'57.80"O	Abril/1978 a ago/2010	Mensal
Qualidade da água	Gama	Afluente	Gama	CAESB	15°52'36.00"S e 47°54'14.90"O	Abril/1978 a ago/2010	Mensal
Qualidade da água	Rio Paranoá	Jusante	Paranoá Jus	CAESB	15°47'29.70"S e 47°45'56.90"O	Mai/1978 a ago/2010	Mensal
Qualidade da água	Lago Paranoá	Do Lago	A5	CAESB	15°49'43.41"S e 47°53'7.07"O	Set/1976 a ago/2010	Mensal
Qualidade da água	Lago Paranoá	Do Lago	B	CAESB	15°50'16.70"S e 47°51'29.49"O	Set/1976 a ago/2010	Mensal
Qualidade da água	Lago Paranoá	Do Lago	C	CAESB	15°47'32.02"S e 47°48'1.11"O	Set/1976 a ago/2010	Mensal
Qualidade da água	Lago Paranoá	Do Lago	D	CAESB	15°44'4.93"S e 47°50'50.33"O	Set/1976 a ago/2010	Mensal
Qualidade da água	Lago Paranoá	Do Lago	E3	CAESB	15°44'52.49"S e 47°52'2.37"O	Set/1976 a ago/2010	Mensal
Climatológico	–	Temperatura do ar, do ponto de orvalho, precipitação e cobertura por nuvens	A001	INMET	15°47'22.00"S e 47°55'32.00"O	Jan/2000 a out/2009	Diário
Climatológico	–	Velocidade, direção do vento	–	INPE	15°36'3.00"S e 47°42'47.00"O	Jan/2005 a abril/2011	Mínuto
Hidrológico/qualidade da água	–	Afluente	ETE Norte	CAESB	15°44'30.87"S e 47°52'44.18"O	Jan/2000 a dez/2010	Diário
Hidrológico/qualidade da água	–	Afluente	ETE Sul	CAESB	15°50'33.10"S e 47°54'31.36"O	Jan/2000 a dez/2010	Diário

Na Figura 4.5 são apresentadas as localizações das estações de monitoramento de onde os dados foram obtidos. Os pontos indicados em vermelho com o número de referência indicam as estações fluviométricas. Os pontos em azul, com o nome, representam estações de coleta de amostras para análise de qualidade da água nos tributários. Por último, os pontos em amarelo, apenas com códigos, indicam os locais de coleta de amostras para análise da qualidade da água no Lago Paranoá. Também são mostradas a localização das ETE Norte e Sul e os losangos, em amarelo, indicam as estações meteorológicas.

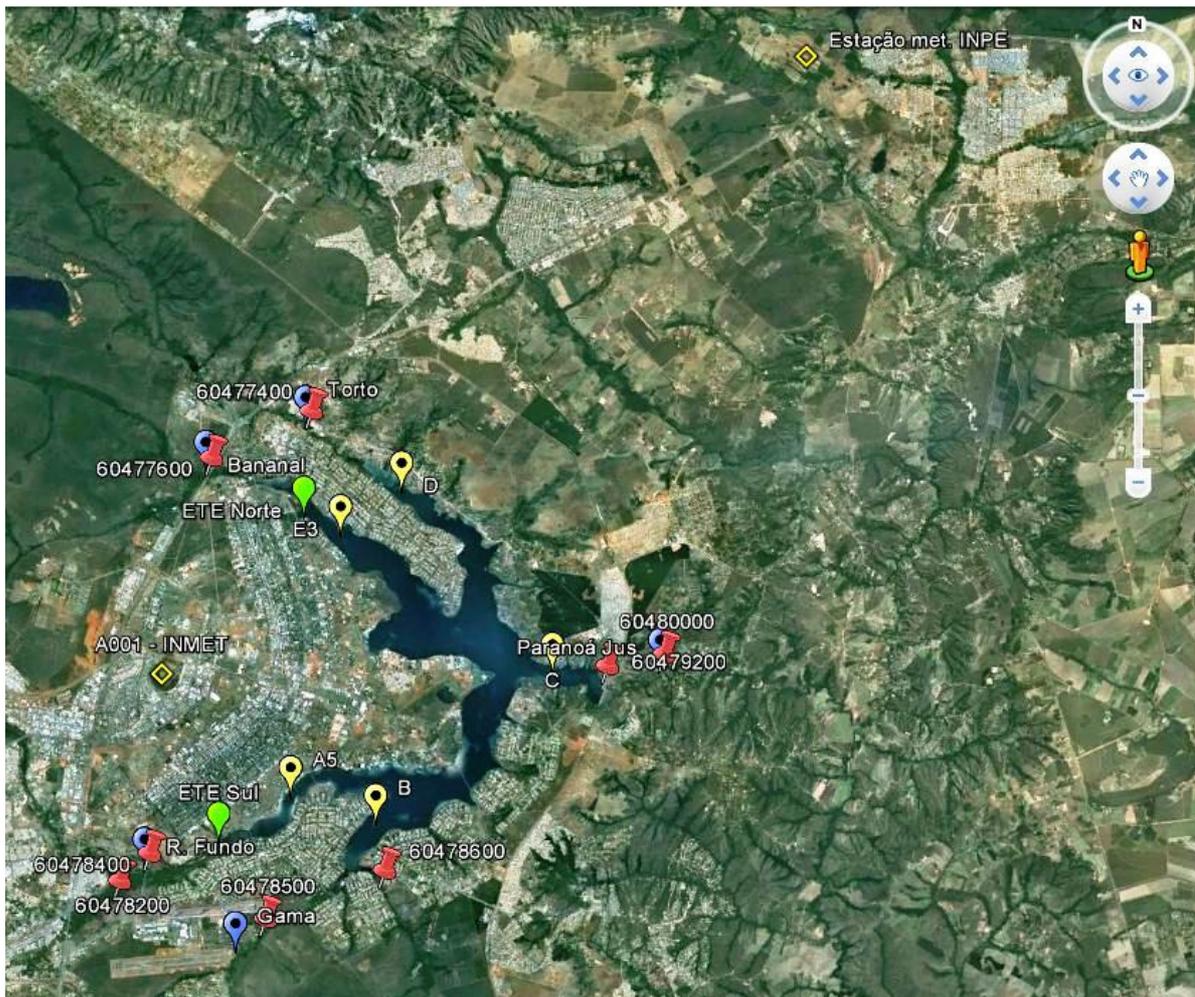


Figura 4.5 – Mapa de localização das estações de onde foram obtidos os dados (Fonte: Google Earth, 2012).

4.4 DEFINIÇÃO DAS CONDIÇÕES DE CONTORNO E DAS CONDIÇÕES INICIAIS PARA A CONSTRUÇÃO DO MODELO

As condições de contorno são definidas como as “forças motrizes” que provocam alterações e definem as fronteiras do sistema. Em um lago, essas condições de contorno

são especificadas por meio do fluxo qualiquantitativo de entrada, do fluxo quantitativo de saída, da condição climática em que o sistema está inserido e dos dados de batimetria.

O modelo CE-QUAL-W2 é capaz de simular lagos e reservatórios com geometrias complexas e com diversos braços, como é o caso do Lago Paranoá. Para isso foi necessário dividir o sistema a ser simulado em braços, segmentos e camadas e assim definir a malha computacional. Nesse sentido os dados morfométricos são importantes para a definição das condições de contorno do fundo e assim definir a batimetria do sistema a ser estudado.

Utilizando-se o mapa de batimetria (Figura 4.6), onde são visualizadas as curvas de nível de 2 em 2 metro, foi realizada a divisão do Lago Paranoá, a partir de sua borda (cota 1000m), em uma malha de braços e segmentos.

Para a definição dos tamanhos dos segmentos de cada braço foi seguida a recomendação proposta no manual do modelo CE-QUAL-W2, e foi mantida a relação altura da camada/comprimento do segmento o mais próximo possível da declividade do fundo de cada braço.

As camadas verticais foram definidas com uma altura de 2 metros. Para a definição dessa altura, foi considerado o tamanho do Lago, sua profundidade máxima, a resolução e precisão adequada para a simulação.

No início e fim de cada braço foi computado um segmento a mais para definição das condições de contorno dos mesmos no modelo utilizado. Essa condição de contorno também foi necessária para a direção vertical, por isso tem-se uma camada a mais na parte superior e inferior.

Um aspecto extremamente importante em relação ao modelo do Lago Paranoá elaborado no presente trabalho, refere-se aos dados batimétricos. Os dados obtidos junto ao Instituto de Geociências da UnB, gentilmente cedidos pelo professor Marco Ianniruberto (Pires e Ianniruberto, 2008) apresentavam profundidade máxima de 29m, em ponto próximo a barragem. Contudo, nas campanhas de monitoramento do Lago no âmbito do projeto “Avaliação do impacto do uso da terra sobre os sistemas aquáticos das Bacias Hidrográficas do Descoberto e do Paranoá para determinação de indicadores de integridade

ambiental” (Koide, 2010), realizadas a partir do ano de 2011, foi verificado que a profundidade máxima no ponto C de monitoramento era de 42 metros.

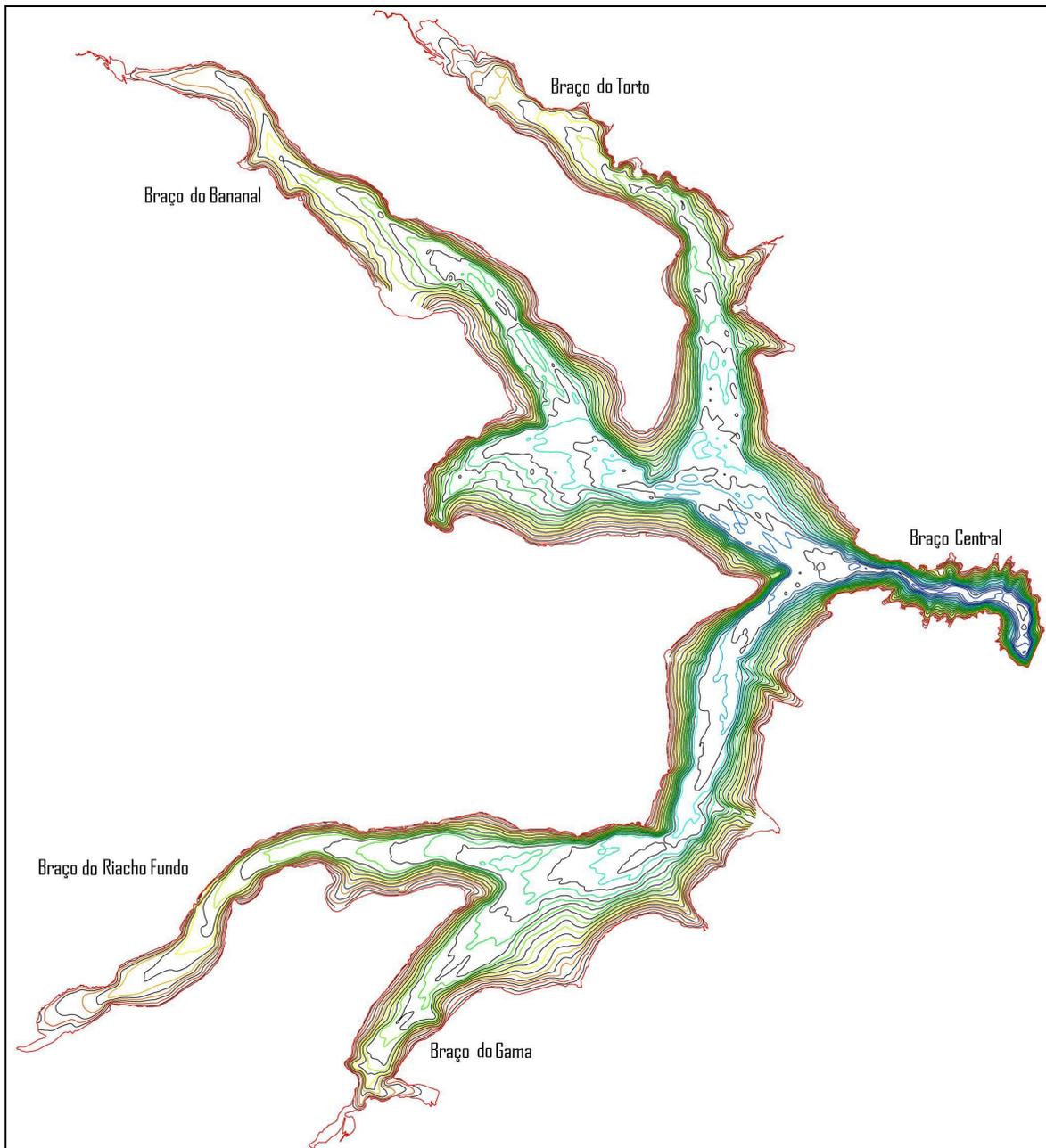


Figura 4.6 – Batimetria do Lago Paranoá – DF com curvas de nível de 1 em 1 metro a partir da borda com cota 1000m (Fonte: Bando de dados Pires e Ianniruberto, 2008).

Essa diferença de valores pode ter ocorrido em virtude do processamento dos dados de batimetria no próprio IG ou algum tipo de erro na transmissão dos mesmos quando foram repassados. No entanto, tendo em vista que o trabalho já estava em andamento, e que o modelo já havia sido construído, optou-se por continuar a utilizar os dados de batimetria fornecidos. Espera-se que esse fato não tenha prejudicado as análises realizadas e nem os

resultados obtidos, pois essa menor profundidade representou apenas uma situação mais crítica em termos hidrodinâmicos.

Após a definições das condições de contorno de fundo, a etapa seguinte relacionou-se a definição das condições de contorno de superfície que foram representadas por meio dos dados meteorológicos e de cota. Conforme mencionado no item anterior, os dados de cota foram obtidos junto à CEB Geração e referem-se à cota lida, a cada 24 horas, junto à barragem.

Com relação aos dados meteorológicos, o ideal seria utilizar dados de uma ou mais estações situadas o mais próximo possível do corpo de água. Dessa forma, as condições do tempo poderiam ser melhores representadas durante o período de estudo.

Como isso não foi possível, parte dos dados utilizados no presente estudo relacionam-se à estação meteorológica A001, do INMET (15°47'22.00"S e 47°55'32.00"O, distante cerca de 12km da zona central do Lago). Os dados dessa estação foram os seguintes: temperatura do ar e do ponto de orvalho, umidade relativa e cobertura por nuvens. A outra parte dos dados, velocidade e direção do vento e radiação solar, relacionam-se à estação do INPE localizada na EMBRAPA Cerrados (15°36'3.00"S e 47°42'47.00"O distante cerca de 23km da zona central do Lago).

Também foi necessário definir as condições de contorno de montante e de jusante de cada braço. A condição de contorno de montante em um braço que recebe um afluente é definida com base nas vazões de entrada e nas concentrações das variáveis de qualidade da água. As condições de contorno dos braços 2, 3, 4 e 5 foram definidas dessa forma.

No braço 1, que não recebe afluente no seu segmento inicial, a condição de contorno de montante foi definida por meio da cota e das concentrações das variáveis de qualidade da água nas diversas camadas. No segmento inicial do braço 1 esses dados não são medidos e, por essa razão, foram transportados dados de qualidade da água das diversas camadas do segmento 12. Nesse segmento está localizado o ponto C de monitoramento da CAESB. A cota deve ser a mesma e, dessa forma, foram utilizados os dados medidos junto à barragem.

Na Figura 4.7 é mostrado esquema das condições de contorno e iniciais utilizadas para a modelagem do Lago Paranoá – DF e a divisão do Lago em 5 braços.

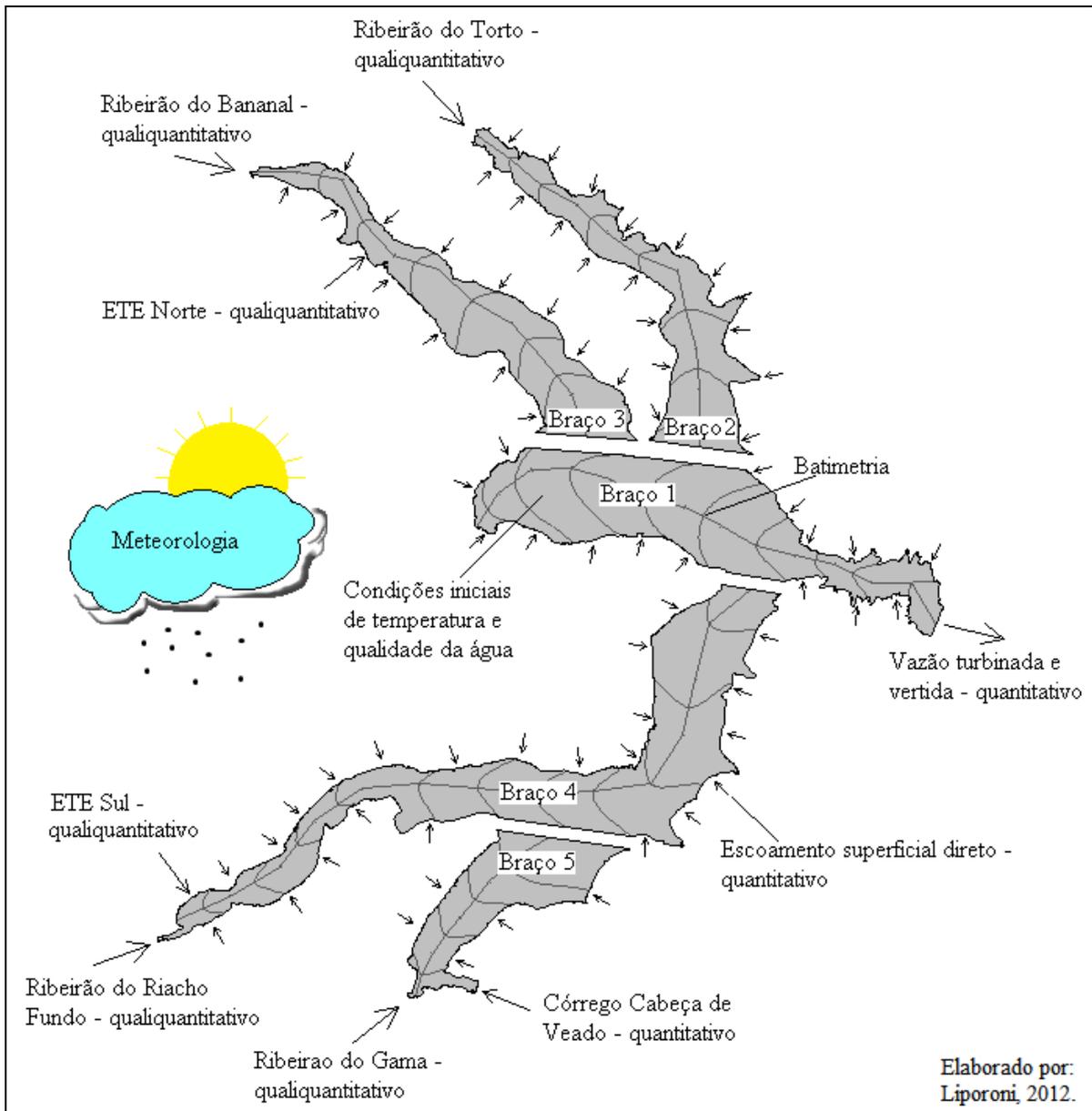


Figura 4.7 – Síntese das condições de contorno e condições iniciais para modelagem do Lago Paranoá – DF.

A condição de contorno de jusante do braço 1 foi definida por meio da vazão de saída do sistema, vertida e turbinada, onde as cotas das estruturas hidráulicas por onde a água sai do reservatório também foram informadas. Para os braços 2, 3, 4 e 5, que estão ligados a outro braço no seu segmento de jusante, a condição de contorno de jusante foi definida informando o segmento e o braço ao qual o mesmo estava ligado.

Outras entradas ou retiradas laterais do sistema também devem ser informadas. Assim, os lançamentos do esgoto tratado pelas ETEs Norte e Sul foram informados como dados de entrada em termos quantitativos e qualitativos. Uma variável de qualidade da água importante, que não é medida no efluente das ETEs, é o oxigênio dissolvido. Sua concentração não é variável de controle operacional. Devido às características do tipo de tratamento e do lançamento do esgoto tratado no Lago foi adotado o valor do OD igual a 4mg/l.

No que se refere ao Córrego Cabeça de Veado e o escoamento superficial que ocorre em todo o entorno do Lago, foram informados apenas os dados quantitativos, pois não haviam dados de qualidade da água disponíveis

Os coeficientes para o cálculo do escoamento superficial direto foram obtidos em estudo realizado por Pires (2008). Nesse trabalho a autora obteve melhores resultados utilizando valores constantes de coeficiente de escoamento superficial ao longo do tempo e específicos para cada bacia de drenagem, conforme mostrado na Tabela 4.2. Esses mesmos coeficientes foram utilizados no presente estudo.

Tabela 4.2 – Coeficientes de escoamento superficial utilizados no cálculo da contribuição direta ao Lago (Pires, 2008)

Área de drenagem	Coeficiente de escoamento superficial
Torto	0.1
Bananal	0.16
Riacho F	0.16
Gama/C. Veado	0.1
Central	0.14

A área de cada bacia de drenagem foi obtida com a utilização do software de geo-processamento Arc-Gis, versão 9.3.1, utilizando a base cartográfica do Sistema Cartográfica do DF (SICAD), escala 1:10.000. Os dados de precipitação utilizados no cálculo do escoamento superficial direto relacionam-se à estação meteorológica do INMET (A001), com localização apresentada na Figura 4.5.

A simulação da qualidade da água realizada no presente trabalho foi realizada sem o processo de calibração. O objetivo da simulação de algumas variáveis de qualidade da água foi demonstrar a potencialidade e as possibilidades do modelo, assim como as necessidades

de adequações ou correções nos dados de entrada e parâmetros para a adequada utilização dessa ferramenta.

Com relação aos dados de qualidade da água, sempre que se tem uma entrada no sistema, fluxo quantitativo, deve-se ter também um fluxo qualitativo. Dessa forma, foram informadas as concentrações das variáveis de qualidade da água que entram no sistema, definindo assim suas condições de contorno. Foram obtidos dados de qualitativos apenas, para os quatro principais braços, Torto, Bananal, Riacho Fundo e Gama, e para as ETES Norte e Sul.

As variáveis de qualidade da água relacionadas à matéria orgânica, DBO e DQO, são dados disponíveis apenas nas ETE Norte e Sul. Em todas as outras estações de monitoramento utilizadas a única medida de matéria orgânica disponível era a DQO. No modelo utilizado, a matéria orgânica é dividida em dissolvida e particulada e, também, em lábil e refratária: matéria orgânica lábil dissolvida (LDOM – sigla em inglês); matéria orgânica lábil particulada (LPOM – sigla em inglês); matéria orgânica refratária dissolvida (RDOM – sigla em inglês); matéria orgânica refratária particulada (RPOM – sigla em inglês). Como a matéria orgânica particulada não é medida em nenhum dos casos, foi considerada somente a porção dissolvida.

Para solucionar a questão da matéria orgânica lábil (LDOM) e refratária (RDOM) e assim simular as mesmas, foram assumidas as seguintes considerações:

- Relação DBO/DQO igual a 0,5 para os quatro principais tributários, assim foi possível estimar a DBO dos mesmos;
- A matéria orgânica dissolvida lábil (LDOM) foi considerada como sendo igual à DBO;
- A matéria orgânica dissolvida refratária (RDOM) foi considerada como sendo igual à diferença entre a DQO e a DBO.

Essas considerações foram assumidas somente para realização do presente estudo, de tal forma que essas questões devem ser discutidas e amadurecidas para que efetivamente a simulação da qualidade da água possa ser utilizada no processo de gestão e gerenciamento.

Com base nessas condições estabelecidas foi possível rodar o modelo para simular a matéria orgânica dissolvida lábil e refratária.

O nitrogênio é simulado pelo modelo como nitrogênio na forma amoniacal e nitrito mais o nitrato, conjuntamente. Nos dados de qualidade da água estavam disponíveis dados de nitrogênio amoniacal e na forma de nitrato. No processo de oxidação do nitrogênio o nitrito é a forma intermediária entre a amônia e o nitrato, bastante instável, logo sendo oxidado a nitrato, e é encontrado em pequenas concentrações. Por isso, os dados de nitrogênio na forma de nitrato foram considerados como sendo o nitrogênio na forma de nitrito mais nitrato para as simulações da qualidade da água.

As outras variáveis de qualidade da água, fósforo e oxigênio dissolvido, não apresentaram problemas para a sua utilização como dados de entrada no modelo.

A definição das condições iniciais das variáveis dependentes, por exemplo, temperatura e concentrações das variáveis de qualidade da água, são necessárias em simulações dinâmicas em que são utilizados métodos numéricos. Assim, a média mensal do mês do início da simulação (julho de 2007), da temperatura e de cada variável de qualidade da água simulada, foram assumidas como sendo um valor único e homogêneo para todo o Lago.

O aquecimento do modelo, que visa garantir a estabilidade numérica nos processos de cálculo e evitar a influência das condições iniciais assumidas, foi realizado triplicando toda a série de dados contínua utilizada no processo de modelagem, e somente o último um terço dos dados foi utilizado para realizar as análises no presente estudo. O aquecimento do modelo foi utilizado na análise de sensibilidade, no processo de calibração e verificação dos parâmetros hidrodinâmico, na simulação da qualidade da água e o do cenário proposto. O processo de simulação foi, então, iniciado com essa configuração.

Após a construção da base de dados, as estações de monitoramento que tiveram seus dados efetivamente utilizados no presente estudo são relacionadas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Estações de procedência dos dados utilizados no desenvolvimento da modelagem do Lago Paranoá – DF.

Nome/código	Curso d'água	Tipo de dado	Frequência
60477400	Torto	Vazão	Diário
60477600	Bananal	Vazão	Diário
60478400	Riacho Fundo	Vazão	Diário
60478500	Gama	Vazão	Diário
60478600	Córrego Cabeça de Veado	Vazão	Diário
60479200	Barragem do Lago	Cota do Lago, vazão turbinada e vertida	Diário
Torto	Torto	Variáveis de qualidade da água	Mensal
Bananal	Bananal	Variáveis de qualidade da água	Mensal
R. Fundo	Riacho Fundo	Variáveis de qualidade da água	Mensal
Gama	Gama	Variáveis de qualidade da água	Mensal
ETE Norte	–	Variáveis de qualidade da água e vazão	Semanal
ETE Sul	–	Variáveis de qualidade da água e vazão	Semanal
C	Lago Paranoá	Variáveis de qualidade da água e limnológicos	Mensal
A001 – INMET	–	Meteorológicos	Diário
INPE	–	Meteorológicos	Diário

4.5 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A análise de sensibilidade foi realizada para verificar como variações nos valores de alguns parâmetros de calibração influenciavam nos resultados. Dessa forma, foi possível identificar quais parâmetros teriam maior influência no processo de modelagem do Lago Paranoá/DF. A análise de sensibilidade foi realizada somente para o módulo hidrodinâmico do modelo.

Inicialmente o modelo foi rodado inúmeras vezes, variando-se aleatoriamente os valores de alguns parâmetros, a fim de obter sensibilidade do modelo e definir os parâmetros e os valores iniciais dos mesmos. A seleção dos parâmetros e de seus valores iniciais também foi baseada nas recomendações do próprio manual do modelo e em algumas bibliografias (Martin & McCutcheon, 1999; Washington State Departamento of Ecology, 2004; Cole & Wells, 2008; Ji, 2008; U.S. Department of the Interior, 2009; Silva, 2009).

Os parâmetros utilizados no processo de análise de sensibilidade, e posteriormente utilizados na calibração do módulo hidrodinâmico e da temperatura, são mostrados na Tabela 4.4. Em relação às variáveis de qualidade da água, cada uma possui os parâmetros

específicos de reação e/ou decaimento que não forma objeto de análise do presente trabalho.

Tabela 4.4 – Principais parâmetros do modelo CE–QUAL–W2 utilizados na calibração hidrodinâmica e de temperatura do Lago Paranoá – DF

Parâmetro	Descrição	Unidade	Valor inicial
AX	Coeficiente de dispersão horizontal da quantidade de movimento	m ² /s	1
DX	Coeficiente de dispersão horizontal da temperatura e variáveis de qualidade da água	m ² /s	1
CBHE	Coeficiente de troca de calor do fundo.	w/m ² s	0.3
FI	Fator de atrito interfacial.	–	0.015
TSEDF	Calor absorvido pelo sedimento que é transferido de volta para a coluna de água.	–	0.77
AZMAX	Valor máximo do coeficiente de difusão verticais	–	0.00001
ALBEDO	Albedo	–	0.25
FRICT	Coeficiente de atrito do fundo (Chezy)	m ^{1/2} /s	70
WSC	Coeficiente de abrigo/atenuação do vento	–	0.77
BETA	Fração da radiação solar incidente absorvida na superfície da água.	–	0.45

Com esses valores iniciais dos parâmetros, o modelo foi rodado para obtenção de uma simulação de base. Os resultados dessa simulação foram importantes para comparar com os resultados gerados nas simulações posteriores, resultado da variação individual de cada parâmetro e assim verificar a influência de cada um. Os valores dos parâmetros foram então alterados individualmente, aumentando-se e diminuindo-se em 10% os valores iniciais. Para cada alteração houve uma simulação com conseqüente análise dos resultados gerados.

Para comparar os resultados obtidos com os resultados da simulação de base foi calculada a variação, expressa por meio da ferramenta estatística erro relativo (ER), que é calculado pela relação entre o valor médio absoluto da diferença entre o resultado da simulação de base e o resultado da simulação com variação dos parâmetros e a média do valor dos dados observados (Equação 6.1). É expresso em porcentagem.

Foi calculada a média do erro relativo, das variações para mais e para menos de cada parâmetro, a fim de obter um único valor para classificar os parâmetros quanto à influência no modelo. Os parâmetros com maior valor do erro relativo apresentam maior influência no modelo e, por essa razão, foram escolhidos para o início do processo de calibração.

$$ER = \frac{\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N |O^n - S^n|}{\bar{O}} \times 100 \quad \text{Equação 4.1}$$

O = corresponde aos resultados da simulação de base;

S = corresponde aos resultados simulados;

N = número de pares de dados;

\bar{O} = é o valor médio dos resultados da simulação de base.

4.6 CALIBRAÇÃO DOS PARÂMETROS E VERIFICAÇÃO DO MODELO

Para a calibração do modelo gerado, o primeiro passo foi verificar se todos os dados necessários para a simulação apresentavam um período de dados em comum. Após essa etapa, a série de dados foi dividida em duas partes, uma para ser utilizada no processo de calibração dos parâmetros e a outra para realizar a verificação do modelo, apenas para o módulo hidrodinâmico.

A temperatura foi à variável de controle utilizada nos processo de calibração e verificação. A análise dos resultados dessas duas etapas do estudo foram realizadas apenas para o ponto C de monitoramento da qualidade da água da CAESB, localizada na região mais profunda do Lago, próximo a barragem. Atualmente, esse é o único ponto de monitoramento em que se tem dados do perfil vertical, de temperatura e das variáveis de qualidade da água.

Depois de identificados quais parâmetros mais influenciavam os resultados simulados, era necessário saber se os seus valores deveriam se incrementados ou diminuídos. Para isso, foram comparados os dados observados em campo com os resultados das simulações onde cada parâmetro foi variado individualmente para mais e para menos.

Essas comparações também foram realizadas utilizando ferramentas estatísticas. Foi utilizado o erro relativo, descrito anteriormente, e outras descritas a seguir (Barbetta, 2005; Ji, 2008):

- Erro médio (EM): corresponde à diferença média entre o dado observado e o simulado e quanto menor melhor o ajuste ou a simulação. A unidade é a mesmo do tipo de dado utilizado;

$$EM = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N (O_n - S_n) \quad \text{Equação 4.2}$$

- Erro médio absoluto (EMA): é definido como o valor médio absoluto da diferença entre o dado observado e o simulado. A utilização do EMA elimina o cancelamento de erro positivo e negativo e também por isso não indica se os resultados obtidos estão sub ou superestimados. EMA igual a zero indica que os resultados obtidos são iguais aos dados observados. A unidade é a mesmo do tipo de dado utilizado.

$$EMA = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N |O_n - S_n| \quad \text{Equação 4.3}$$

- Erro padrão (EP): é a média das diferenças dos quadrados entre os valores observados e simulados. É a análise mais utilizada e a mais rigorosa para medir a diferença entre dados observados e simulados. Valor do EP igual a zero é o ideal. A unidade é a mesmo do tipo de dado utilizado.

$$EP = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N (O_n - S_n)^2} \quad \text{Equação 4.4}$$

- Coeficiente de correlação (CC): é calculado para expressar quantitativamente a relação entre os dados observados e simulados, ou seja, é uma medida de quão bem os valores simulados se encaixam com os dados observados. Quanto mais próximo de 1 melhor essa relação. É um coeficiente adimensional.

$$CC = \frac{\sum_{n=1}^N (O_n - \bar{O})(S_n - \bar{S})}{\sqrt{\sum_{n=1}^N (O_n - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{n=1}^N (S_n - \bar{S})^2}} \quad \text{Equação 4.5}$$

- Coeficiente de determinação (CD): corresponde ao quadrado do coeficiente de correlação e pode ser interpretado como a proporção da variância dos dados simulados que pode ser atribuída à variância dos dados observados. É um coeficiente adimensional e quanto mais próximo de 1 melhor o ajuste ou a simulação;
- Coeficiente de Nash – Sutcliffe (CN): esse coeficiente varia de menos infinito até 1 (um), é fortemente influenciado pelos valores máximos e por isso quando próximo de um significa que foi obtido um bom ajuste para os valores máximos;

$$CN = 1 - \frac{\sum_{n=1}^N (O_n - S_n)^2}{\sum_{n=1}^N (O_n - \bar{O})^2}$$

Equação 4.6

Onde:

O = corresponde aos valores observados (medidos em campo);

S = corresponde aos resultados simulados;

N = número de pares de resultados observados e simulados;

\bar{O} = é o valor médio dos dados observados ou medidos em campo;

\bar{S} = é o valor médio dos dados simulados;

Os valores dos erros e coeficientes calculados para as variações de cada parâmetro foram então comparados e foi verificado se o resultado da simulação foi melhor com o aumento ou com a diminuição do valor do parâmetro. Assim foi possível decidir o que deveria ser feito com cada um dos valores dos parâmetros.

A calibração foi realizada manualmente aumentando ou diminuindo o valor de cada parâmetro individualmente, conforme resultados da análise de sensibilidade, até se chegar ao melhor valor possível do mesmo. Após se chegar a um valor ótimo de um parâmetro esse valor foi utilizado na otimização do parâmetro seguinte e assim sucessivamente. Foram utilizadas as ferramentas estatísticas descritas anteriormente para avaliar a performance do modelo frente às alterações dos valores dos parâmetros.

Com os parâmetros do modelo ajustado, foi realizada a etapa de confirmação dos resultados do mesmo. O modelo foi rodado, para a variável de controle (temperatura), utilizando os parâmetros previamente calibrados mas com outro conjunto de dados de período diferente. O novo conjunto de dados corresponde às vazões dos quatro principais tributários mais o Córrego Cabeça de Veado, as ETES Norte e Sul, as vazões turbinada e vertida, as cotas, as temperaturas dos quatro principais tributários, e os dados meteorológicos, velocidade e direção do vento, temperatura do ar e do ponto de orvalho, radiação solar e cobertura por nuvens.

As ferramentas estatísticas também foram utilizadas nessa etapa para verificar se os valores dos parâmetros calibrados gerariam resultados satisfatórios ao rodar o modelo com outro

período de dados. Os resultados foram comparados com dados observados para o mesmo período. Para isso foram necessários dados de entrada do modelo e dados do sistema para o mesmo período.

4.7 SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS PARA O ANO DE 2040

A proposição de cenários no presente estudo teve o propósito de verificar se o modelo consegue responder bem às alterações propostas e se os resultados são consistentes e coerentes. A simulação dos cenários foi realizada depois que o modelo foi calibrado e verificado.

As fundamentações dos cenários geralmente são embasadas em mudanças no uso e ocupação do solo, na dinâmica populacional ou na implantação de políticas públicas, sociais, financeiras, governamentais, entre outras.

Em termos práticos, para aplicação nos modelos, principalmente de qualidade da água, os cenários são alterações das cargas de poluentes que chegam até o sistema. Pela definição, carga é o resultado do produto da vazão pela concentração, assim os cenários podem ser concebidos por meio de fundamentos que embasem a alteração das concentrações ou das vazões ou de ambas. No cenário proposto a alteração das cargas foi realizada com base na alteração das concentrações e das vazões.

A alteração de vazões aqui proposta teve como base uma resolução da Agência Nacional de Águas – ANA (Resolução número 158 de 30/03/2009) e um despacho da Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do DF – ADASA (Despacho número 087 de 18/08/2007) que outorgam o direito de uso dos recursos hídricos em corpo hídrico da bacia do Lago Paranoá.

O despacho da ADASA nº 087 concedeu outorga prévia a CAESB para realizar uma captação no Ribeirão do Bananal, afluente ao Lago. As características dessa captação são apresentadas na Tabela 4.5.

Essas vazões mensais de captação foram então subtraídas das vazões do Ribeirão Bananal do ano de 2007/2008, período base para o qual o modelo foi calibrado. Nos casos em que o

resultado dessa subtração foi inferior a vazão mínima remanescente, foi considerado o valor desta vazão.

Tabela 4.5 – Características da captação no Ribeirão Bananal – DF outorgada pela ADASA (ADASA, 2007)

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Vazão mensal (m ³ /s)	1,566	1,749	1,838	1,730	0,940	0,820	0,740	0,650	0,600	0,610	1,170	1,450
Vazão mínima remanescente (m ³ /s)	0,391	0,437	0,459	0,434	0,376	0,328	0,296	0,259	0,240	0,244	0,293	0,363

A resolução da ANA n° 158 autoriza a Companhia de Saneamento Ambiental do DF – CAESB a realizar captação no Lago Paranoá com a finalidade de abastecimento público no DF. O local dessa captação será próximo à barragem, terá vazão máxima de 2,80 m³/s 24h por dia e foi autorizada até o ano de 2032 (Agência Nacional de Águas, 2009). Para a construção do cenário foi considerado essa mesma vazão mas que ela se estenda até o ano de 2040, ano do cenário proposto.

Na construção do cenário também foi considerado o aumento das vazões nas ETEs Norte e Sul. Essas vazões são proporcionais a população atendida por cada uma delas para o ano de 2040. Nesse caso não foi considerado aumento das concentrações das variáveis de qualidade da água, pois as ETEs devem manter o mesmo nível de tratamento a fim de atender as legislações ambientais.

Os valores dessas vazões foram retirados da “Revisão e Atualização do Plano de Gestão Integrado de Recursos Hídricos” (GDF, 2012b). Nesse documento foi apresentado um embasamento que justificam os valores que correspondem a um cenário com maior desenvolvimento social e econômico e com a adequada gestão dos recursos hídricos. Assim, os valores adotados, que correspondem à média anual, foram os seguintes:

- ETE Sul – Qmed anual = 1506,44 l/s
- ETE Norte – Qmed anual = 709,21 l/s

A vazão adotada para a ETE Sul está 6,44 l/s a cima da vazão de projeto. Mesmo assim foi adotado o valor 1506,44 l/s e sem considerar os possíveis prejuízos, mesmo que mínimos, que isso poderia causar na eficiência do sistema de tratamento.

O aumento das concentrações das variáveis de qualidade da água (ortofosfato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio na forma de nitrito mais nitrato, LDOM e RDOM) foi considerado apenas nos quatro principais afluentes ao Lago e proporcional ao aumento populacional previsto até o ano do cenário, 2040, considerando as taxas de crescimento entre os anos de 2000 a 2010. As taxas adotadas para cada unidade hidrográfica do Lago Paranoá também foram obtidas na “Revisão e Atualização do Plano de Gestão Integrado de Recursos Hídricos” (GDF, 2012b) e são as seguintes:

- Unidade hidrográfica do Torto = 1.27%;
- Unidade hidrográfica do Bananal = 0;
- Unidade hidrográfica do Riacho Fundo = 1.1%;
- Unidade hidrográfica do Gama = 1.27%.

A taxa de crescimento populacional na unidade hidrográfica do Bananal teve o valor igual a zero porque na mesma não existem zonas urbanas. As outras taxas de crescimento foram consideradas constantes ao longo dos anos e o cálculo das concentrações foi realizado por meio de progressão geométrica, mesma metodologia utilizada pelo IBGE para projeções de populações.

O aumento das concentrações das variáveis de qualidade da água proporcional ao aumento populacional foi baseado, de maneira simplista, na hipótese de que quanto maior o desenvolvimento, maior a pressão sobre os recursos naturais, fruto da ampliação da atividade econômica e da extensão das redes de serviços para uma população humana cada vez maior. A área de estudo não possui contribuição significativa de efluentes industriais, assim todas as cargas poluentes consideradas estão relacionadas ao esgoto sanitário urbano e à drenagem pluvial urbana (GDF, 2012b).

Para o oxigênio dissolvido foram considerados os mesmos valores do período de calibração. Essa variável de qualidade da água depende da dinâmica do corpo hídrico, por exemplo, taxa de reaeração, e das concentrações de outras variáveis de qualidade da água,

como por exemplo, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, entre outras. Para a obtenção dos valores de OD dos quatro principais afluentes do Lago seria necessária a modelagem e simulação dos mesmos com esse cenário proposto. Como isso não foi objeto principal do presente estudo foram, então, considerados os valores de OD utilizados na calibração.

As variáveis climatológicas e os dados de batimetria utilizados foram também os mesmos utilizados no processo de calibração, pois o estudo da variação desses dados é muito complexo e de longo prazo. As mudanças que ocorrem na dinâmica do uso e ocupação do solo e da qualidade da água podem ser representadas de maneira mais direta e em períodos menores.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

No presente capítulo são apresentados os resultados obtidos ao longo do desenvolvimento do presente trabalho. Inicialmente é apresentada uma análise prévia dos dados obtidos para a construção da base de dados do modelo. Na sequência são apresentados os resultados gerados pelo processo de modelagem do Lago Paranoá – DF. Assim, o presente capítulo foi dividido da seguinte forma: (5.1) análise temporal dos dados coletados; (5.2) análise dos dados utilizados no modelo; (5.3) caracterização batimétrica e compartimentalização do Lago Paranoá; (5.4) análise de sensibilidade do módulo hidrodinâmico; (5.5) calibração do módulo hidrodinâmico; (5.6) verificação do módulo hidrodinâmico; (5.7) simulação da qualidade da água; (5.8) simulação do cenário.

5.1 ANÁLISE TEMPORAL DOS DADOS COLETADOS

Para realizar o processo de modelagem é importante que se disponha de dados para determinar o período de simulação. O processo de modelagem não pode ser desenvolvido em função da disponibilidade de dados e sim dos objetivos propostos, mas de qualquer forma é necessário que seja elaborada uma base de dados mínima.

Nas Figura 5.1 a 5.3 são apresentadas as extensões das séries históricas dos dados necessários para rodar o módulo hidrodinâmico.

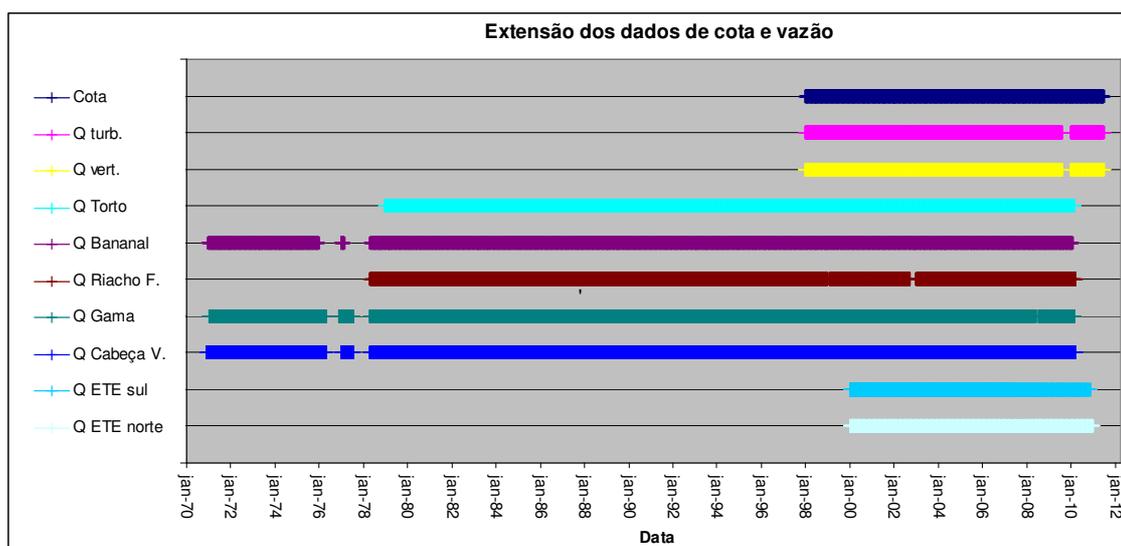


Figura 5.1 – Série temporal dos dados de cota e vazões efluente e afluentes ao Lago Paranoá – DF.

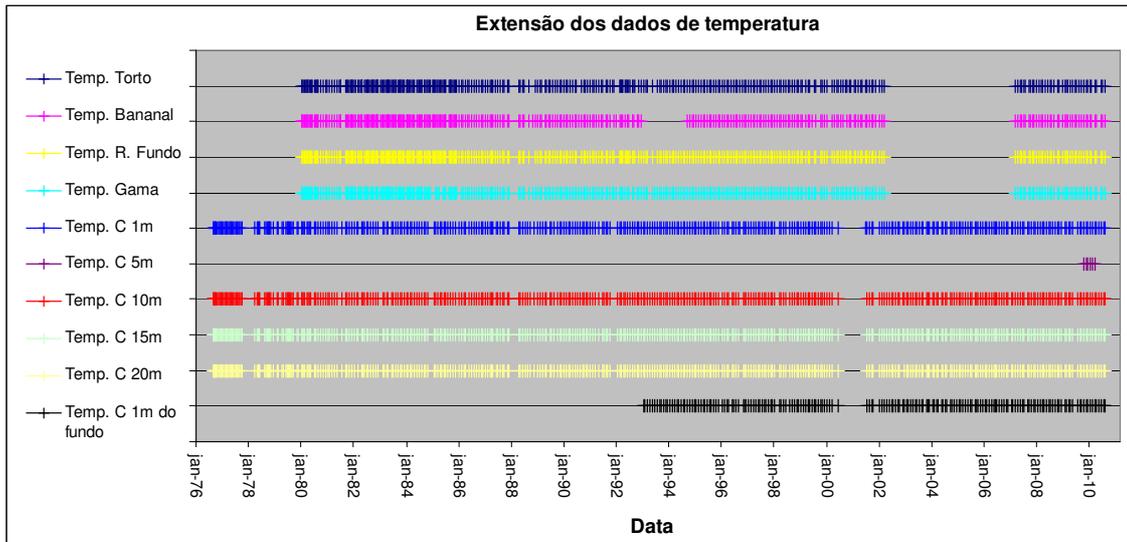


Figura 5.2 – Série temporal dos dados de temperatura afluentes e no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.

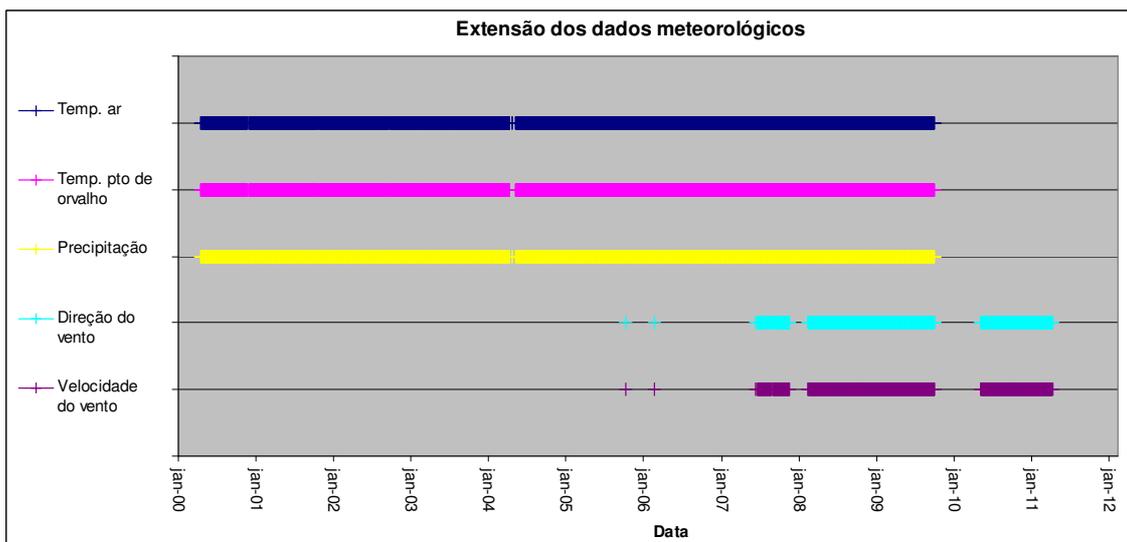


Figura 5.3 – Série temporal dos dados de estações meteorológicas próximas ao Lago Paranoá – DF.

Os dados de temperatura da água no ponto C referem-se ao ponto de monitoramento no Lago Paranoá com localização mais próxima a barragem, onde o monitoramento é realizado em diversas profundidades. Os dados desse ponto são importantes para o processo de calibração e verificação do modelo do módulo hidrodinâmico. Na profundidade de 5m o monitoramento é mais recente e a ausência desses dados não prejudica a calibração e nem a verificação.

As maiores séries históricas de dados disponibilizadas para a modelagem do Lago Paranoá possuíam mais de 40 anos de dados. Contudo, a existência de lacunas nos diversos tipos de dados necessários possibilitou a utilização de apenas 25 meses de dados contínuos (10/07/2007 a 06/08/2009). O tamanho dessas séries históricas de dados foi suficiente para testar o modelo, pois englobam dois ciclos de chuva e estiagem, um utilizado na calibração do modelo e outro utilizado na verificação do modelo. No entanto, não foram possíveis análises mais consistentes.

Conforme pode ser observado nas Figuras anteriores (5.1, 5.2 e 5.3), o período em comum da cota e das vazões vai de 01/2000 a 8/2010, das temperaturas é de 03/2007 a 08/2010 e dos dados meteorológicos vai de 07/2007 a 10/2009. Logo o período em comum é de 10/07/2007 a 06/08/2009, limitado inicialmente pelos dados de direção do vento e no final pelos dados da vazão vertida.

Dentro desse período de dados tem-se dois ciclos completos de estação de chuvas e de estiagem (mais de 2 anos de dados), que são suficientes para dividir em duas partes, uma para realizar a calibração e a outra para realizar a verificação. A divisão foi feita da seguinte forma:

- Calibração: 10/07/2007 a 31/07/2008;
- Verificação: 01/08/2008 a 06/08/2009.

Nas Figuras 5.4 a 5.8 são mostradas as extensões das séries históricas dos dados de qualidade da água definidos para simulação.

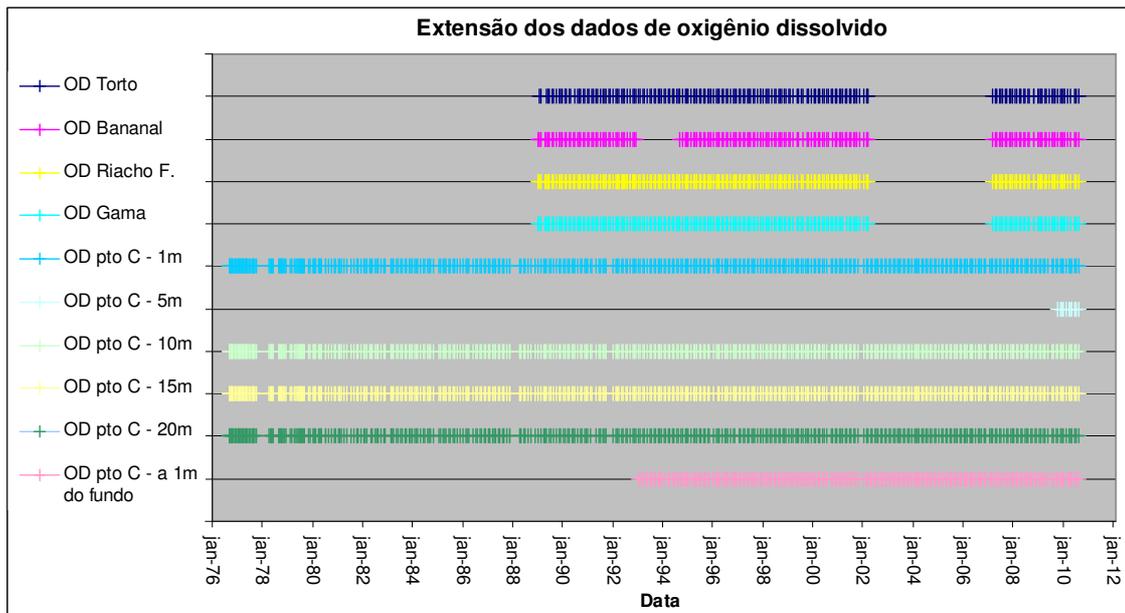


Figura 5.4 – Séries temporais de dados de oxigênio dissolvido de afluentes e no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.

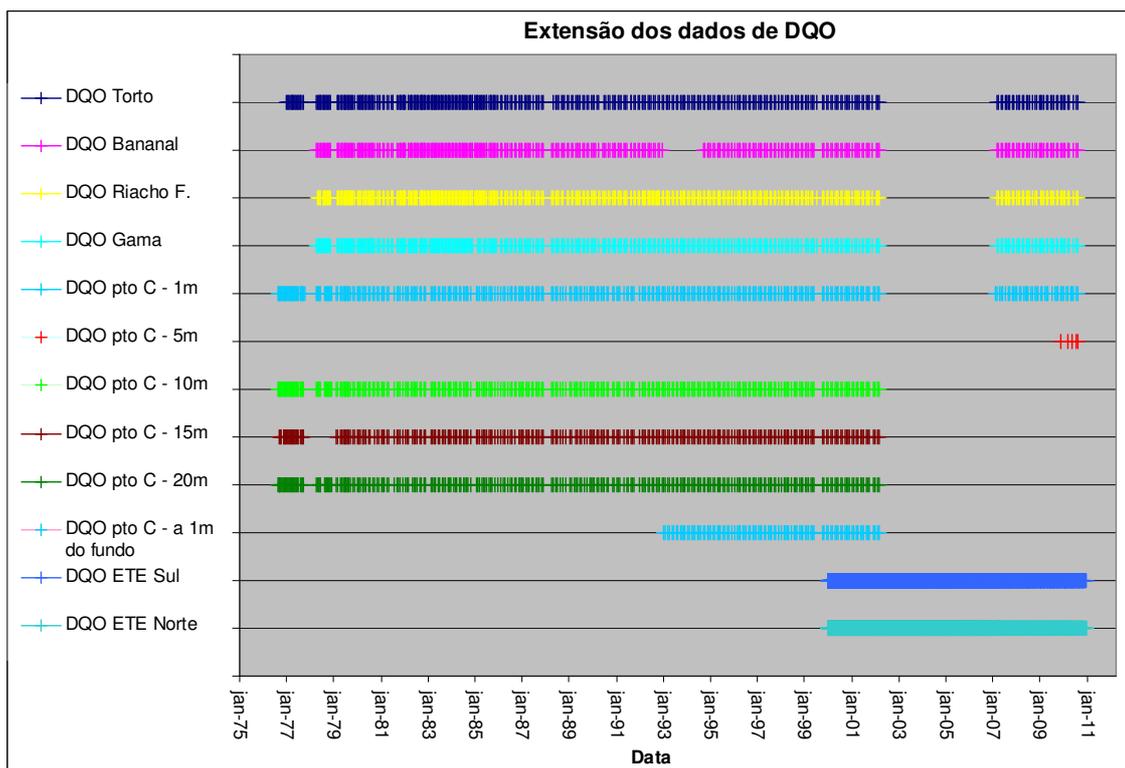


Figura 5.5 – Séries temporais de dados de DQO afluentes e no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.

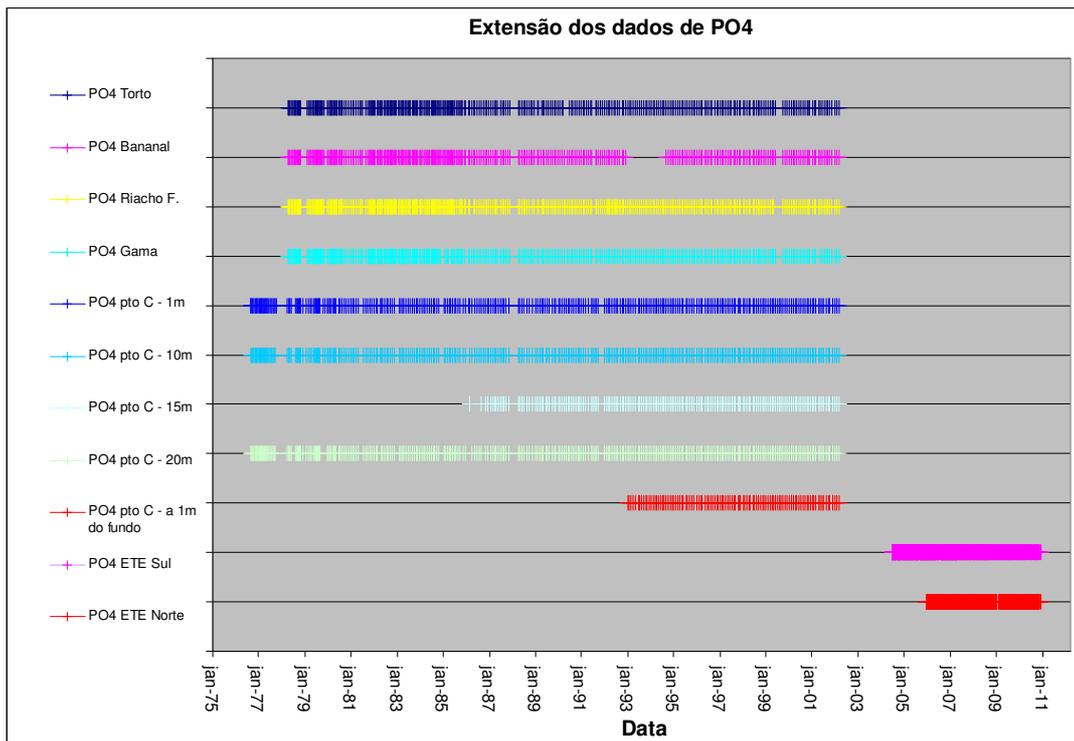


Figura 5.6 – Séries temporais de dados de fósforo afluentes e no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.

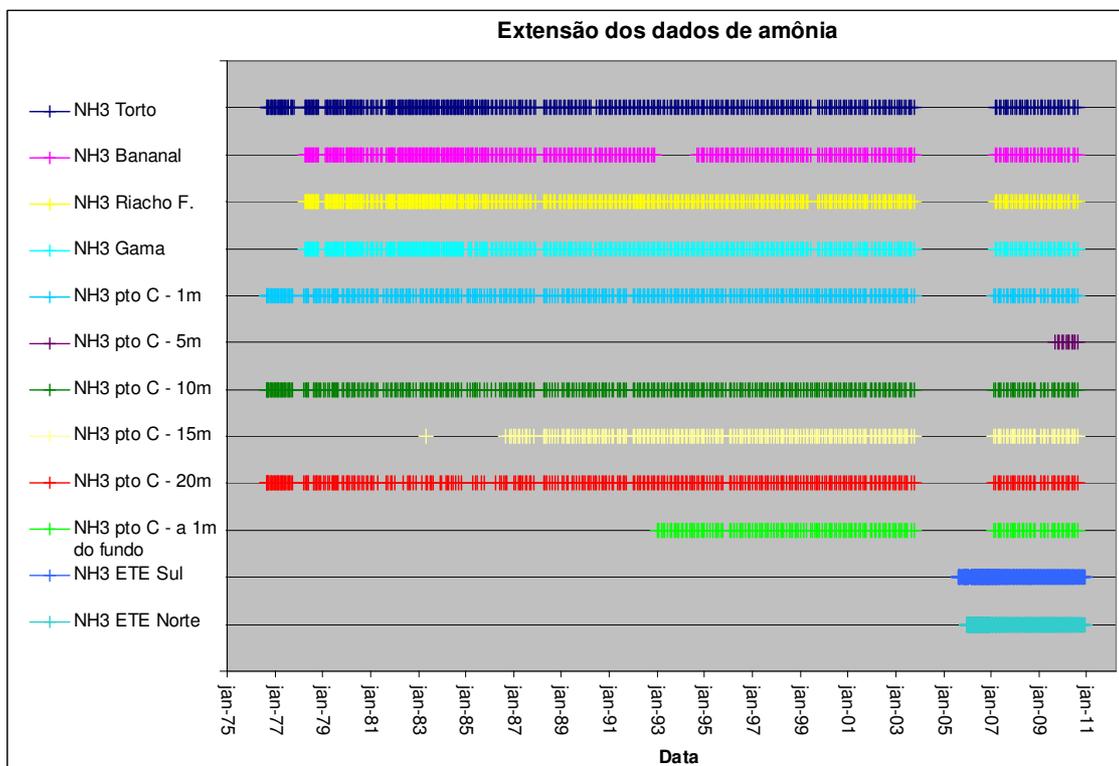


Figura 5.7 – Séries temporais de dados de amônia afluentes e no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.

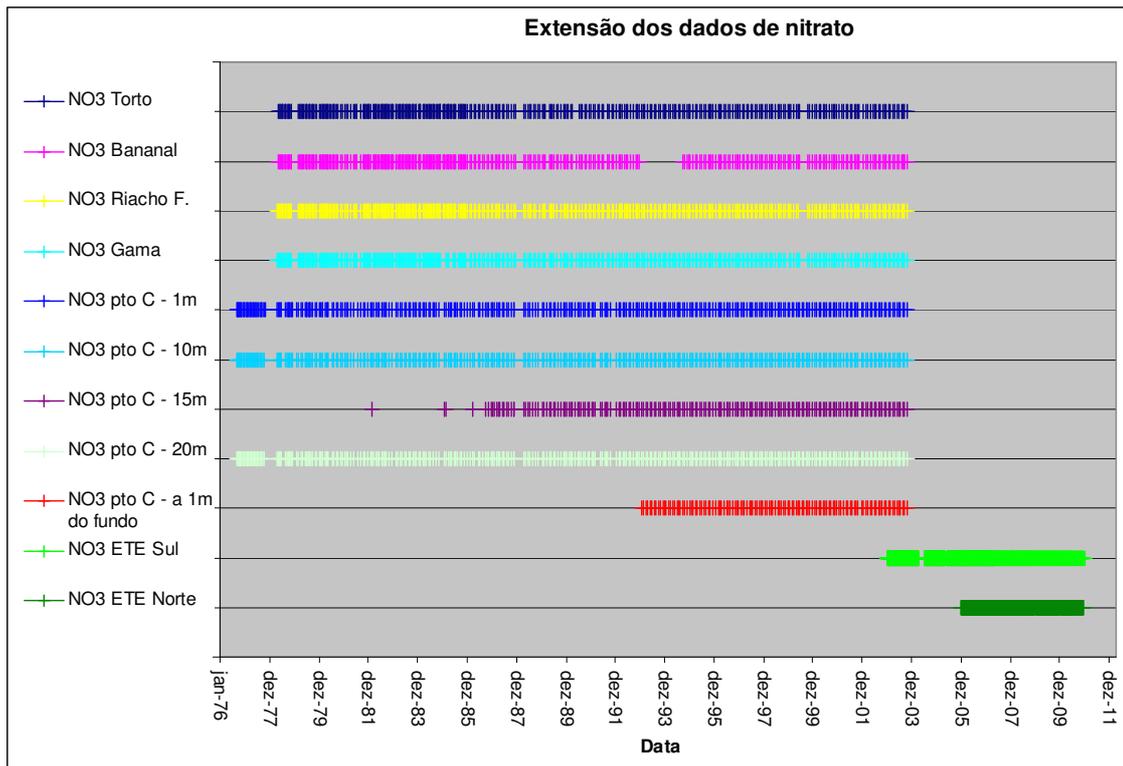


Figura 5.8 – Séries temporais de dados de nitrato afluentes e no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.

Existe uma dificuldade maior em se obter um período de dados de qualidade da água em comum pois a quantidade de variáveis de qualidade da água é maior. Mas um período de dados igual ao da calibração hidrodinâmica (10/07/2007 a 31/07/2008) é suficiente, uma vez que presente estudo não foi realizada a calibração dos parâmetros de qualidade da água, em virtude, principalmente, do tempo necessário para a realização de mais essa etapa.

Somente parte desses dados de qualidade estava disponível para período mencionado. Mas é possível observar que existem outros períodos de dados contínuos e que na falta dos dados para o período selecionado podem ser transportados. Dessa forma foi selecionado o período de 07/2000 a 07/2001 para substituir o período sem dados. Na Tabela 5.1 é mostrado o período de dados utilizados para cada variável de qualidade da água. As células com fundo sombreado, em destaque, correspondem aos dados transportados de um período diferente do período da calibração, 07/2000 a 07/2001.

O oxigênio dissolvido do efluente das ETEs não é um parâmetro de controle operacional e por isso não é medido, mas foi adotado um valor compatível com as características do tipo de tratamento do esgoto e do lançamento.

Tabela 5.1 – Período de dados utilizados para cada variável de qualidade da água.

	Fósforo	Amônia	Nitrato	DQO	OD
Torto	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2007 a 07/2008
Bananal	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2007 a 07/2008
Riacho F.	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2007 a 07/2008
Gama	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2007 a 07/2008
C 1m	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2000 a 07/2001	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008
C 10m	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2000 a 07/2001	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008
C 15m	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2000 a 07/2001	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008
C 20m	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2000 a 07/2001	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008
C a 1m do fundo	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008	07/2000 a 07/2001	07/2000 a 07/2001	07/2007 a 07/2008
ETE Norte	07/2007 a 07/2008	07/2007 a 07/2008	07/2007 a 07/2008	07/2007 a 07/2008	–
ETE Sul	07/2007 a 07/2008	07/2007 a 07/2008	07/2007 a 07/2008	07/2007 a 07/2008	–

5.2 ANÁLISE DOS DADOS UTILIZADOS NO MODELO

Após a coleta de dados gerais para a aplicação do modelo CE–QUAL–W2, e posterior análise para verificação dos períodos em comum, a base de dados final utilizada na simulação foi elaborada. Além da delimitação do conjunto final de dados, outro passo importante na construção do modelo do Lago Paranoá, com base nas informações levantadas, relaciona-se ao entendimento do sistema e de seu funcionamento.

Análise visou estabelecer possíveis relações entre a base de dados construída e as simulações realizadas. A compreensão das entradas quali-quantitativas é, portanto, uma etapa extremamente importante.

Na Figura 5.9 é apresentado o comportamento das vazões dos principais afluentes ao Lago para o período 07/2007 a 08/2009. Em seguida é apresentada também a estatística descritiva desses dados (Tabela 5.2).

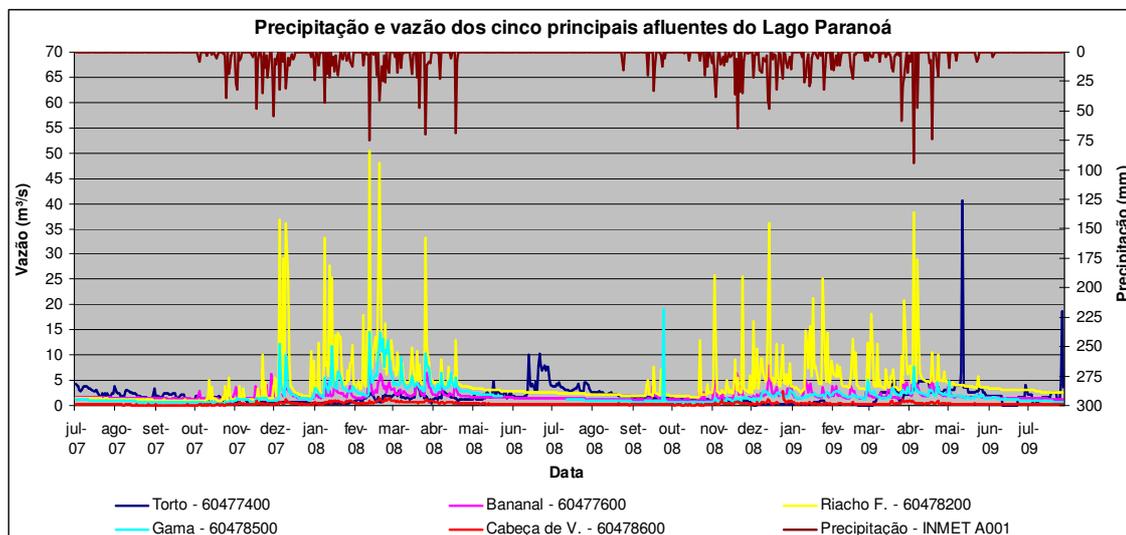


Figura 5.9 – Precipitação e vazões dos cinco principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre junho de 2007 e setembro de 2009.

Tabela 5.2 – Estatística descritiva das vazões dos principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre junho de 2007 e setembro de 2009

	Torto	Bananal	Riacho F.	Gama	Cabeça de V.
Média	1.811	1.960	4.492	2.017	0.357
Mediana	1.589	1.586	3.026	1.410	0.260
Modo	0.186	1.482	3.026	1.001	0.238
Desvio padrão	2.054	0.988	5.415	1.996	0.258
Variância	4.219	0.976	29.322	3.983	0.066
Mínimo	0.046	1.003	0.864	0.572	0.074
Máximo	40.535	7.844	50.323	19.152	2.788

É possível observar um comportamento típico nas vazões de entrada no Lago que representam bem os períodos de estiagem (maio a setembro) e de chuvas (outubro a abril).

As unidades hidrográficas do Riacho Fundo e do Gama são as que apresentam maiores valores médios de vazão e também maiores respostas às precipitações. Esse fato ocorre em virtude da maior urbanização das mesmas, conforme pode ser observado na Figura 4.4. A variância dos dados do Riacho Fundo é maior e pode ser explicada por essa situação.

Menezes (2010) realizou um estudo detalhando do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Lago Paranoá e também as consequências desse processo frente ao escoamento superficial. O autor também chega à conclusão de que a bacia do Riacho Fundo é a que apresenta maior potencial poluidor, podendo causar diversos impactos ambientais no Lago.

Os dados de vazão do Torto apresentam alguns valores elevados e atípicos. Isso pode ser explicado pelo controle que é realizado na Barragem de Santa Maria, localizada a montante. Esse manancial é uma importante fonte de abastecimento público sendo controlado pela CAESB.

Os dados de controle do Lago Paranoá, cota e vazão vertida e turbinada são apresentados na Figura 5.10 e a estatística descritiva dos mesmos na Tabela 5.3.

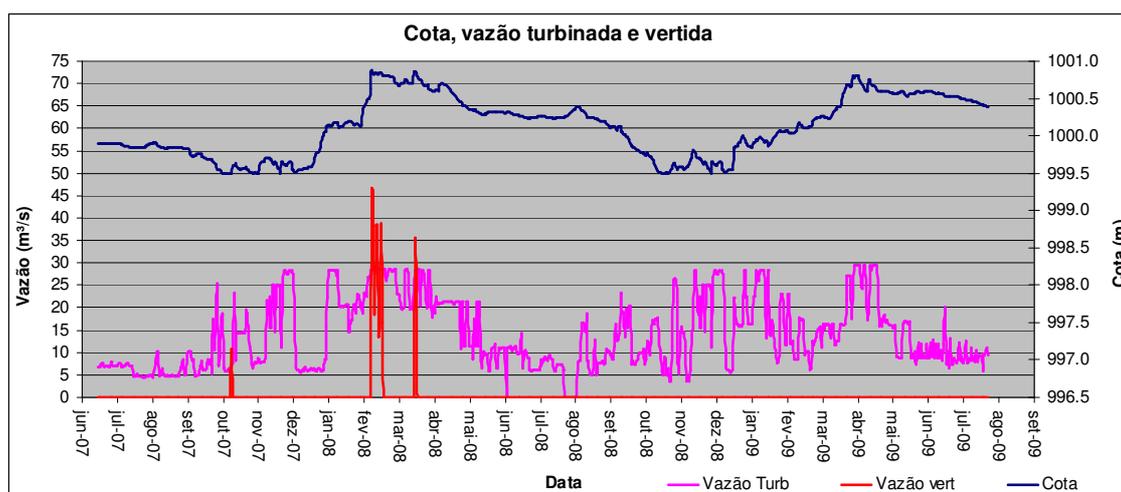


Figura 5.10 – Cota, vazão turbinada e vertida no Lago Paranoá – DF no período entre junho de 2007 e setembro de 2009.

Tabela 5.3 – Estatística descritiva dos dados de cota, vazão turbinada e vertida do Lago Paranoá – DF no período entre junho de 2007 e setembro de 2009.

	Cota	Vazão turbinada	Vazão vertida
Média	1000.121	14.039	0.458
Mediana	1000.145	11.434	0.000
Modo	999.840	0.000	0.000
Desvio padrão	0.393	7.938	3.880
Variância da amostra	0.155	63.015	15.053
Mínimo	999.490	0.000	0.000
Máximo	1000.870	29.474	46.754

As vazões turbinada e vertida são controladas pela CEB Geração. Os valores da cota são consequência desse controle. Por essa razão não seguem o mesmo padrão definido observados nas vazões naturais dos cursos de água afluentes ao Lago. Entre o final do período de estiagem (setembro) e o início das chuvas (outubro) a cota encontra-se no seu valor mínimo, é quando as vazões afluentes são menores e também é realizado um controle das vazões turbinadas a fim de criar um volume de espera para o período de chuvas.

As vazões turbinadas não ultrapassam o patamar do valor de 30 m³/s, pois é a capacidade máxima de turbinamento para geração de energia elétrica. Nos meses de fevereiro e março de 2008 foram atingidos os maiores valores de cota, com máximo 1000.87m. Mesmo com o turbinamento máximo não foi possível controlar a cota, então as comportas do vertedor foram abertas também nesse período.

Os dados de qualidade da água dos tributários Torto, Bananal, Riacho Fundo e Gama utilizados como dados de entrada no modelo, são mostrados nas Figura 5.11 a 5.16. Os dados de temperatura são mostrados para dois anos, o primeiro utilizado na calibração e o segundo utilizado na verificação. As outras variáveis são apresentadas apenas para o período de calibração, julho de 2007 a julho de 2008. Os dados de fósforo e nitrato utilizados foram referentes ao período de julho de 2000 a julho de 2001, que também são apresentados a seguir.

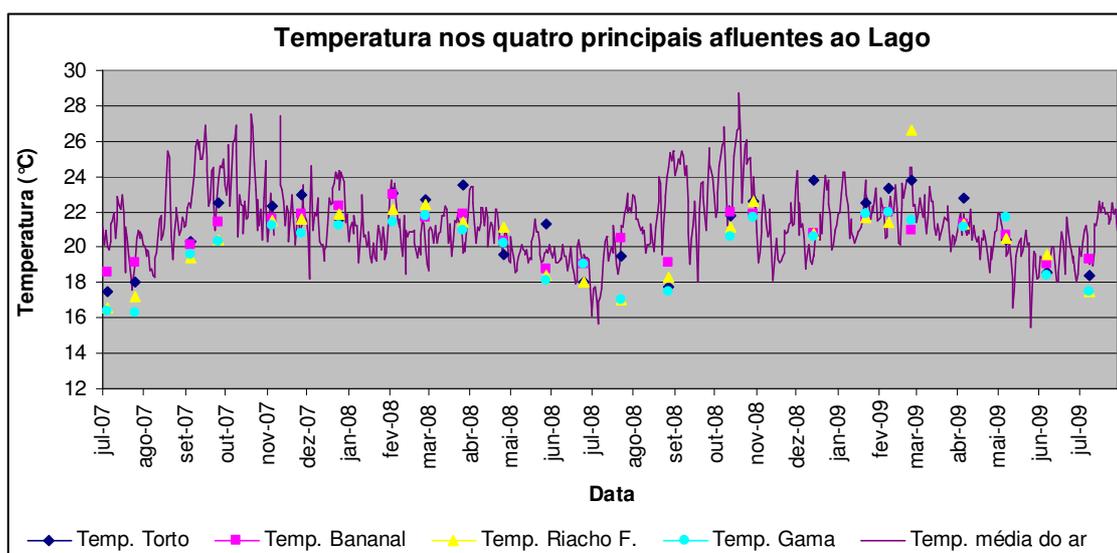


Figura 5.11 – Dados de temperatura nos quatro principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre julho de 2007 e julho de 2008.

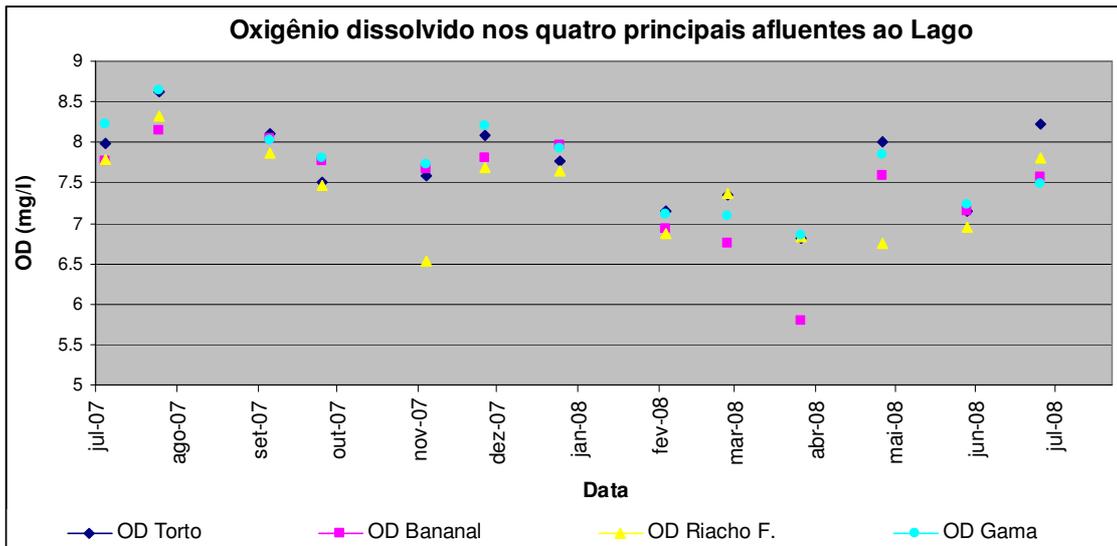


Figura 5.12 – Dados de oxigênio dissolvido nos quatro principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre julho de 2007 e junho de 2008..

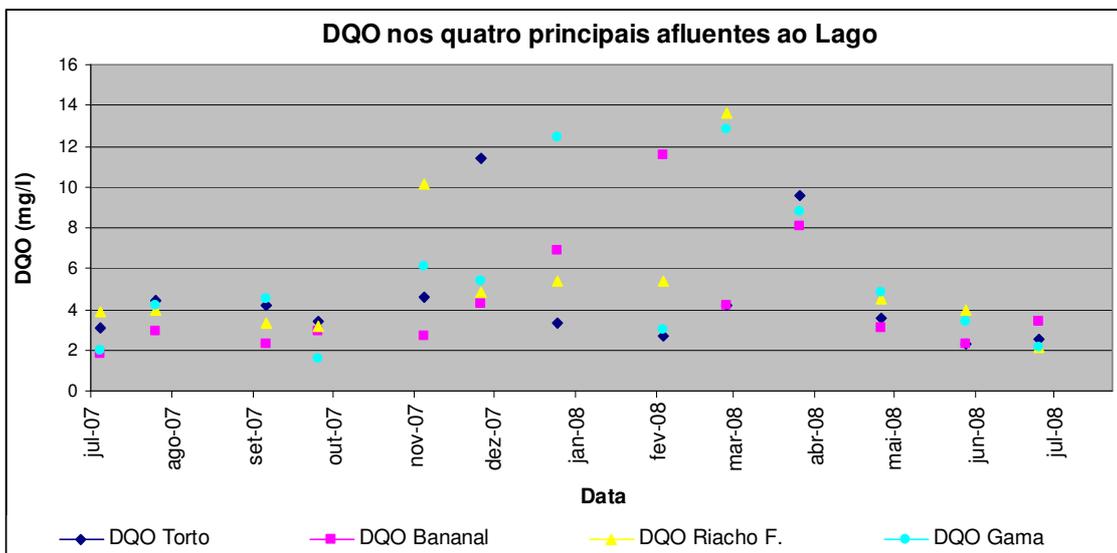


Figura 5.13 – Dados de DQO nos quatro principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre julho de 2007 e julho de 2008.

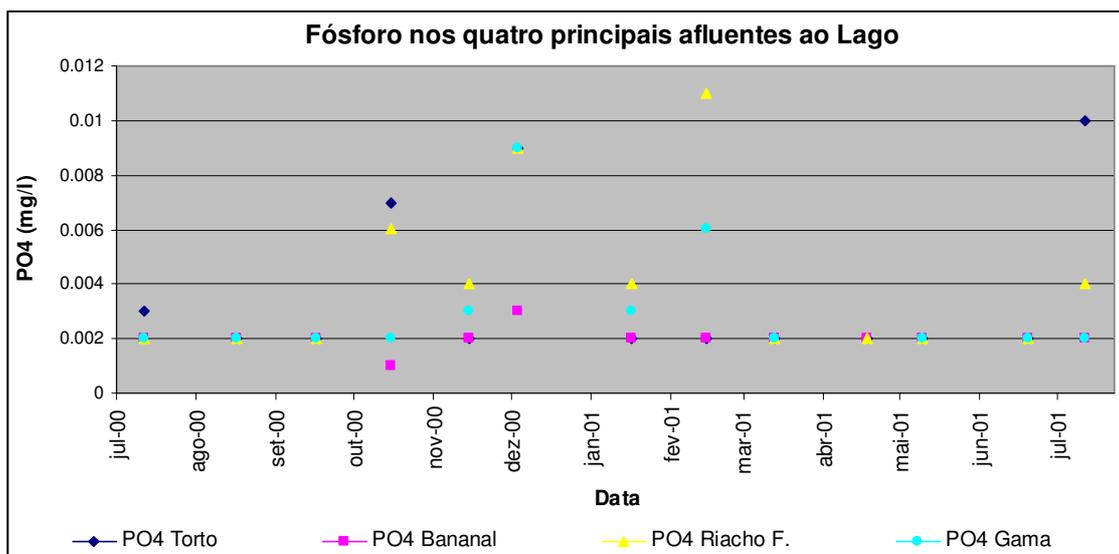


Figura 5.14 – Dados de fósforo nos quatro principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre julho de 2001 e julho de 2002.

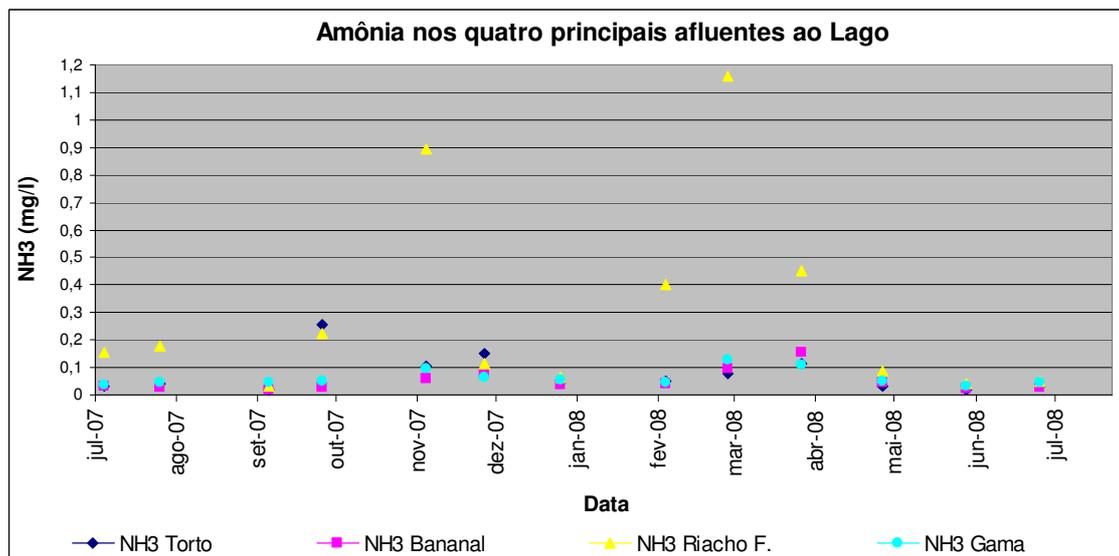


Figura 5.15 – Dados de amônia nos quatro principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre julho de 2007 e julho de 2008.

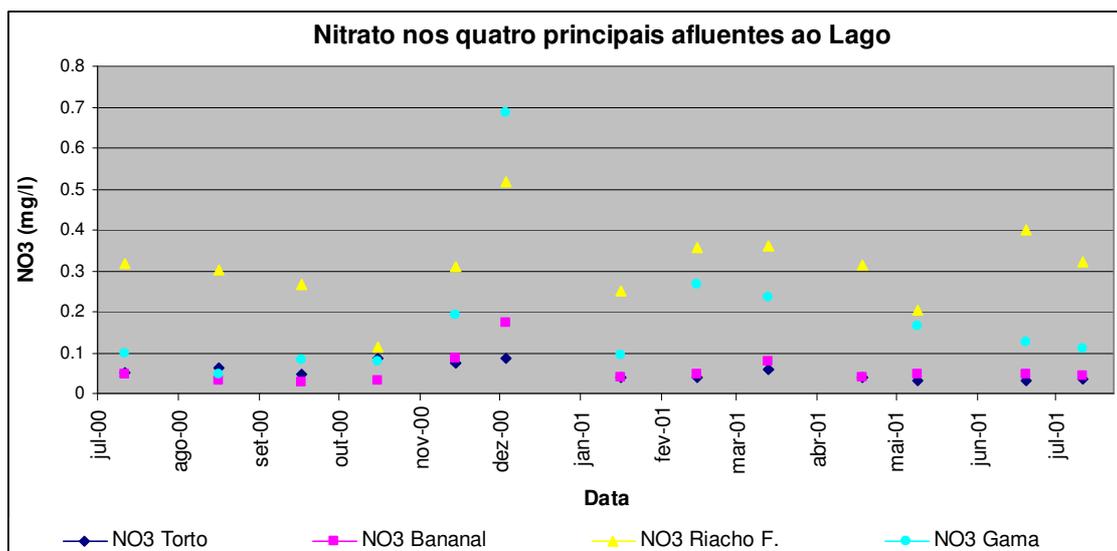


Figura 5.16 – Dados de nitrato nos quatro principais afluentes ao Lago Paranoá – DF no período entre julho de 2007 e julho de 2008.

Como pode ser visto na Figura 5.11, os dados de temperatura dos tributários acompanham a temperatura média do ar e seguem um padrão inverno–verão ou estiagem–chuva. As menores temperaturas ocorrem no inverno e as maiores no verão.

O oxigênio dissolvido apresenta relação inversa com a temperatura. Os menores valores de temperatura foram observados em conjunto com as maiores concentrações de OD. Esse fato estar relacionado à facilidade de solubilização do OD em temperaturas mais baixas (Figura 5.11 e Figura 5.12)

Com relação aos dados de DQO, fósforo, amônia e nitrato, os maiores valores ocorrem no período chuvoso (outubro a abril) em função do provável carreamento de substâncias para os corpos de água. Observa-se, ainda, que os Ribeirões Riacho Fundo e Gama apresentam valores superiores, possivelmente em virtude da maior urbanização nessas bacias.

O Riacho Fundo é o afluente ao Lago Paranoá que recebe a maior quantidade efluente tratado de ETE. Isso pode estar relacionado às concentrações observadas de algumas das variáveis de qualidade da água. A preocupação com esse afluente do Lago foi demonstrada na “Revisão e Atualização do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do DF – Volume I”, pois foi realizada a simulação da qualidade da água somente desse afluente (GDF, 2012a).

No que se refere aos dados de fósforo (PO_4) muitos dados apresentaram valor igual a 0,002, pois esse é o limite de detecção da metodologia utilizada para análise. Como não é possível saber o valor exato inferior a esse limite de detecção, foram plotados no gráfico os valores iguais a 0,002 mg/l e superiores a esse.

Os dados de qualidade da água do Lago Paranoá referentes ao monitoramento realizado pela CAESB no ponto C são apresentados nas Figura 5.17 a 5.21. Os dados da temperatura correspondem ao período de calibração e verificação (julho de 2007 a agosto de 2009), pois esses dados são necessários nessas duas etapas da modelagem. Os dados referentes às outras variáveis correspondem somente ao período de calibração, conforme a Tabela 5.1, pois a simulação da qualidade da água foi rodada somente para esse período.

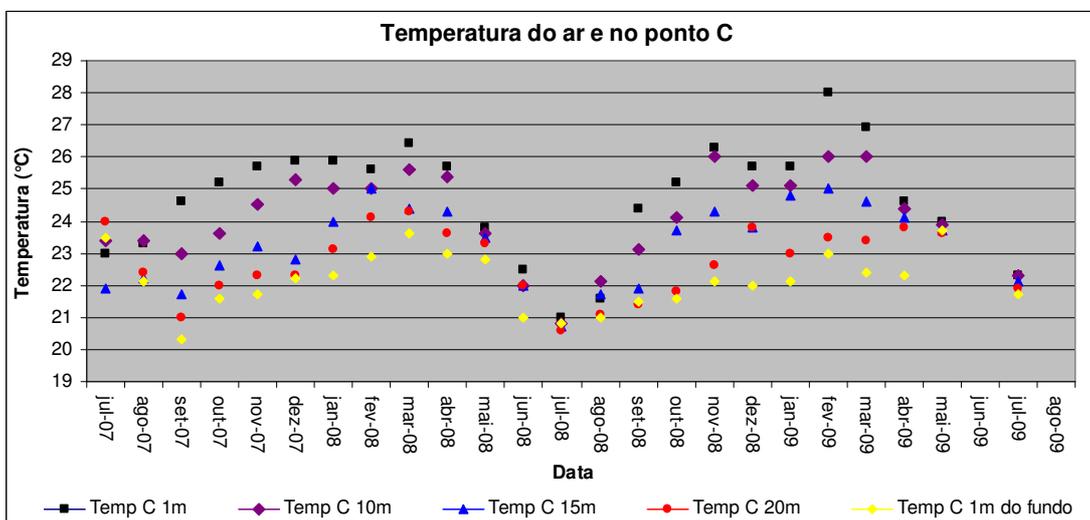


Figura 5.17 – Temperatura em diferentes profundidades no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.

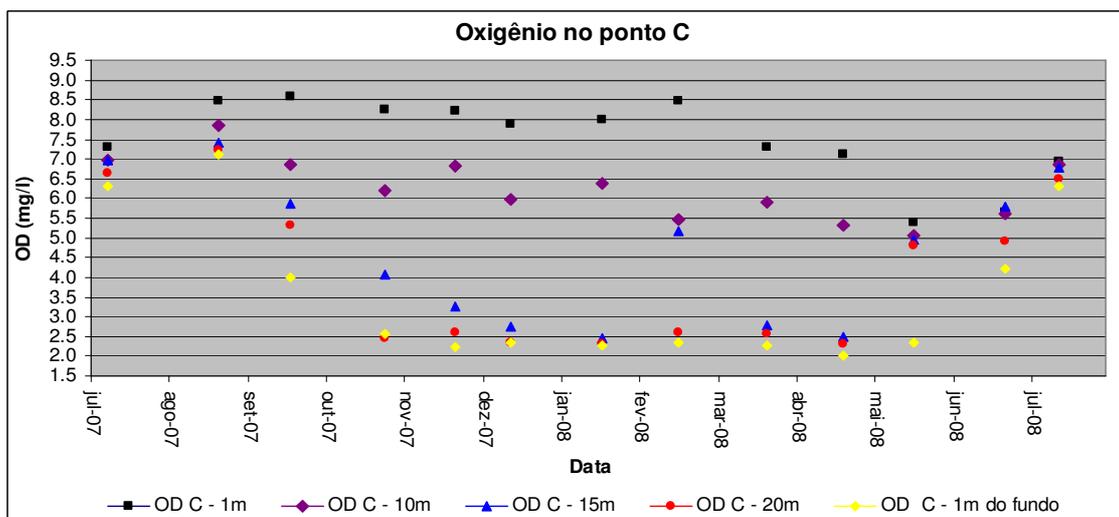


Figura 5.18 – Oxigênio dissolvido em diferentes profundidades no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.

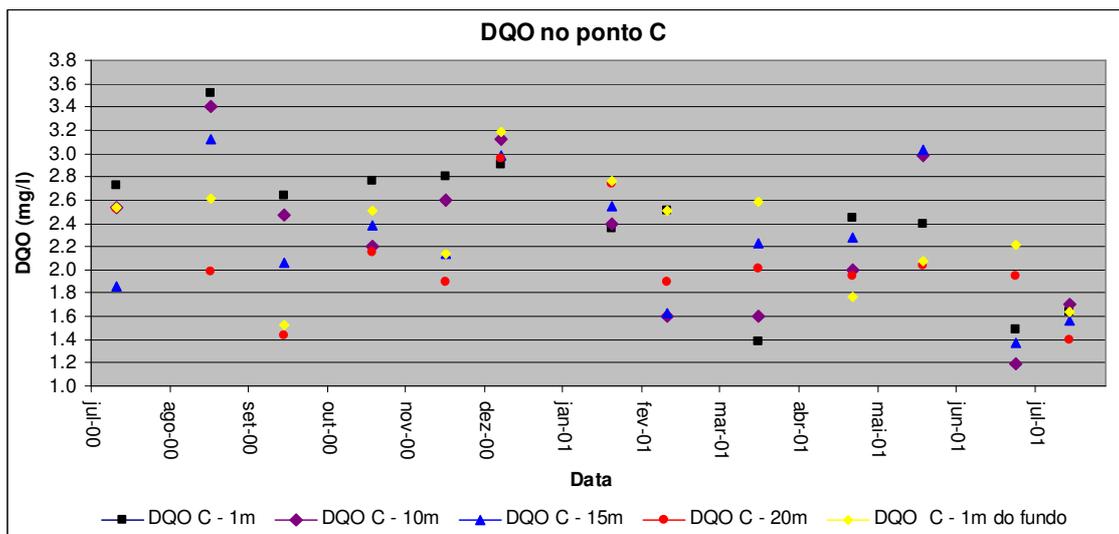


Figura 5.19 – DQO em diferentes profundidades no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.

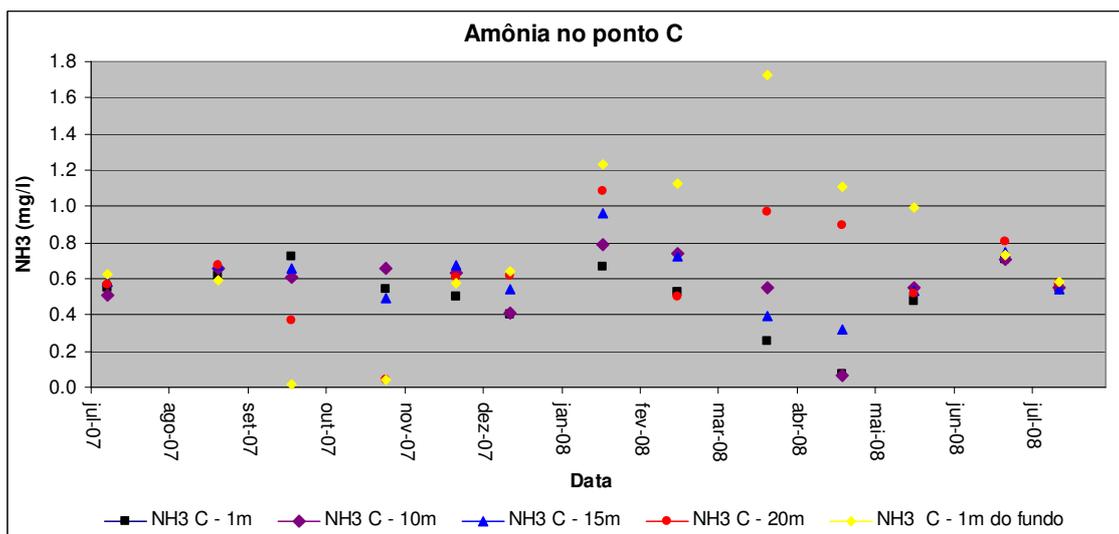


Figura 5.20 – Amônia em diferentes profundidades no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.

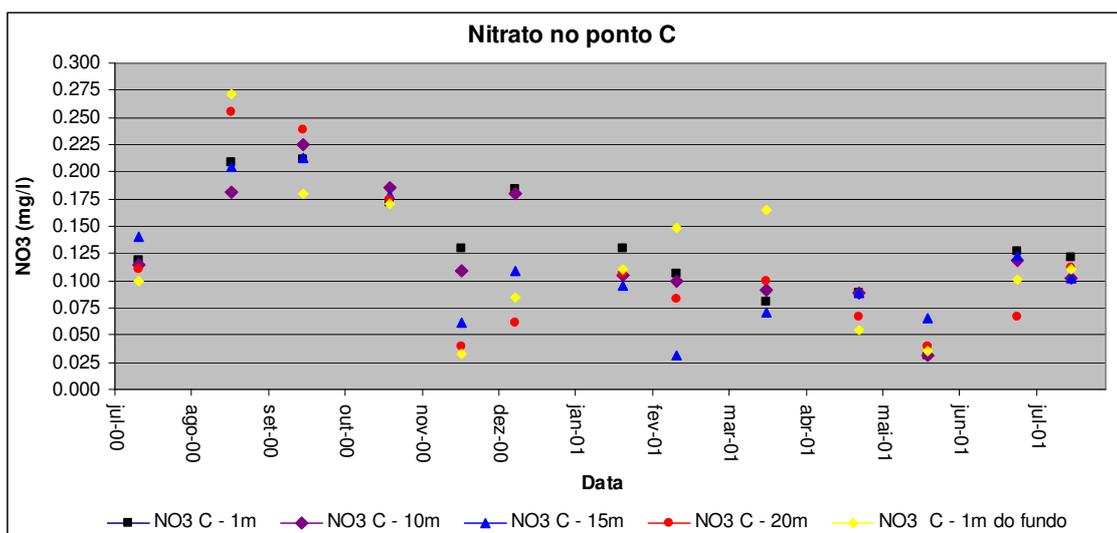


Figura 5.21 – Nitrato em diferentes profundidades no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá – DF.

As temperaturas no Lago (Figura 5.17) acompanham o mesmo comportamento da temperatura do ar (Figura 5.11), porém com valores um pouco superiores. De setembro a abril é possível observar um gradiente entre a temperatura das camadas superiores em relação às mais profundas, é o período que ocorre a estratificação térmica. Já nos meses de maio a agosto as temperaturas são mais uniformes com valores próximos caracterizando o período de mistura.

Os dados de temperaturas dos meses de julho e agosto de 2007 podem estar incorretos, pois a temperatura a 1m está menor do que a profundidades maiores, quando não deveria ocorrer em situações normais.

A estratificação química do oxigênio dissolvido (Figura 5.18) também é claramente observada no mesmo período em que ocorre a da temperatura, setembro a abril. Contudo, no período de mistura, maio a agosto, os valores de oxigênio dissolvido nas diversas profundidades, mais uniformes, apresentam valores mais próximos ao limite superior, ao contrário da temperatura.

Os valores dos dados de DQO e nitrato são variáveis ao longo do período e nas diversas profundidades de tal forma que não foi possível observar algum padrão de comportamento. Vale ressaltar que esses dados são referentes aos anos de 2000/2001. Nos meses de julho a

dezembro os valores da amônia são uniformes e a partir de janeiro até maio ocorre uma dispersão quando as camadas inferiores apresentam valores maiores.

Na metodologia utilizada pela CAESB, de onde foram obtidos estes dados, para a determinação das concentrações de ortofosfato o limite de detecção é 0.002 mg/l. Isso implica que em grande parte das amostras analisadas só é possível saber que a concentração está abaixo desse valor, pois as concentrações são muito pequenas.

Esse fato ocorreu para o período selecionado (julho de 2000 a julho de 2001) e em grande parte dos dados disponíveis. Por essa razão foi adotado o valor de 0,002 mg/l de PO₄ para as diversas profundidades em todo o período, não sendo necessário apresentar as figuras com o gráficos. Essa consideração não é adequada pois, não é possível ter idéia do comportamento do ortofosfato em termos de variação para mais e para menos, dificultando a comparação com os dados simulados. Uma possível solução para esse fato seria a utilização do fósforo total e/ou clorofila-a. Essa opção foi levantada quando o presente trabalho já estava em fase de conclusão e por isso não foi considerada.

Os dados das ETEs Norte e Sul que foram utilizados no modelo são mostrados nas Figura 5.22 a 5.26.

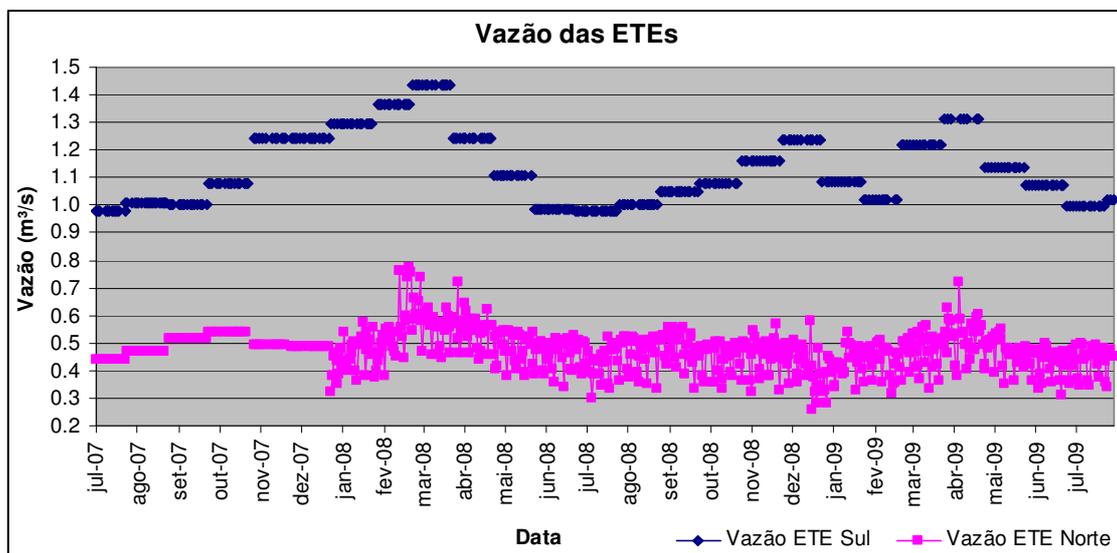


Figura 5.22 – Vazão das ETEs Norte e Sul, Brasília – DF.

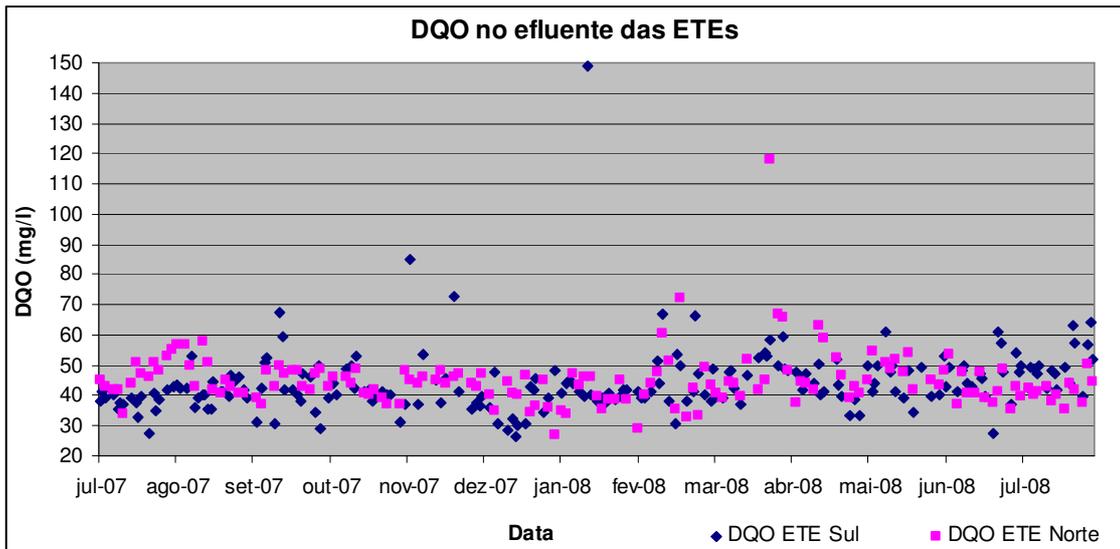


Figura 5.23 – Dados de DQO do efluente da ETEs Norte e Sul, Brasília – DF.

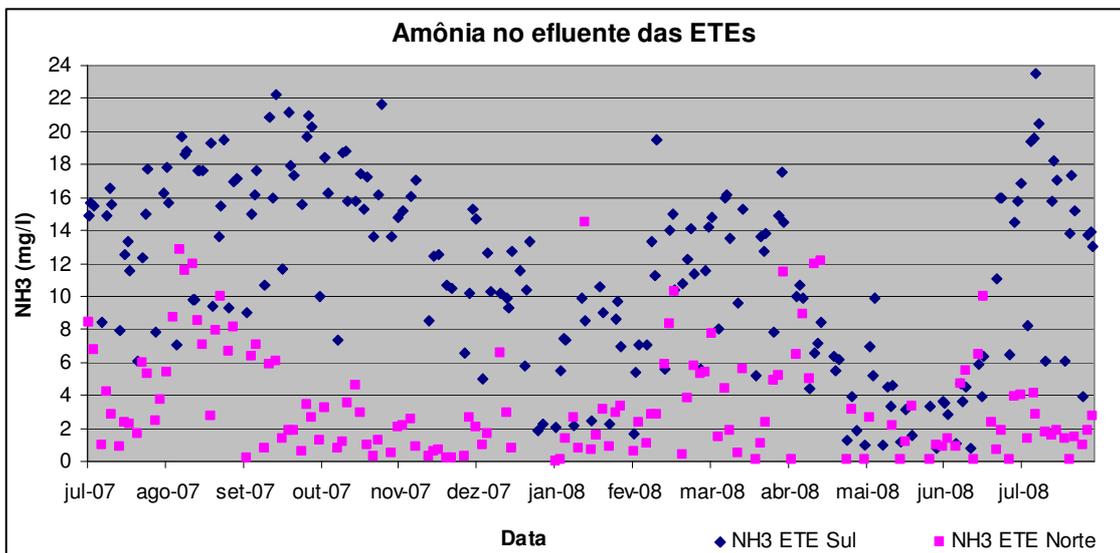


Figura 5.24 – Dados de amônia do efluente da ETEs Norte e Sul, Brasília – DF.

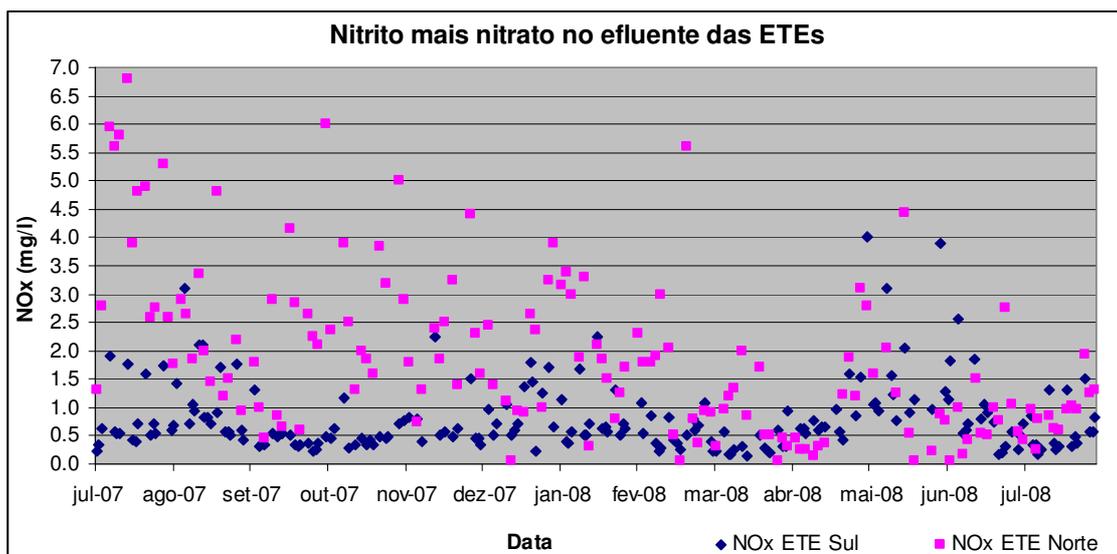


Figura 5.25 – Dados de nitrato do efluente da ETES Norte e Sul, Brasília – DF.

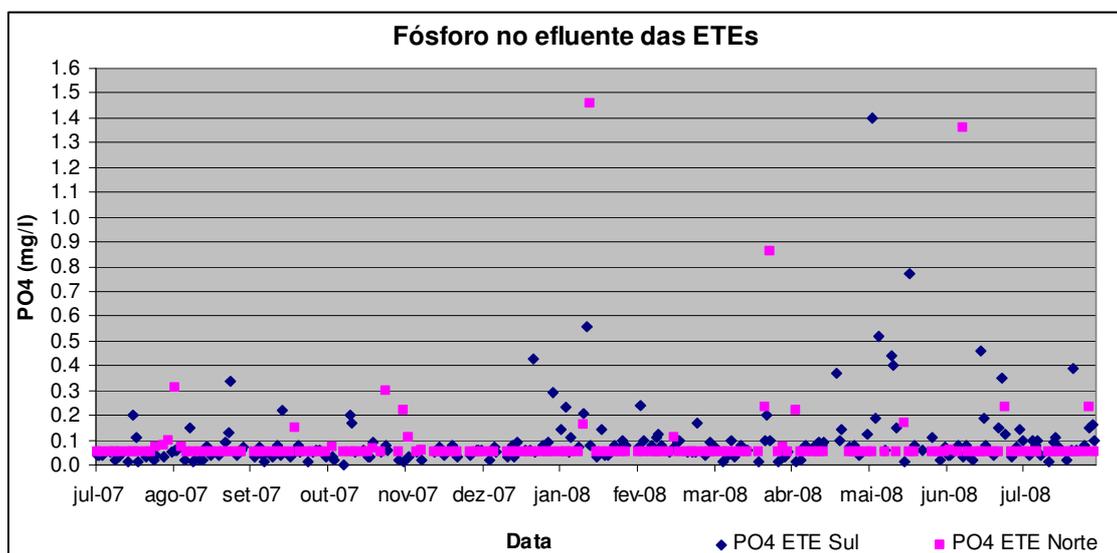


Figura 5.26 – Dados de fósforo do efluente da ETES Norte e Sul, Brasília – DF.

Os dados de vazão da ETE Sul e parte dos dados da ETE Norte são visualizados na forma de patamares, pois representam a média mensal. A vazão ETE Sul é maior, proporcional a população atendida. Além disso, no período de chuvas a vazão atinge valores próximos aos da vazão de projeto, 1,5 m³/s. Essa interferência das águas pluviais provenientes de ligações clandestinas ou infiltração não é observada na ETE Norte.

Os valores de médios de DQO apresentados nas duas ETES, são próximos, 44,24 mg/l ETE Sul e 44,89 mg/l ETE Norte. Aparecem apenas alguns valores anormais que podem ser erro ou mesmo problemas operacionais nas ETES. Esses valores são típicos de efluentes tratados por meio de sistema de lodos ativados.

A ETE Norte apresenta valores de amônia inferiores aos da ETE Sul, média de 3.42 mg/l e 11.38 mg/l, respectivamente. O contrário ocorre para o nitrito mais nitrato, onde a ETE Norte apresenta média de 1.87 mg/l e a ETE Sul 0.88 mg/l. Esse fato pode estar relacionado a eficiência no processo de oxidação da amônia em cada uma das ETES. Essa diferença do balanço de nitrogênio em cada uma das ETES pode refletir na qualidade da água dos braços onde os efluentes são lançados.

Com relação ao fósforo, as duas ETES apresentam valores médios próximos, ETE Sul 0.1 mg/l e ETE Norte 0.09mg/l, com alguns valores muito superiores que podem também estar relacionado a algum tipo de problema operacional.

5.3 CARACTERIZAÇÃO BATIMÉTRICA E COMPARTIMENTALIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ

A elaboração do modelo de batimetria, com base na compartimentalização do Lago Paraná em braços e células, foi uma das etapas fundamentais para a aplicação do modelo do CE-QUAL-W2. Na Figura 5.27 é mostrado o esquema da construção da malha horizontal do Lago em 5 braços e 65 segmento. O comprimento desses variou de 400m a 1000m.

Na Figura 5.28 pode-se visualizar o esquema bidimensional do Lago Paranoá, gerado com base na malha de braços e segmentos, e na divisão da coluna de água de 2 em dois metros. A quantidade de camadas verticais variou de 2, nas regiões de menor profundidade, a 15, nas regiões de maior profundidade, próximo a barragem, isso sem considerar as camadas de condições de contorno.

O seguimento 12 foi destacado na Figura 5.28 com cor rosa, no braço 1 – Central, para indicar o ponto C onde é realizado o monitoramento da qualidade da água pela CAESB. As análises realizadas nesse trabalho referentes à calibração, verificação, simulação da qualidade da água e do cenário construído, foram feitas a partir dos dados referentes a esse segmento.

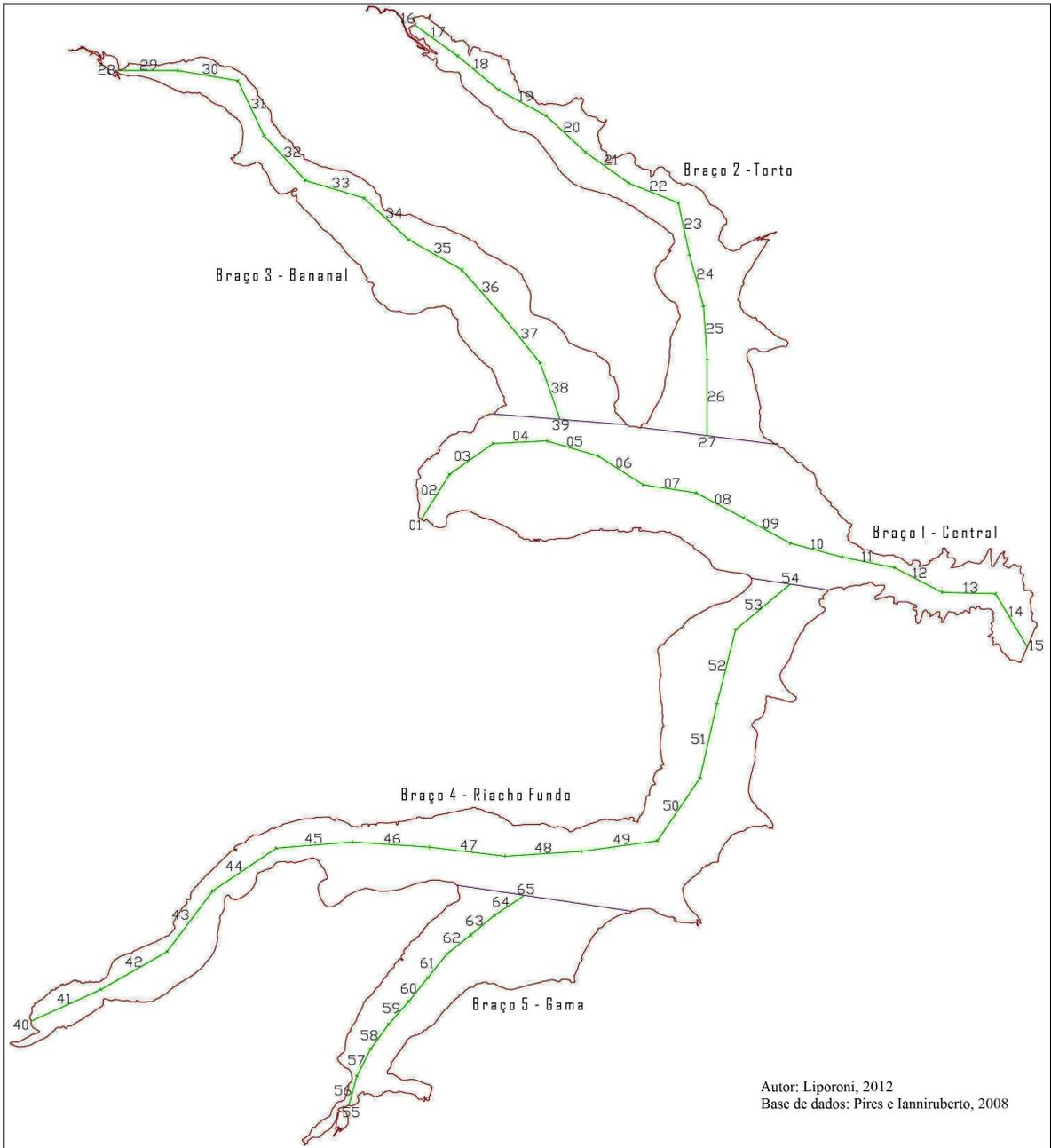


Figura 5.27 – Divisão do Lago Paranoá – DF em braços e segmentos para a simulação com o modelo CE-QUAL-W2.

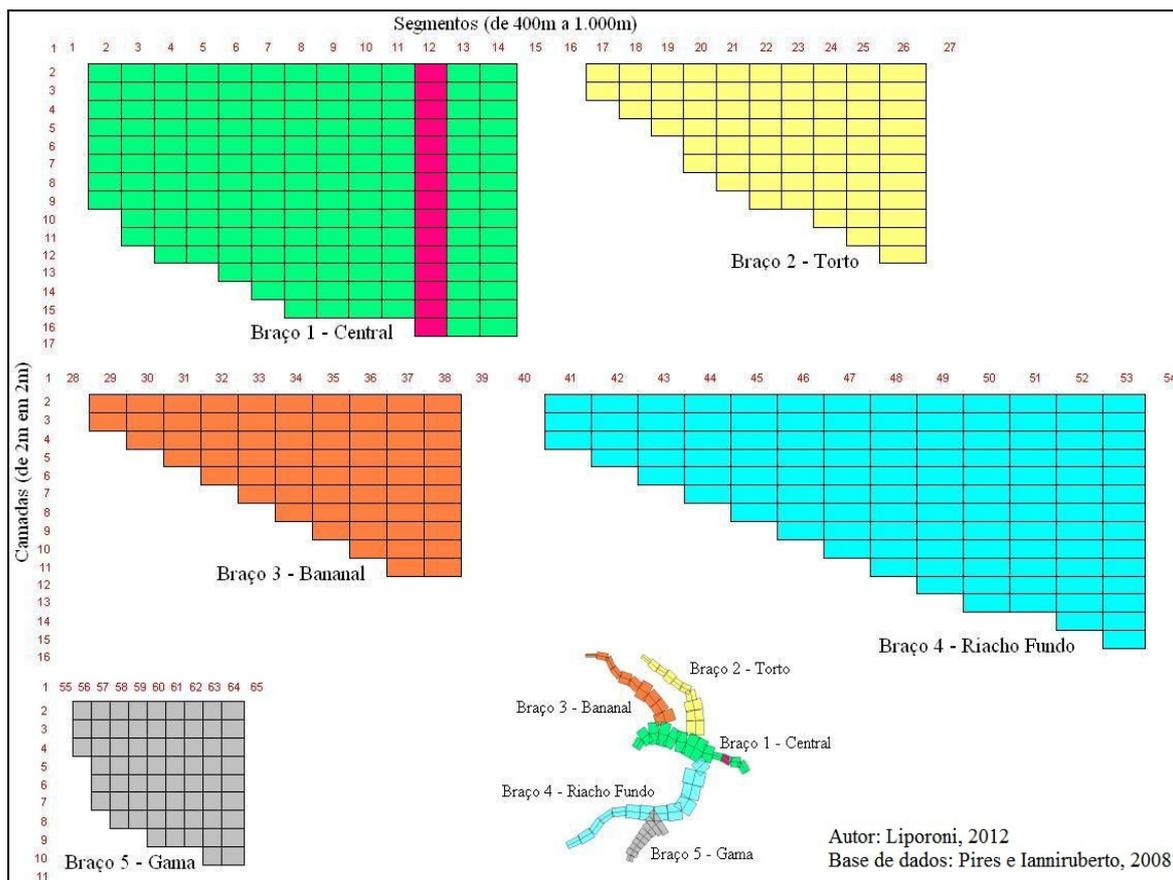


Figura 5.28 – Corte lateral na malha do Lago Paranoá – DF mostrando as camadas e os segmentos relacionados ao modelo construído.

5.4 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO MÓDULO HIDRODINÂMICO

Conforme foi descrito na metodologia (4.5 – Análise de sensibilidade), uma simulação com valores “default” ou definidos por meio de consultas a bibliografias para os parâmetros selecionados foi realizada. Essa simulação inicial foi utilizada como base para comparação com os resultados das variações de cada parâmetro em simulações posteriores.

As comparações dos dados gerados durante a análise de sensibilidade foram realizadas para a cota, vazão e temperatura nas profundidades de 1m, 5m, 10m, 15m, 20m, e 28m (1m do fundo) , no ponto C de monitoramento do Lago Paranoá.

Na Tabela 5.4 é apresentada a variação média da temperatura (para mais e para menos) dos resultados das simulações com alteração dos parâmetros em relação à simulação de base. Essa variação é representada por meio do erro relativo, expresso em porcentagem.

Tabela 5.4 – Variação média (%) das simulações da temperatura com alteração dos parâmetros em relação à simulação base.

Parâmetros	Temp. 1m	Temp. 5m	10m simul.	Temp. 15m	Temp. 20m	Temp. 28m	Média
ALBEDO	0.099	0.092	0.070	0.041	0.033	0.026	0.060
AX	0.081	0.079	0.054	0.041	0.040	0.038	0.055
AZMAX	0.126	0.099	0.077	0.046	0.054	0.069	0.078
BETA	0.191	0.169	0.094	0.058	0.067	0.079	0.109
CBHE	0.130	0.109	0.081	0.050	0.058	0.146	0.096
DX	0.107	0.087	0.063	0.042	0.051	0.060	0.068
FI	0.115	0.095	0.070	0.047	0.050	0.046	0.070
FRICT	0.269	0.278	0.489	0.319	0.355	0.308	0.336
TSEDF	0.133	0.093	0.077	0.049	0.046	0.044	0.074
WSC	0.349	0.295	0.165	0.105	0.088	0.100	0.183

A alteração nos valores dos parâmetros foi de 10%, contudo não houve diferença dessa ordem de grandeza entre a simulação base e as simulações com alteração nos parâmetros. A maior variação foi para o parâmetro FRICT (coeficiente de atrito de fundo) para a temperatura a 10m de profundidade, 0,489%, que significa que a alteração desse parâmetro em 10% alterou a temperatura a 10m de profundidade em aproximadamente 0,5%.

Quanto maior a variação significa que é maior a diferença entre a simulação de base e a simulação com a alteração no parâmetro. Assim, o parâmetro tem maior influência no modelo. Para obter um único valor da variação foram calculadas as médias para cada parâmetro. Utilizando os valores dessas médias, foi feita a classificação dos parâmetros com maior influência no modelo. O resultado da classificação é apresentado na Tabela 5.5 em ordem decrescente de influência.

Cole & Wells (2008) e Wells (2011) citam que o parâmetro WSC é o mais importante no processo de calibração, pois tem interferência direta nos processos físicos que ocorrem no lago. Então, os autores recomendam que esse parâmetro deve ser calibrado primeiro. Apesar disso, a análise de sensibilidade realizada o elencou como o segundo mais importante, o que de certa forma ainda está de acordo com o que os autores recomendam.

Berger *et al.* (2005) também citam o coeficiente de abrigo/atenuação do vento (WSC) como o mais sensível no processo de calibração do Lago Laurence, estado de Oregon – EUA. Além desse parâmetro, os autores relatam que a temperatura das águas subterrâneas

que infiltram no reservatório e a precisão na representação das vazões de saída são parâmetros de grande importância na construção do modelo hidrodinâmico desse Lago.

Tabela 5.5 – Classificação dos parâmetros de maior influência no módulo hidrodinâmico do modelo construído para o Lago Paranoá – DF.

Posição	Parâmetro	Descrição	Valor médio da variação
1	FRICT	Coeficiente de atrito do fundo (Chezy)	0.252
2	WSC	Coeficiente de abrigo/atenuação do vento	0.138
3	BETA	Fração da radiação solar incidente absorvida na superfície da água.	0.082
4	CBHE	Coeficiente de troca de calor do fundo.	0.072
5	AZMAX	Valor máximo do coeficiente de difusão vertical	0.059
6	TSEDF	Calor absorvido pelo sedimento que é transferido de volta para a coluna de água.	0.055
7	FI	Fator de atrito interfacial.	0.053
8	DX	Coeficiente de dispersão horizontal da temperatura e variáveis de qualidade da água	0.051
9	ALBEDO	Albedo	0.045
10	AX	Coeficiente de dispersão horizontal da quantidade de movimento	0.041

O parâmetro FRICT foi elencado como o mais influente no modelo. Esse parâmetro tem maior influência em rios ou lagos rasos, pois a vazão produz maiores efeitos nesses tipos de ambientes e é utilizada principalmente na calibração da cota. Os efeitos do parâmetro FRICT relacionados a temperatura podem ser entendidos no sentido de que esse parâmetro por ter influência na vazão, promove movimento da massa de água, renovando o volume de água por outros com temperaturas diferentes.

Era previsto que os parâmetros BETA, CBHE e AZMAZ estivessem entre os mais influentes no modelo hidrodinâmico, utilizando como variável de controle a temperatura, pois ambos estão relacionados com o processo de troca de calor. O ALBEDO é o parâmetro que define a relação entre a radiação solar refletida e incidente e também está relacionado com os processos térmicos que ocorrem no sistema. Contudo o mesmo ficou em penúltimo lugar na lista dos dez parâmetros de maior influência no modelo do Lago Paranoá (Tabela 5.5).

5.5 CALIBRAÇÃO DO MÓDULO HIDRODINÂMICO

Depois de selecionados e ordenados os principais parâmetros de influência no modelo foi necessário determinar o melhor valor para cada um deles. Inicialmente foi necessário saber se era necessário aumentar ou diminuir o valor de cada parâmetro.

Para verificar se o valor do parâmetro deveria ser aumentado ou diminuído foram observadas as variações das simulações com alteração dos parâmetros para mais (+10%) e para menos (-10%) comparando-se os resultados com os dados observados. Nesse caso, a temperatura também foi utilizada como variável de controle. Se os resultados obtidos com a alteração do parâmetro para menos possuísse menor variação então o valor do parâmetro seria diminuído e se os resultados obtidos com a alteração do parâmetro para mais possuísse menor variação então o valor do parâmetro seria aumentado, pois quanto menor a variação mais os dados simulados se aproximam dos observados (maior aderência).

Essa variação mencionada é expressa pelo erro relativo (%) e foi calculada a média para a temperatura das profundidades, 1m, 5m, 10m, 15m, 20m, e 28m. Na Tabela 5.6 é apresentada essa informação e outras relativas o processo de calibração, como por exemplo, o valor inicial, o valor da alteração para mais e para menos, as médias da variação com a alteração dos parâmetros para mais e par amenos, o valor máximo e mínimo de cada parâmetro, entre outras.

Os valores iniciais apresentados são os mesmos utilizados na simulação base e partir deles foi realizado o processo de calibração. Para alguns parâmetros não se tem uma valor máximo ou mínimo definido, mas os valores adotados são tais que possuem bases físicas e significado real.

Conforme detalhado na metodologia, foram utilizadas ferramentas estatísticas (erro médio – EM, erro médio absoluto – EMA, erro padrão – EP, erro relativo – ER, coeficiente de correlação – CC, coeficiente de determinação – CD e coeficiente de Nash–Sutcliffe – CN) no processo de calibração para avaliar o desempenho do modelo frente às alterações nos parâmetros e comparação com os dados observados. Para a obtenção de um único valor para cada uma dessas ferramentas estatísticas, a cada alteração de um parâmetro foi calculada a média das mesmas (temperatura nas diversas profundidades).

Tabela 5.6 – Calibração dos parâmetros do modelo CE–QUAL–W2 para simulação do Lago Paranoá – DF.

Parâmetro	Unidade dos parâmetros	Valor inicial	Parâmetro alterado para mais para determinar se aumenta ou diminui a partir do valor inicial	Parâmetro alterado para menos para determinar se aumenta ou diminui a partir do valor inicial	Média da variação com alteração do parâmetro para mais (%)	Média da variação com alteração do parâmetro para menos (%)	Status	Valor mínimo	Valor máximo	Passo de alteração do parâmetro para calibração	Máximo e mínimo simulado
FRICT	m ^{1/2} /s	70	77	63	5.666	6.010	↑	0	–	5	70 a 150
WSC	–	0.77	0.847	0.693	5.772	5.850	↑	0	–	0.05	0.70 a 1.30
BETA	–	0.45	0.495	0.405	5.826	5.804	↓	0	1	0.05	0.10 a 0.45
CBHE	w/m ² s	0.30	0.330	0.270	5.797	5.820	↑	0	–	0.05	0.10 a 0.50
AZMAX	–	0.00001	0.000011	0.000009	5.817	5.819	↑	–	1	0.000005 e 0.00001	0.00001 a 0.0002
TSEDF	–	0.77	0.847	0.693	5.825	5.808	↓	0	1	0.05	0.50 a 0.90
FI	–	0.015	0.0165	0.0135	5.797	5.818	↑	0	–		–
DX	m ² /s	1	1.100	0.900	5.810	5.815	↑	0	–		–
ALBEDO	–	0.25	0.275	0.225	5.814	5.795	↓	0	1	0.01	0.10 a 0.22
AX	m ² /s	0.62	1.100	0.900	5.799	5.806	↑	0	–		–

Nas Figura 5.29 a 5.35 são mostrados os gráficos da evolução do processo de calibração utilizando essas ferramentas estatísticas e o valor de cada parâmetro calibrado. evolução

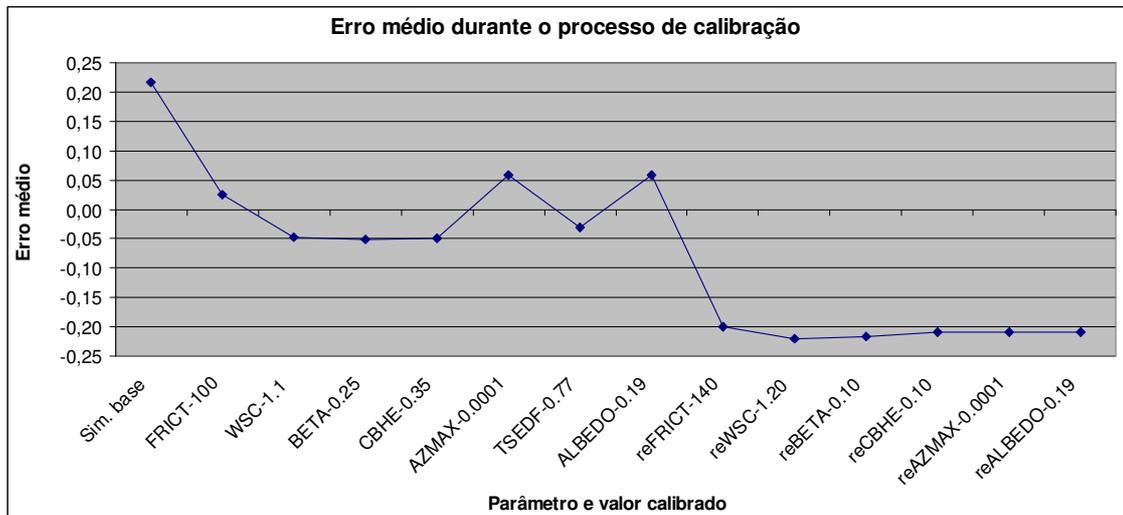


Figura 5.29 – Representação do erro médio durante processo de calibração do módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF.

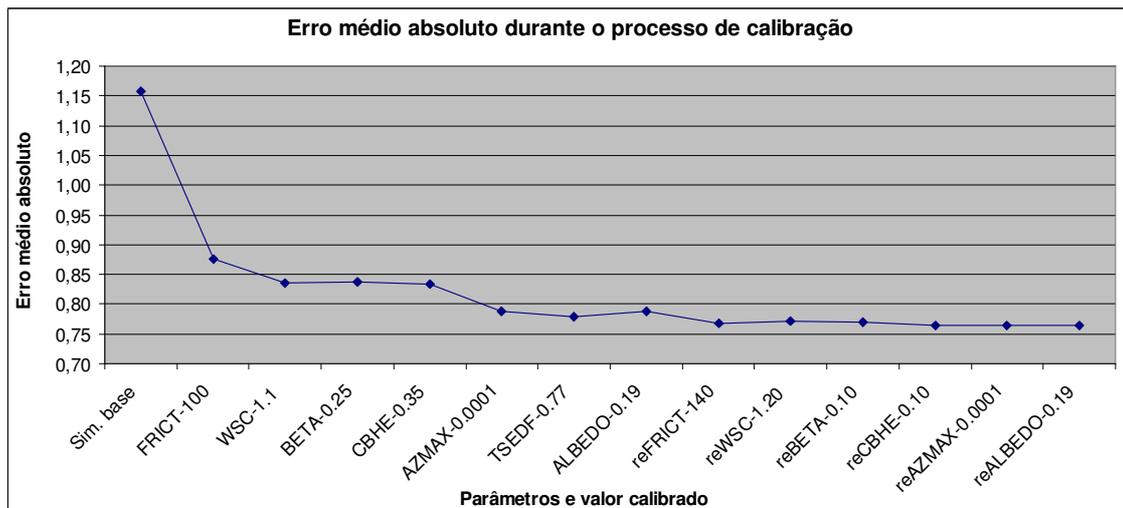


Figura 5.30 – Representação do erro médio absoluto durante o processo de calibração módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF.

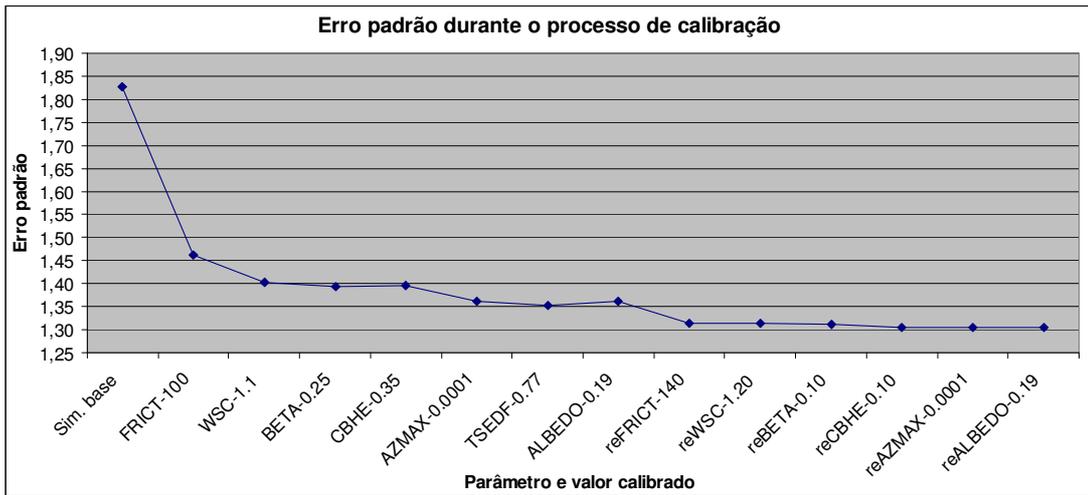


Figura 5.31 – Representação do erro padrão durante o processo de calibração módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF.

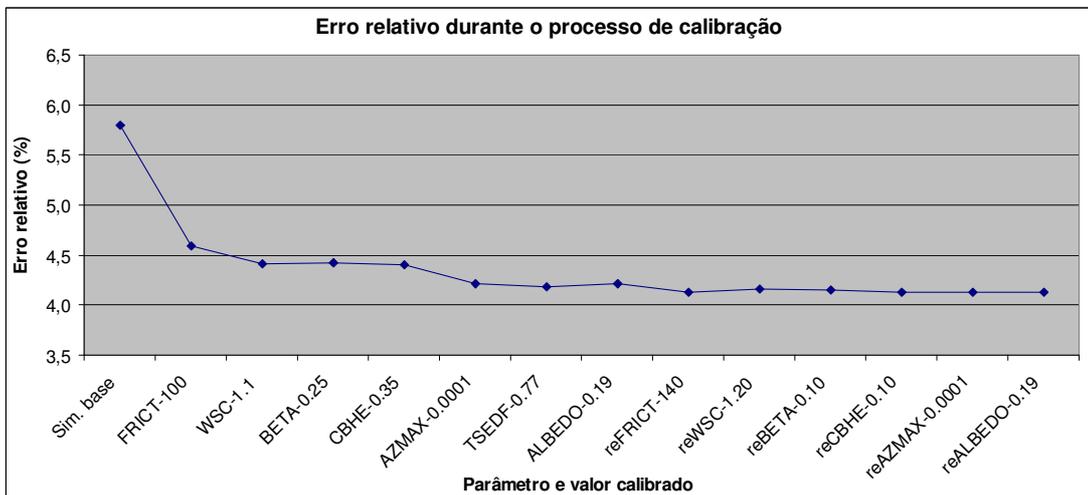


Figura 5.32 – Representação do erro relativo durante o processo de calibração do módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF.

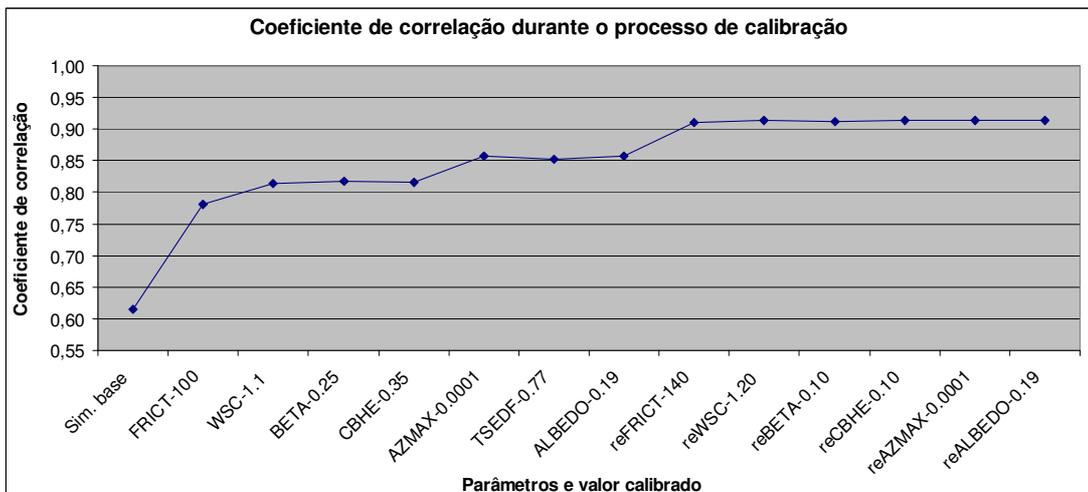


Figura 5.33 – Representação do coeficiente de correlação durante o processo de calibração do módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF..

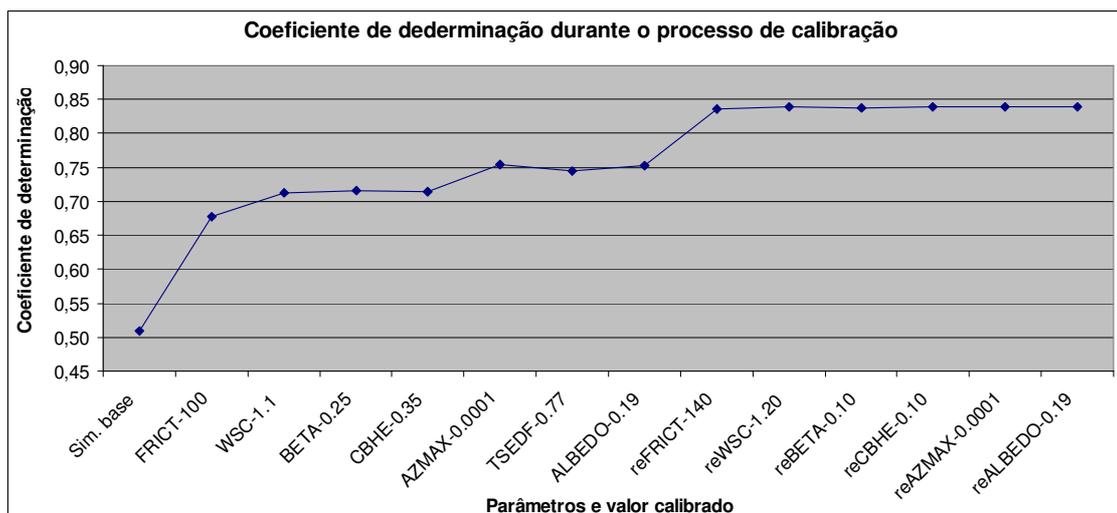


Figura 5.34 – Representação do coeficiente de determinação durante o processo de calibração do módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF..

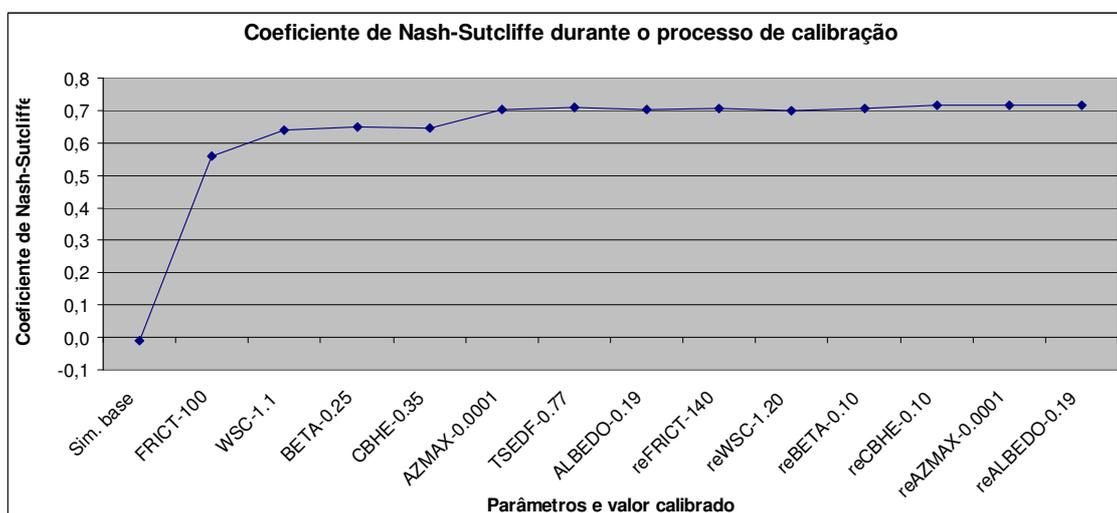


Figura 5.35 – Representação do coeficiente de Nash-Sutcliffe durante o processo de calibração do módulo hidrodinâmico do modelo do Lago Paranoá – DF..

A partir dos gráficos apresentados nas Figuras 5.29 a 5.35 é possível observar que a calibração dos dois primeiros parâmetros promove uma melhora significativa nas simulações. A partir do terceiro parâmetro a melhora não foi significativa quando comparada com os dois primeiros.

Dessa forma, decidiu-se calibrar apenas os cinco primeiros parâmetros, pois a melhora nos resultados não seria tão significativa frente ao esforço necessário. Então, os valores dos cinco últimos parâmetros utilizados foram os valores iniciais, utilizados também para realizar a simulação de base.

Mesmo estando na penúltima posição, o albedo é um importante parâmetro que interfere diretamente no balanço de energia e conseqüentemente, pode interferir no processo de estratificação. Nesse sentido, o parâmetro ALBEDO também foi calibrado, mas como pode ser observado nos gráficos das Figuras 5.29 a 5.35 o resultado não melhorou com a calibração do mesmo, o que justifica e confirma a sua posição no penúltimo lugar de influência no modelo hidrodinâmico.

Após calibrar os cinco primeiros parâmetros e o ALBEDO, foi feita uma recalibração a fim de refinar os valores dos mesmos. No início do processo de recalibração foi verificado que nos dados observados de temperatura havia dois dados inconsistentes nos meses de julho e agosto de 2007, conforme descrito no item “5.2 – Análise dos dados utilizados no modelo”. Esses dados foram então excluídos das comparações entre as simulações e os dados observados e com isso houve uma melhora no erro padrão, no coeficiente de correlação e determinação. Não houve melhora no coeficiente de Nash–Sutcliffe porque esse coeficiente está relacionado com a aderência entre os resultados observados e simulados nos picos.

O processo de calibração e recalibração do módulo hidrodinâmico resultaram, então, nos valores dos parâmetros apresentados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 – Valores dos parâmetros calibrados.

Parâmetro	Unidade	Valor calibrado
FRICT	$m^{1/2}/s$	140
WSC	–	1.2
BETA	–	0.1
CBHE	w/m^2s	0.1
AZMAX	–	0.0001
TSEDF	–	0.77
FI	–	0.015
DX	m^2/s	1
ALBEDO	–	0.19
AX	m^2/s	0.62

No manual do modelo CE–QUAL–W2 (Cole e Wells, 2008) é mencionado que valores acima de 1 para o parâmetro WSC são recomendados pra locais onde o lago se encontra em locais de vale bem encaixado. Essa é uma característica do ponto C de monitoramento no Lago Paranoá, local para o qual foi realizada a calibração da temperatura. Berger *et al.*

(2005) determinaram valores diferentes para o parâmetro WSC em diferentes partes do lago estudado, Lago Laurance, no estado de Oregon – EUA. Nos segmentos próximos a barragem, determinaram o valor do parâmetro WSC igual a 0,75, e 0,60, para segmentos mais a montante. Gastaldini *et al.* (2001) e Gastaldini *et al.* (2002) calibraram o módulo hidrodinâmico do reservatório o Arroio Vacacaí–Mirim com os seguintes parâmetros: AX, DX, FRICT e WSC; e obtiveram os valores de 1m²/s, 1m²/s, 70 m^{1/2}/s 0,85, respectivamente.

Nas Figura 5.36 a 5.42 são apresentados os gráficos das cotas, vazões e temperaturas observadas, simulação de base e simulação com os parâmetros calibrados, temporalmente. Em seguida são mostrados na Tabela 5.8 os erros e coeficientes da simulação com os parâmetros calibrados que foram calculados para as séries temporais do período da calibração.

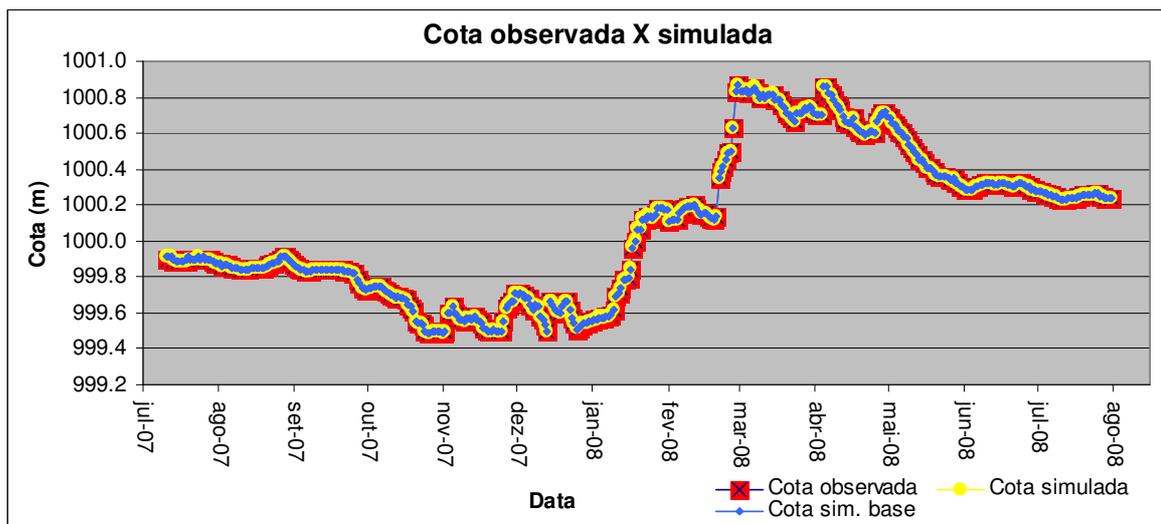


Figura 5.36 – Cota observada e simulada após a calibração do modelo do Lago Paranoá – DF.

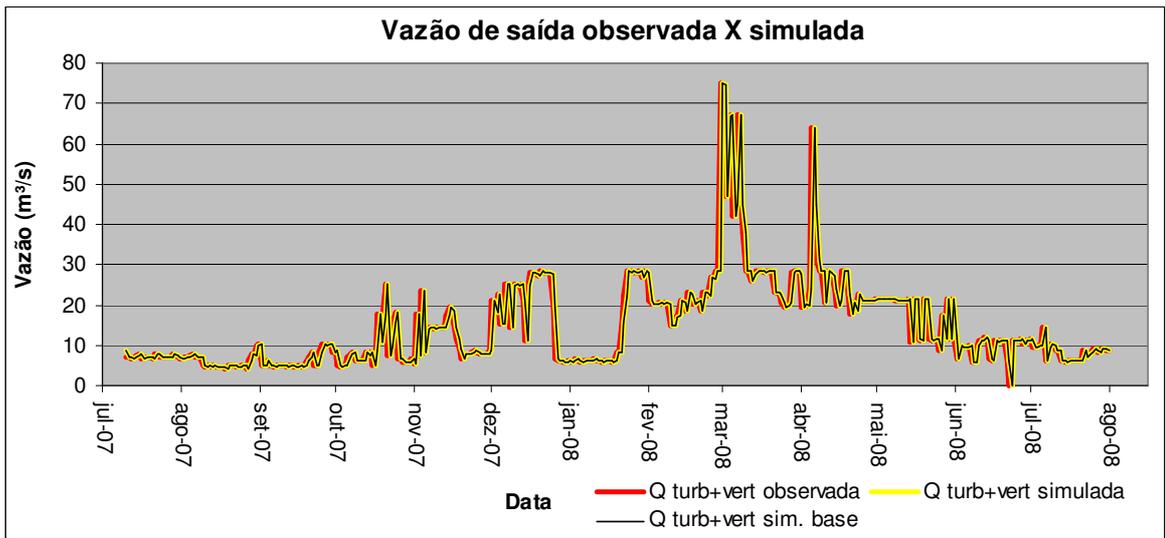


Figura 5.37 – Vazão observada e simulada após calibração do modelo do Lago Paranoá – DF.

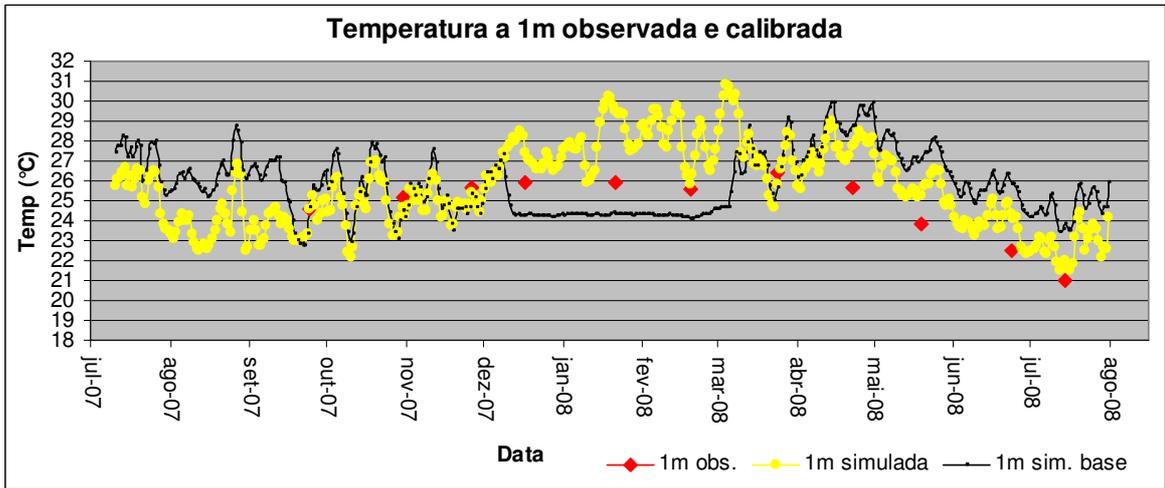


Figura 5.38 – Temperatura a 1m de profundidade observada e simulada do modelo do Lago Paranoá – DF.

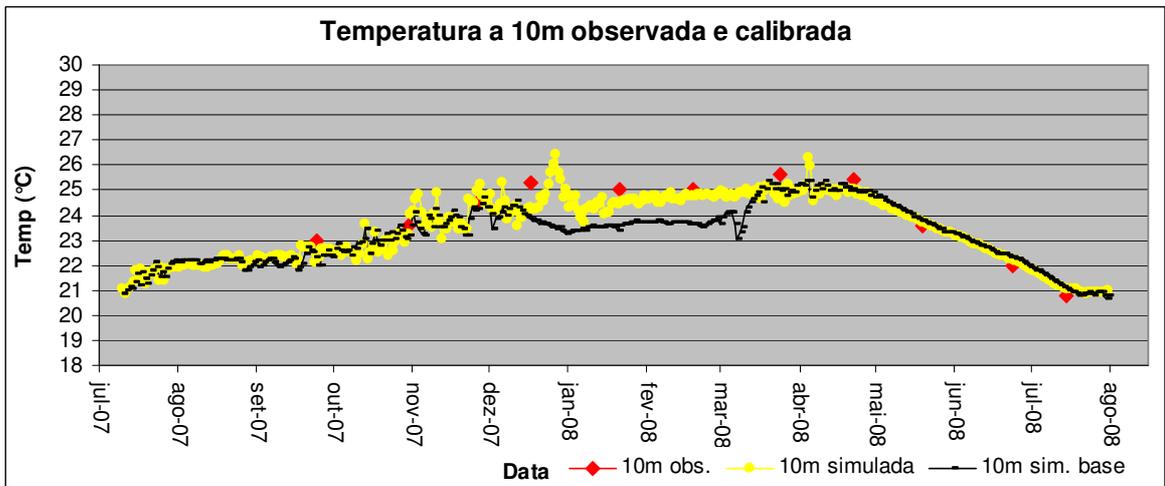


Figura 5.39 – Temperatura a 10m de profundidade observada e simulada do modelo do Lago Paranoá – DF.

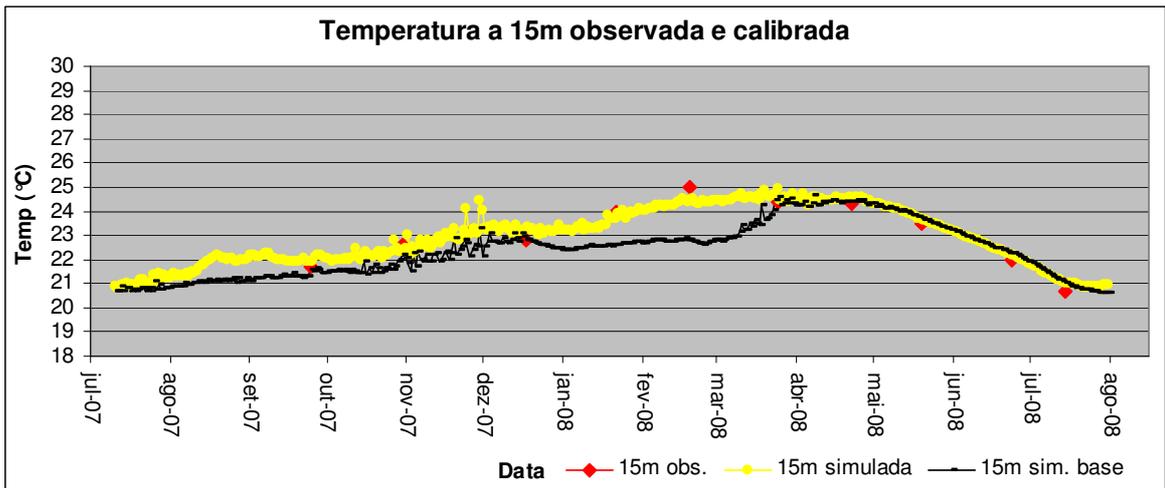


Figura 5.40 – Temperatura a 15m de profundidade observada e simulada – DF.

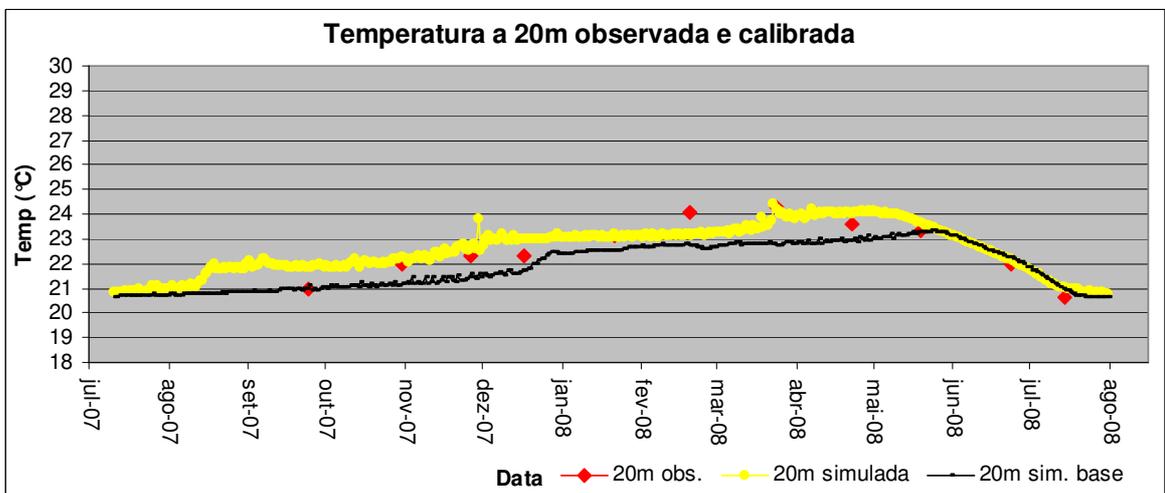


Figura 5.41 – Temperatura a 20m de profundidade observada e simulada do modelo do Lago Paranoá – DF.

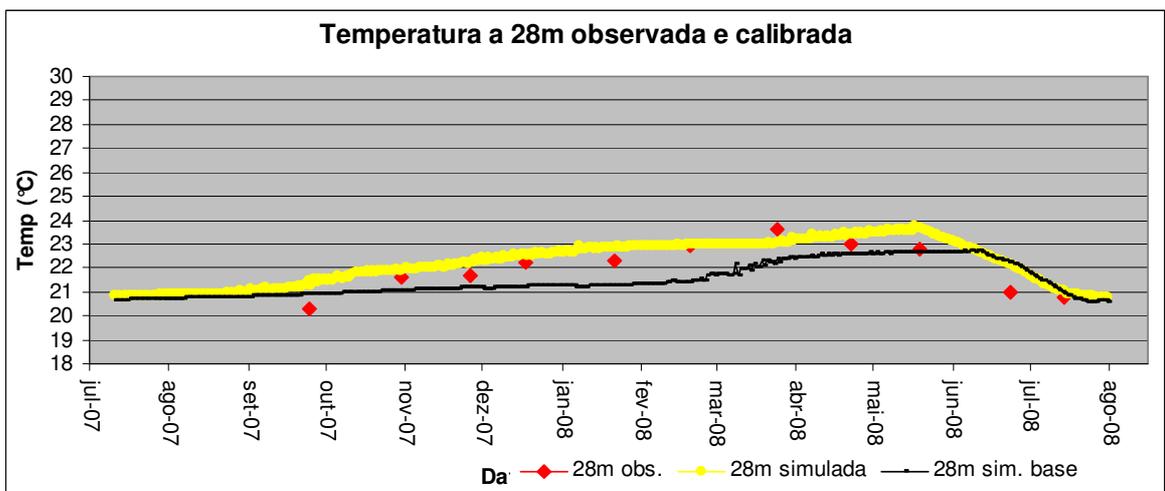


Figura 5.42 – Temperatura a 28m de profundidade observada e simulada do modelo do Lago Paranoá – DF.

Tabela 5.8 – Erros e coeficientes da simulação do Lago Paranoá – DF com os parâmetros calibrados.

	Cota (m)	Vazão (m ³ /s)	Temp. a 1m (°C)	Temp. a 10m (°C)	Temp. a 15m (°C)	Temp. a 20m (°C)	Temp. a 28m (°C)
EM (m; m ³ /s; °C)	-0,001	0,016	-0,944	0,229	-0,073	-0,229	-0,463
EMA (m; m ³ /s; °C)	0,001	2,475	1,189	0,418	0,293	0,416	0,557
EP (m; m ³ /s; °C)	0,003	5,639	1,560	0,471	0,319	0,496	0,652
ER (%)	0,000	16,677	4,804	1,744	1,267	1,842	2,531
CC	1,000	0,871	0,7630	0,9652	0,9689	0,9321	0,8910
CD	1,000	0,759	0,582	0,932	0,939	0,869	0,794
CN	1,000	0,742	0,049	0,898	0,934	0,812	0,564
Observação: a quantidade de dados de cota e vazão observados foi igual a 388 e a quantidade de dados observados de temperatura foi igual a 11.							

Foram realizadas simulações e comparações para as cotas e vazões entre os dados simulados e observados apenas para verificar se o modelo está realizando o balanço hídrico de forma adequada. Nas Figura 5.36 e 5.37 pode-se observar que as cotas e vazões se ajustam bem aos dados observados, conforme foi confirmado com os dados apresentados na Tabela 5.8. Também na simulação de base, os dados de cota e vazão simulados se ajustavam bem os dados observados. Isso se deve ao fato das entradas e saídas quantitativas do sistema estarem bem representadas no modelo, confirmadas pelos coeficientes de correlação – CC, de determinação – CD e de Nash–Sutcliffe – CN. Apesar terem sido apresentados valores significativos dos coeficientes para a vazão, o EMA, EP e ER apresentaram valores mais elevados. Esse problema se deve ao fato que a vazão simulada está com um déficit de um dia em relação das vazões observadas, isso é claramente visível quando o gráfico da vazão é expandido.

A temperatura da água simulada a 1 metro de profundidade apresentou grande quantidade de ruídos devido à interferência direta da ação da radiação solar e do vento. Dessa forma, os erros foram maiores e os coeficientes menores, quando comparando com as outras temperaturas. Gastaldini *et al.* (2002) relatam que também tiveram dificuldades na calibração da temperatura nas camadas superficiais, que normalmente foram inferiores as observadas.

Na simulação de base, entre o começo do mês de dezembro de 2007 até final de fevereiro de 2009, os dados apresentam pouca variação (Figura 5.38). Os dados de radiação utilizados para o preenchimento dessa falha foi a média mensal das normais climatológicas do DF, mas para as simulações seguintes essa falha de dados foi preenchida com dados do ano de 2000 e 2001. Esse era o período de dados contínuo mais próximo ao período simulado, lacunas em dados de outras variáveis também foram preenchidas com dados desse período.

Por meio desse erro inicial foi possível observar a grande influência que a radiação solar tem no sistema, principalmente nas camadas superiores. Contudo foi possível observar interferência até a profundidade de 10m, como pode ser visto na Figura 5.39.

Nas demais profundidades a presença de ruídos é menos significativa e a simulação com os parâmetros calibrados não apresenta grande diferença em relação à simulação base mas se ajustam melhor as dados observados. Segundo uma classificação proposta por Gotschalk e Motovillow (2000) *apud* Collishonn (2001), considerando o perfil de temperatura no ponto C de monitoramento, local próximo a barragem, o modelo hidrodinâmico construído para o Lago Paranoá varia de adequado e bom ($CN > 0.75$) a aceitável ($0.75 > CN > 0.36$), com exceção da temperatura a 1m de profundidade em que o CN foi igual a 0.049, por causa, justamente, dos ruídos.

Cole e Wells (2008) citam 70 reservatórios em diversos países que foram modelados utilizando o modelo de qualidade da água CE-QUAL-W2 e que o EMA foi inferior a 1 °C na calibração da temperatura de todos os sistemas. Bereger *et al.* (2005) também obtiveram valores de EMA e EP inferiores a 1°C na calibração da temperatura, com variações de 0,53 a 0,76 e 0,59 a 0,84, respectivamente. No presente estudo apenas a temperatura superficial, 1m de profundidade, apresentou EMA superior a 1 °C, 1,189 °C. Isso mostra que a calibração hidrodinâmica do modelo apresentou resultados satisfatórios.

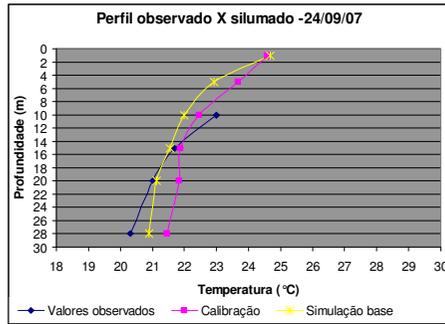
Mortiz (2007) que também utilizou o mesmo modelo de qualidade da água no Reservatório da Usina Hidrelétrica Barra Grande, no rio Pelotas (Santa Catarina e Rio Grande do Sul), obteve valores dos erros médios absolutos um pouco superiores após a calibração da temperatura em diversas profundidades: EMA na superfície igual a 1.59 °C, EMA a 10m

de profundidade igual a 2,74 °C, EMA a 20m de profundidade igual a 1.96 °C, EMA a 50m de profundidade igual a 0.82 °C e EMA a 100m de profundidade igual a 1.82 °C.

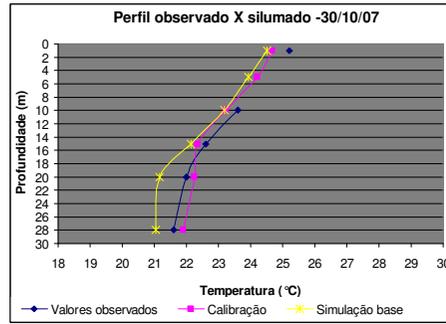
Na Figura 5.43 são apresentadas as comparações entre os perfis de temperatura resultantes do processo de calibração para cada mês com os perfis de temperatura observados. Os perfis de temperatura da simulação de base, a partir da qual se iniciou o processo de calibração, também são mostrados nas figuras. Assim é possível observar o progresso da calibração por meio dos perfis. Vale ressaltar que os dados observados referem-se ao ponto C de monitoramento no Lago, próximo a barragem (dados CAESB).

O modelo conseguiu reproduzir razoavelmente bem a termoclina, que caracteriza a estratificação térmica, nos meses de novembro a fevereiro, conforme é mostrado nas Figura 5.43 (C) a (F). Esses meses estão no período que normalmente ocorre a estratificação, quando é possível observar o epilímnio, metalímnio e hipolímnio, que representam as camadas superficial, intermediária e profunda, respectivamente. Também é possível observar que o período de mistura ou circulação total, quando as temperaturas das camadas são mais homogêneas, é bem representado pelo modelo, Figura 5.43 (I) a (K), e ocorre nos meses de maio a julho.

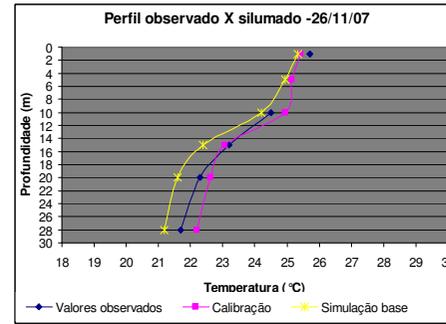
Conforme mencionado anteriormente e que pode se confirmado observando as Figura 5.43 (D), (E), (H) a (K), mesmo com os parâmetros calibrados, o modelo simula a temperatura a 1m de profundidade maior do que a temperatura observada.



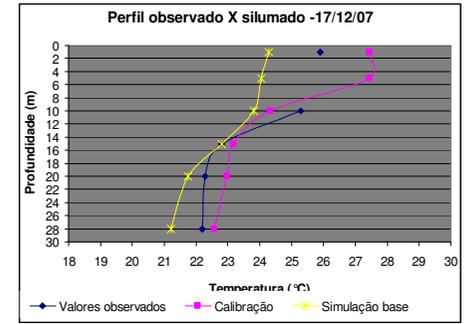
A) Perfil de temperatura set/2007.



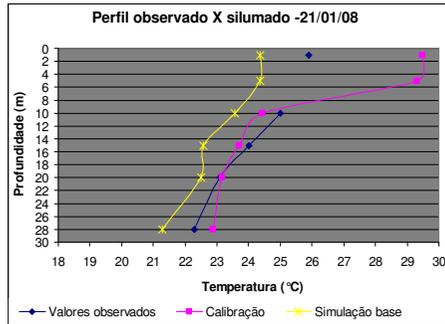
B) Perfil de temperatura out/2007.



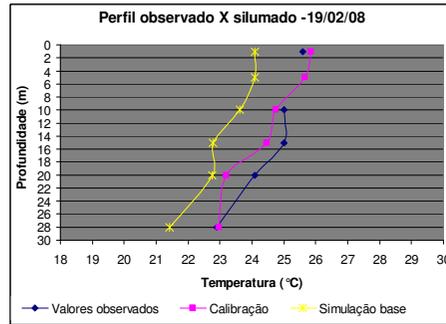
C) Perfil de temperatura nov/2007.



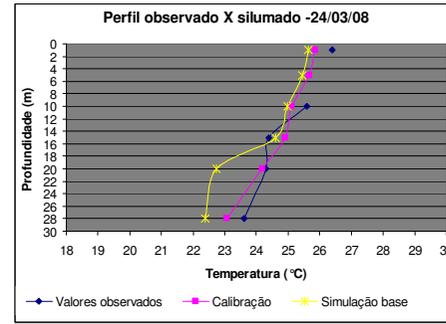
D) Perfil de temperatura dez/2007.



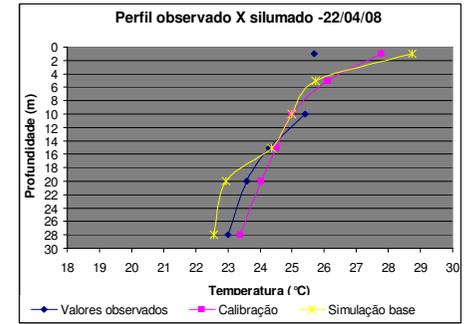
E) Perfil de temperatura jan/2008



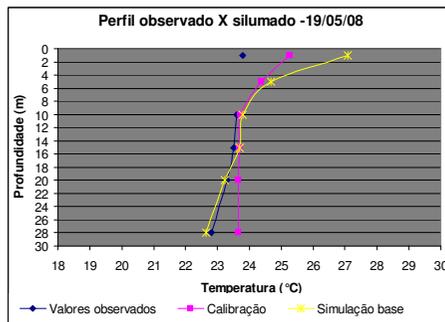
F) Perfil de temperatura fev/2008



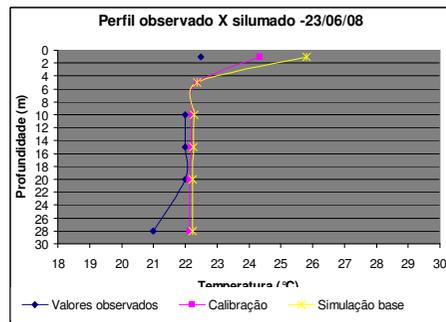
G) Perfil de temperatura mar/2008



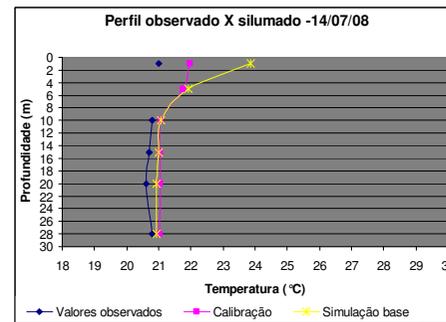
H) Perfil de temperatura abril/2008



I) Perfil de temperatura maio/2008



J) Perfil de temperatura jun/2008



K) Perfil de temperatura jul/2008

Figura 5.43 – Gráficos dos perfis de temperatura do Lago Paranoá – DF observados, calculados (calibrado) e da simulação de base no período de setembro de 2007 (A) a julho de 2008 (K).

5.6 VERIFICAÇÃO DO MÓDULO HIDRODINÂMICO

Após os parâmetros terem sido calibrados o modelo foi rodado com outro período de dados, agosto de 2008 a agosto de 2009. Esse procedimento teve como objetivo principal verificar a capacidade do modelo de representar outra situação com dados diferentes com esses mesmos parâmetros já ajustados ou calibrados.

Nas Figura 5.44 a 5.50 são apresentados os gráficos das cotas, vazões e temperaturas observadas e os resultados da verificação para cada um, temporalmente. Em seguida são mostrados na Tabela 5.9 os erros e coeficientes da verificação do modelo que foram calculados para as séries temporais do período da verificação.

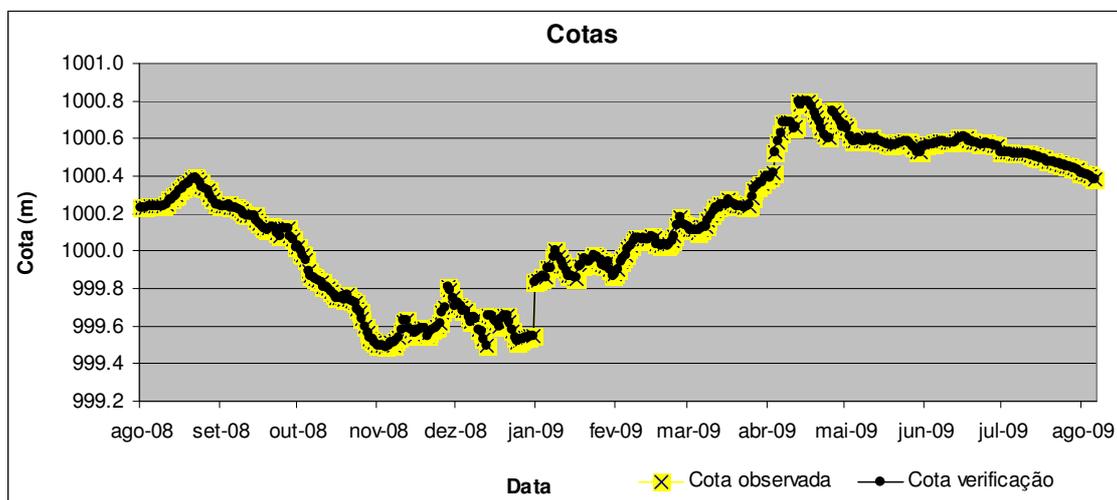


Figura 5.44 – Cotas observadas e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.

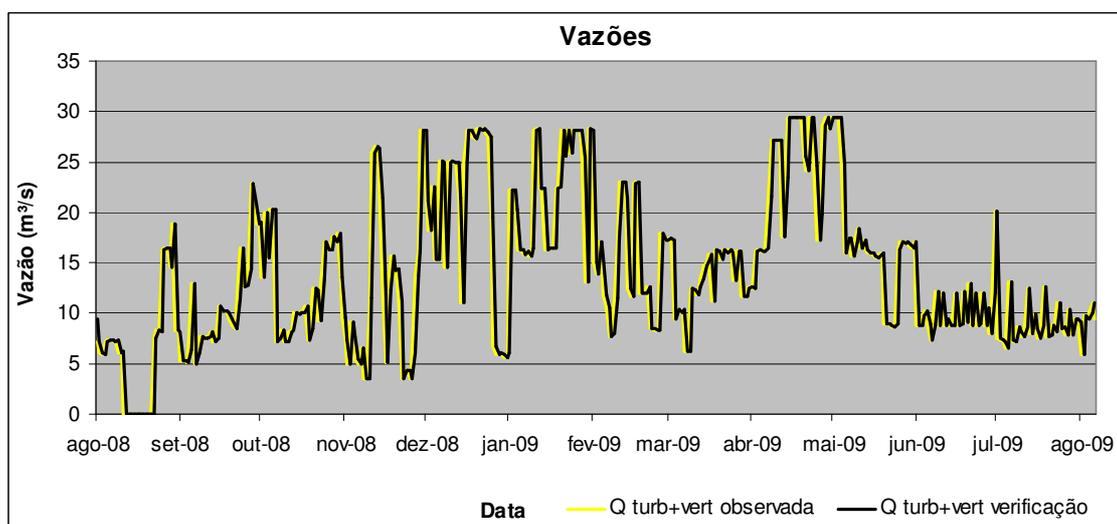


Figura 5.45 – Vazões observadas e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.

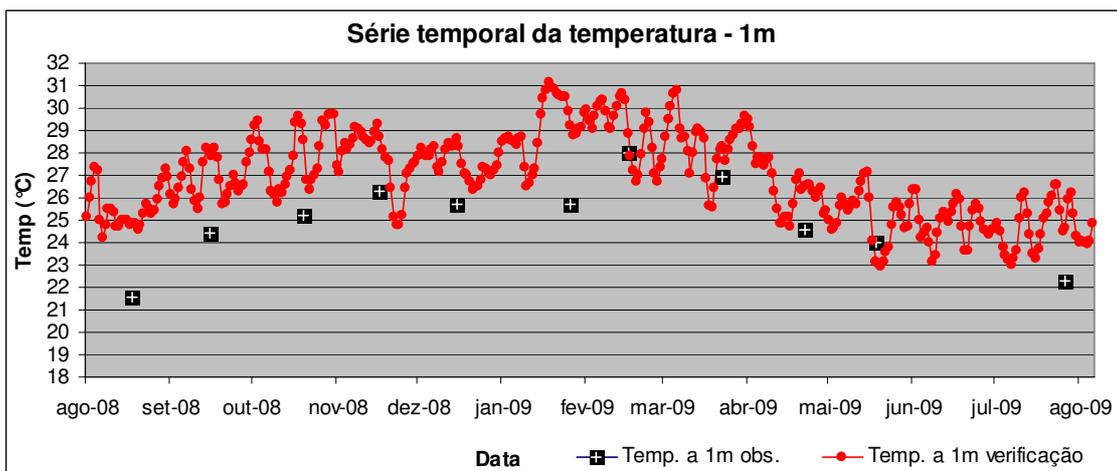


Figura 5.46 – Temperaturas a 1m de profundidade observadas e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.

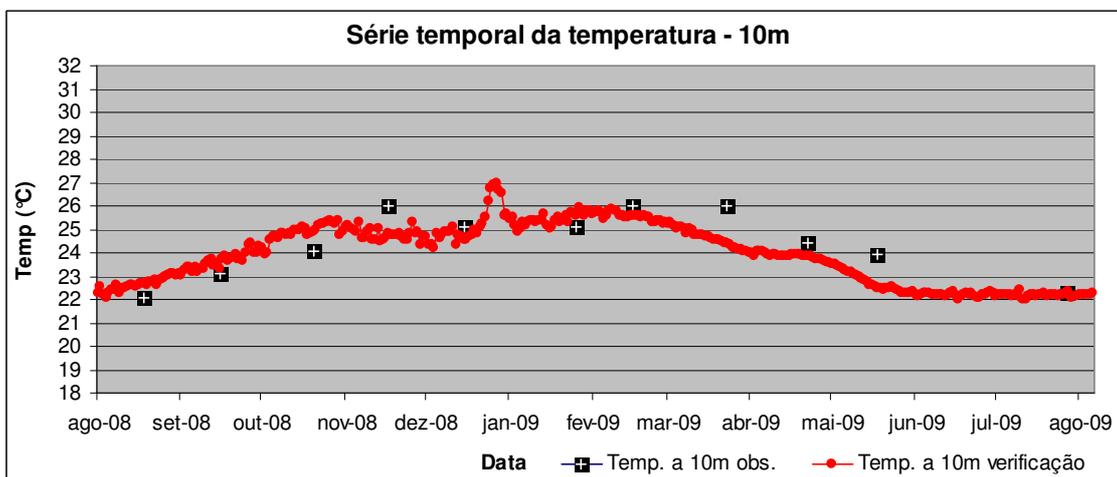


Figura 5.47 – Temperaturas a 10m de profundidade observada e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.

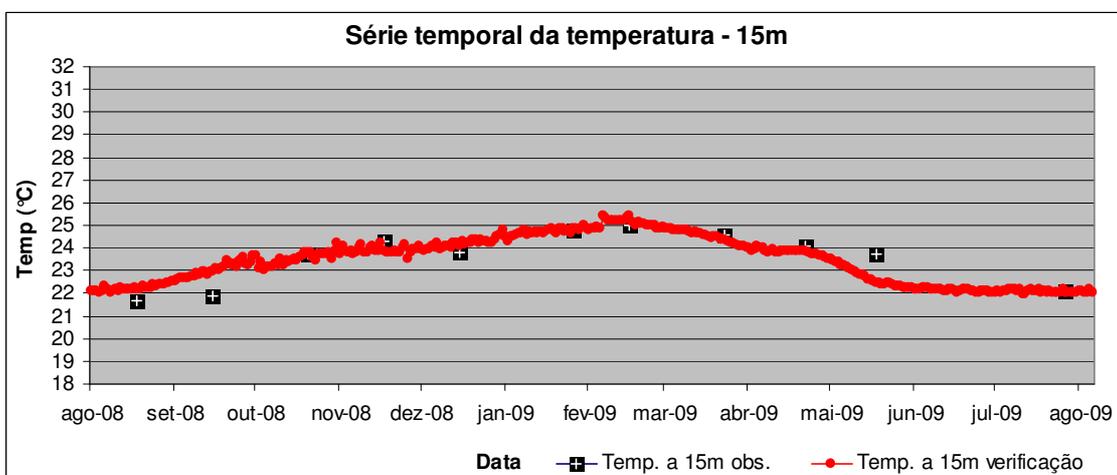


Figura 5.48 – Temperaturas a 15m de profundidade observada e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.

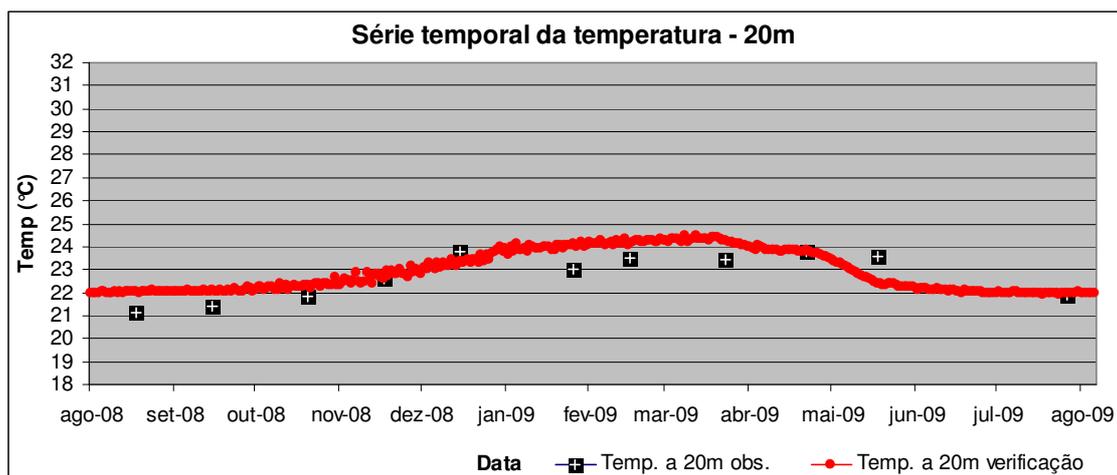


Figura 5.49 – Temperaturas a 20m de profundidade observada e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.

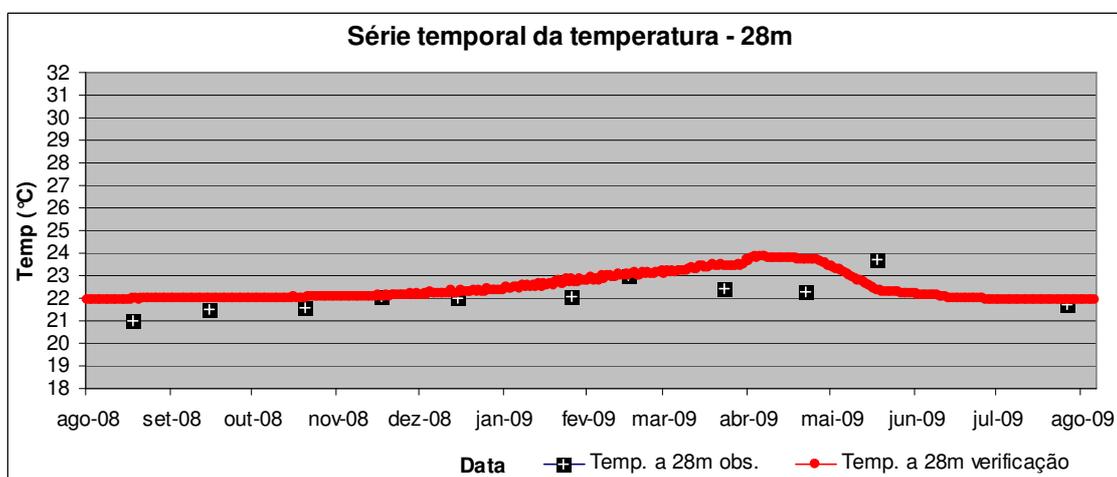


Figura 5.50 – Temperaturas a 28m de profundidade observada e calculadas (verificadas) do Lago Paranoá – DF.

Tabela 5.9 – Erros e coeficientes da verificação do modelo do Lago Paranoá – DF.

	Cota (m)	Vazão (m ³ /s)	Temp. a 1m (°C)	Temp. a 10m (°C)	Temp. a 15m (°C)	Temp. a 20m (°C)	Temp. a 28m (°C)
EM (m; m ³ /s; °C)	-0.001	0.000	-2.260	0.331	-0.014	-0.290	-0.389
EMA (m; m ³ /s; °C)	0.001	2.436	2.411	0.707	0.415	0.585	0.627
EP (m; m ³ /s; °C)	0.004	4.041	2.609	0.850	0.562	0.712	0.793
ER (%)	0.000	17.199	9.654	2.902	1.760	2.573	2.835
CC	1.000	0.853	0.7676	0.8186	0.8684	0.7561	0.4583
CD	1.000	0.728	0.589	0.670	0.754	0.572	0.210
CN	1.000	0.707	-1.099	0.610	0.751	0.450	-0.261

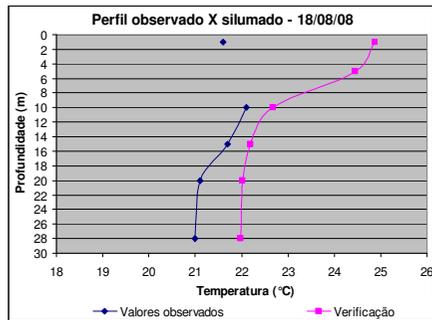
Obs.: Número de observações da cota e da vazão igual a 371 e das temperaturas igual a 11.

Conforme ocorreu na calibração, os resultados da simulação da verificação das cotas e vazões se ajustaram bem aos dados observados. As entradas quantitativas no sistema também foram bem representadas para o período de verificação, como pode ser observado nas Figura 5.44 e 5.45, indicando que o modelo representou bem o balanço hídrico. Os resultados referentes aos erros (EMA, EP e ER) da vazão (Tabela 5.9) apresentaram valores elevados. A justificativa para esses resultados é semelhante ao que foi relatado para a calibração. A vazão simulada no processo de verificação também apresentou um déficit ligeiramente maior que um dia.

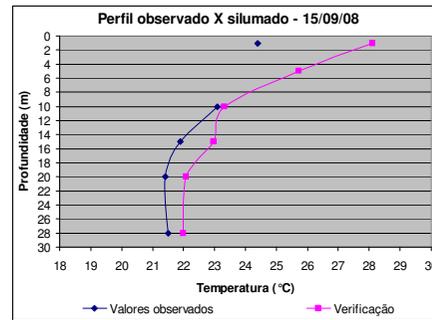
A temperatura a 1m de profundidade, assim como na calibração, apresentou os resultados menos satisfatórios também na verificação do modelo, conforme pode ser observado na Tabela 5.9. A explicação para isso também é a forte influência da radiação solar e do vento. Contudo, observando a Figura 5.46 é possível verificar que a simulação está deslocada para cima em relação aos dados observados e segue o mesmo comportamento desses. Nas Figura 5.47 a 5.50 é possível observar que as temperaturas a 10m, 15m, 20m e 28m de profundidade na coluna de água também seguem o mesmo comportamento das temperaturas observadas.

Apesar disso, a verificação da temperatura a 28m não apresentou resultados satisfatórios, o CN ficou negativo, $-0,261$, CD igual a 0.21 e CC igual a 0.45 . Mesmo assim o EMA para essa profundidade apresentou valor inferior a $1\text{ }^{\circ}\text{C}$. A temperatura das demais profundidades apresentou resultados que variaram de adequado e bom ($\text{CN} > 0.75$), temperatura a 15m, a aceitável ($0.75 > \text{CN} > 0.36$), temperaturas a 10m e 20m de profundidade.

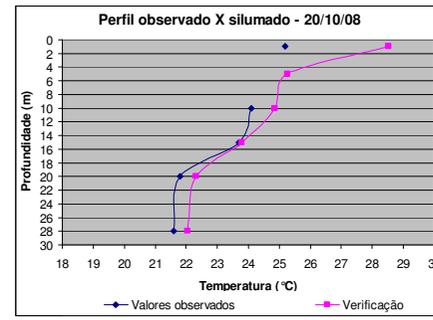
Na Figura 3.1 é mostrado detalhadamente os perfis de temperatura da verificação. Os resultados do mês de junho de 2009 não foram apresentados pois não haviam dados observados para esse mês. Mesmo com alguns erros e coeficientes piores em relação a calibração, a verificação do modelo também representou adequadamente os períodos de estratificação, quando ocorre a presença do epilímnio, metalímnio e hipolímnio, e de mistura, com temperatura mais uniforme em toda a coluna de água. Também como nas simulações anteriores, a temperatura a 1m de profundidade simulada foi maior que a observada.



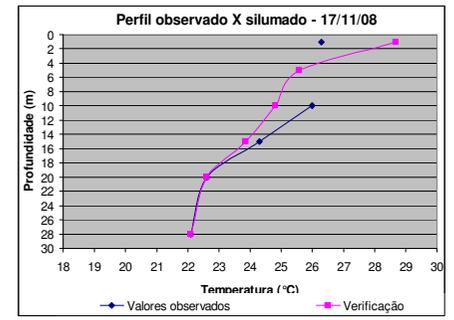
A) Perfil de temperatura ago/2008.



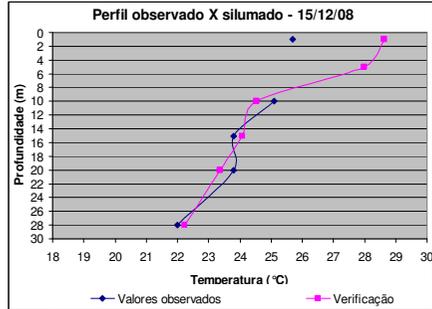
B) Perfil de temperatura set/2008.



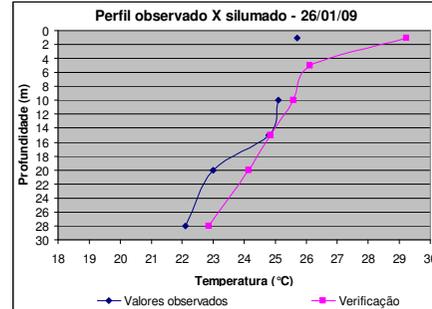
C) Perfil de temperatura out/2008.



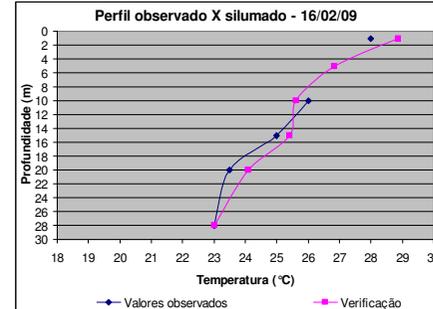
D) Perfil de temperatura nov/2008.



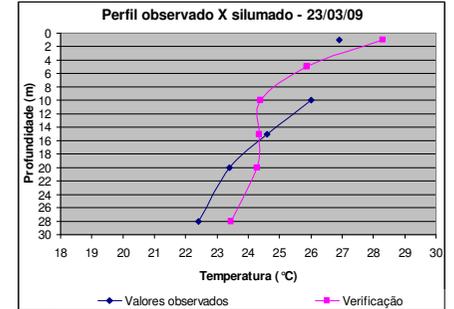
E) Perfil de temperatura dez/2008.



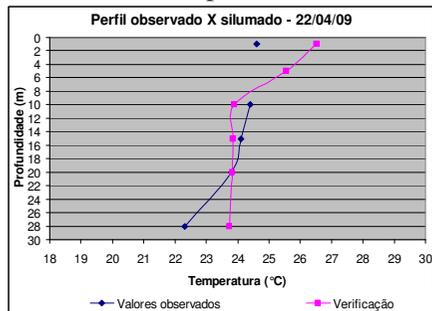
F) Perfil de temperatura jan/2009.



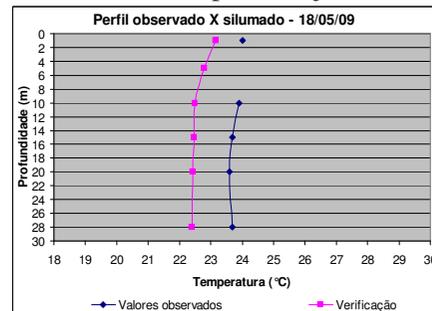
G) Perfil de temperatura fev/2009.



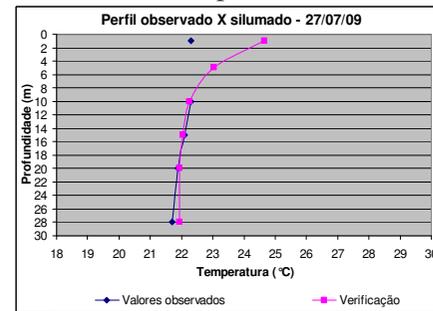
H) Perfil de temperatura mar/2009.



I) Perfil de temperatura abril/2009.



J) Perfil de temperatura maio/2009.



K) Perfil de temperatura jul/2009.

Figura 5.51 – Gráficos dos perfis de temperatura do Lago Paranoá verificado e observado para o período de agosto de 2008 (A) a julho de 2009 (K).

5.7 SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

A simulação da qualidade da água do Lago Paranoá – DF realizada no presente trabalho é um primeiro exercício acadêmico e de pesquisa utilizando o modelo CE-QUAL-W2. No decorrer da pesquisa o tempo disponível não foi suficiente para a calibração dos parâmetros relacionados às variáveis de qualidade da água e, por esse motivo, o módulo de qualidade da água foi rodado utilizando-se apenas os valores “default” do próprio modelo. A utilização da simulação sem a calibração dos parâmetros não calibrados não é o adequada, pois os resultados gerados podem não condizer exatamente com a realidade local. Contudo, no presente estudo essa simulação é importante para verificar se, mesmo dessa maneira, os resultados são coerentes, quais são as dificuldades e limitações, tanto em termos dos dados disponíveis quanto do próprio modelo, e se é possível a utilização dessa ferramenta na gestão da qualidade da água do Lago Paranoá.

Dessa forma, para simulação da qualidade da água foram selecionadas as seguintes variáveis: ortofosfato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio na forma de nitrito mais nitrato, matéria orgânica dissolvida facilmente degradável (LDOM), matéria orgânica dissolvida de difícil degradação (RDOM) e oxigênio dissolvido. Dependendo dos objetivos, em pesquisas futuras, existe a possibilidade de simular outras variáveis de qualidade da água, até 21 variáveis de qualidade da água concomitantemente.

A seguir, são apresentados, então, os resultados da simulação da qualidade da água do Lago Paranoá, a partir dos quais foram realizadas algumas inferências e análises. Nas Figura 5.52 a 5.56 são apresentados os gráficos com os dados de fósforo simulados e observados na forma de ortofosfato.

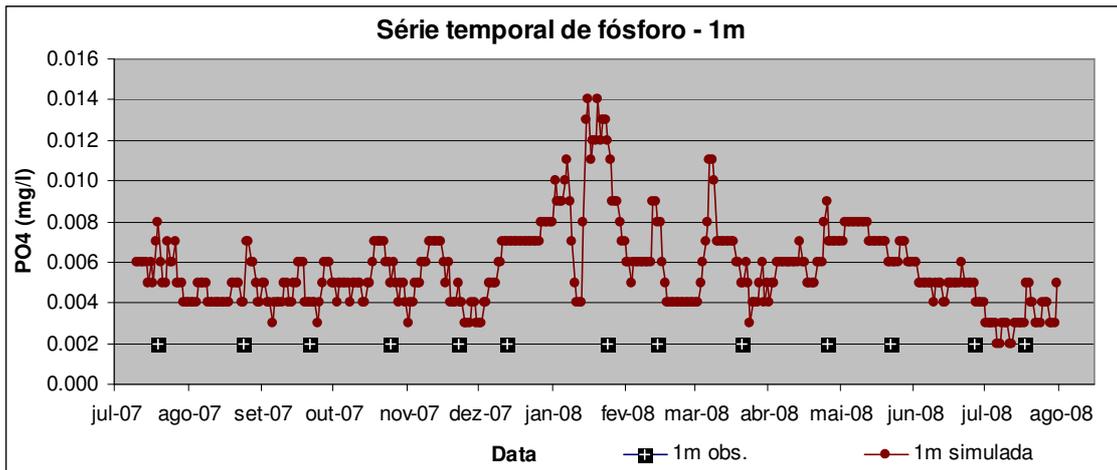


Figura 5.52 – Fósforo a 1m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.

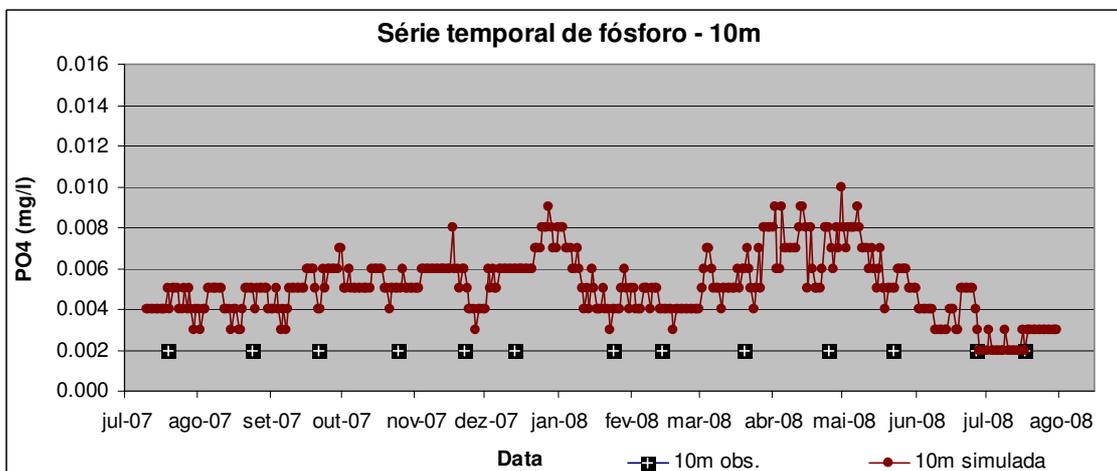


Figura 5.53 – Fósforo a 10m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.

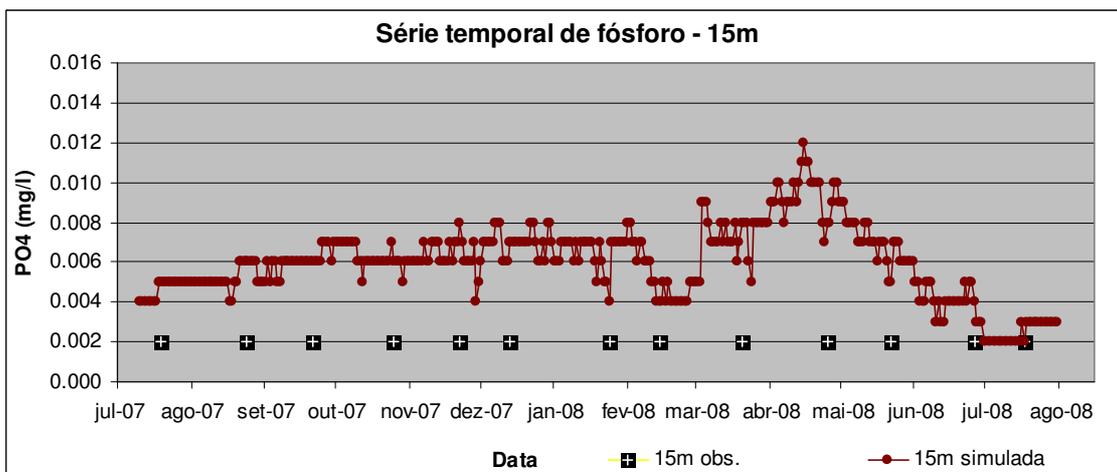


Figura 5.54 – Fósforo a 15m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.

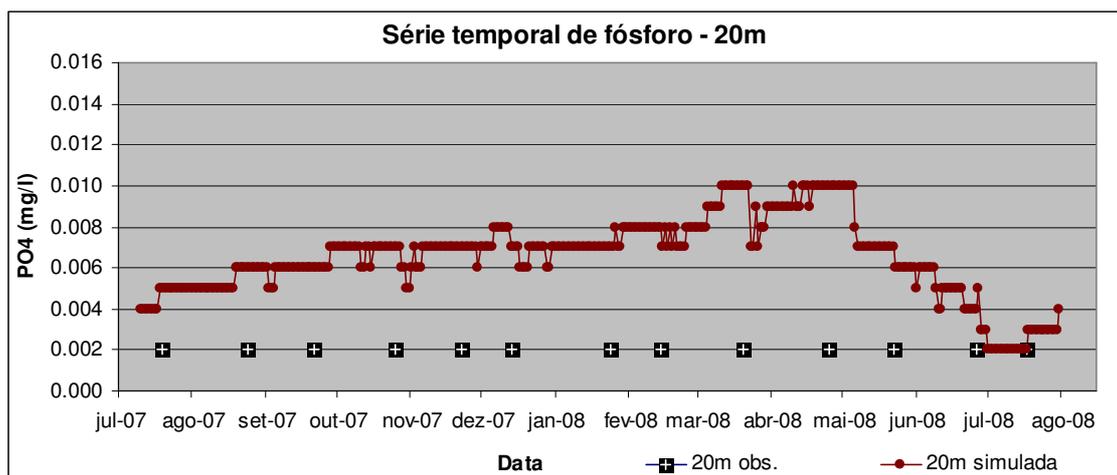


Figura 5.55 – Fósforo a 20m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.

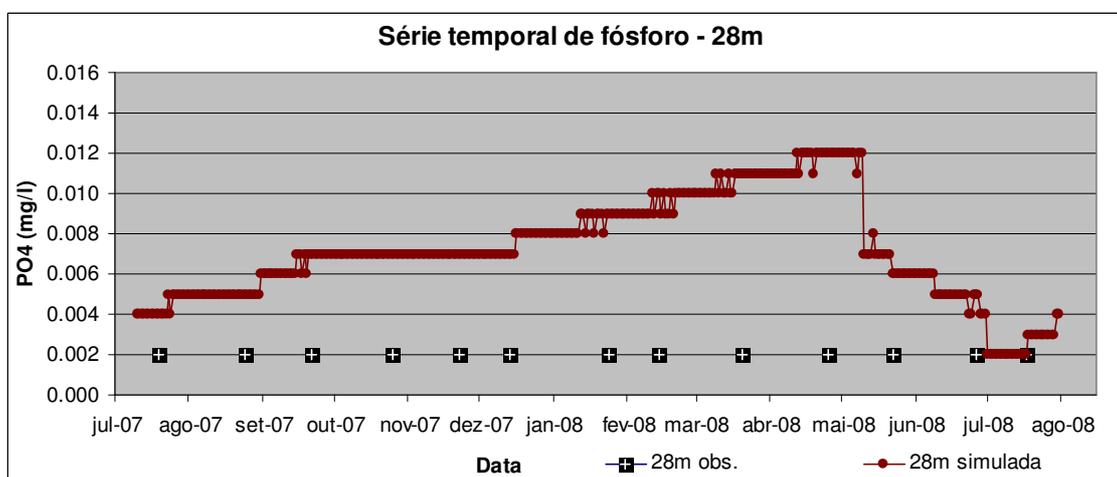


Figura 5.56 – Fósforo a 28m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.

A comparação entre os dados de ortofosfato simulados e observados não foi possível realizar de maneira adequada. Para o período dessa simulação, todos os dados de ortofosfato forma plotados nos gráficos com valor igual a 0,002mg/l. Esse é o limite de detecção da metodologia utilizada, dessa forma, os valores reais observados devem ser iguais ou menores a esse limite. Ainda assim, foi possível realizar algumas análises pertinentes ao processo de simulação do ortofosfato.

É possível observar que o modelo superestima as concentrações de fósforo em todas as profundidades analisadas. Também é evidente que os valores simulados são apresentados em patamares. As vazões da ETE Sul, importante fonte desse nutriente, também são em patamares, pois foi utilizado o valor da média mensal para todos os dias de cada mês.

Outra possível explicação, também relacionada aos dados de entrada no modelo é o fato dos dados de fósforo dos tributários serem mensais, valores esses que são interpolados pelo modelo.

Na superfície, a 1m de profundidade, as concentrações de fósforo simuladas são menores, pois pode ser que o modelo esteja considerando a interação desse nutriente com o fitoplâncton, que o consome e diminui a sua concentração (Figura 5.52).

Nos meses de dezembro de 2007 e janeiro de 2008 ocorreu uma elevação da concentração do fósforo na superfície. Talvez esse fato possa ser atribuído ao possível aumento no tempo de detenção do Lago Paranoá decorrente da diminuição da vazão turbinada, valores pouco superiores a $5\text{m}^3/\text{s}$ no mês de dez/07 (Figura 5.10), do aumento das vazões dos tributários nos meses de dez/07 e jan/08 (Figura 5.9) e um pequeno aumento da vazão na ETE Sul (Figura 5.22).

A partir de 10m de profundidade as concentrações do ortofosfato aumentam, o que pode ser em virtude de uma menor influência do fitoplâncton.

Nas Figuras 5.57 a 5.61 são apresentados os dados simulados e observados de amônia. Ambos os dados estão sob a forma de nitrogênio amoniacal. Em seguida, na Tabela 5.10 são apresentados os erros e coeficientes que mostram o desempenho da simulação da amônia.

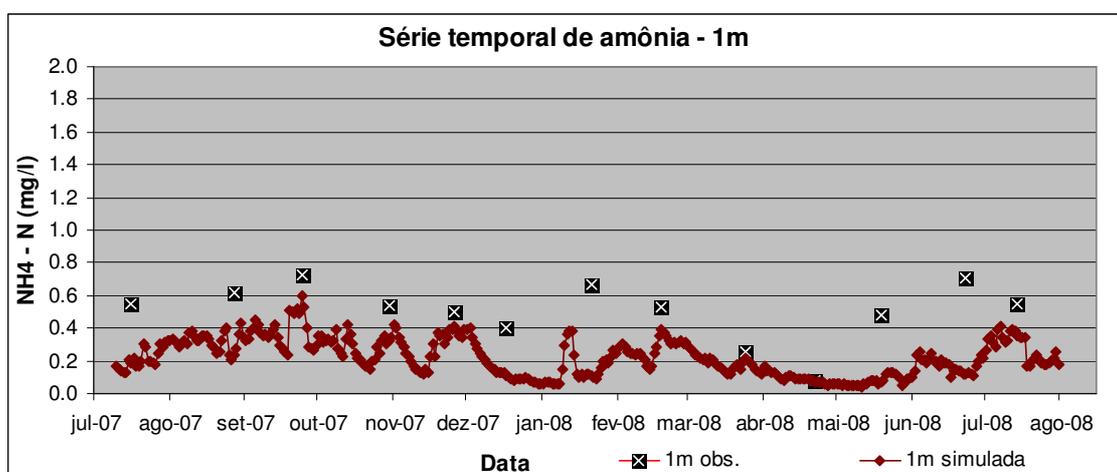


Figura 5.57 – Amônia a 1m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.

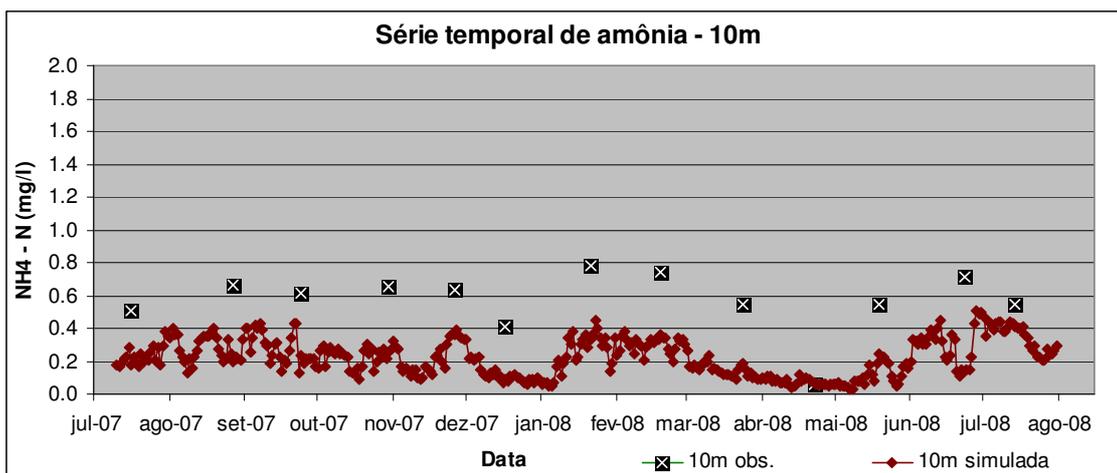


Figura 5.58 – Amônia a 10m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.

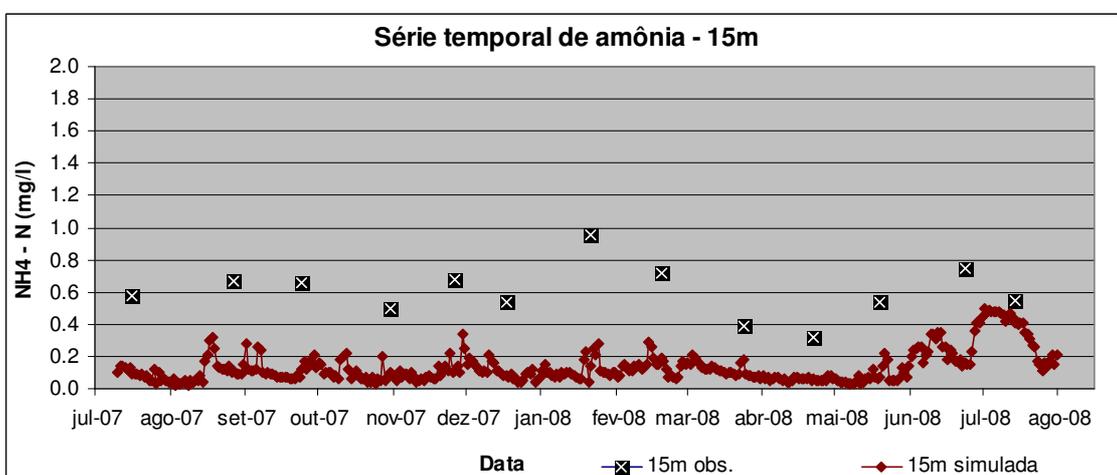


Figura 5.59 – Amônia a 15m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.

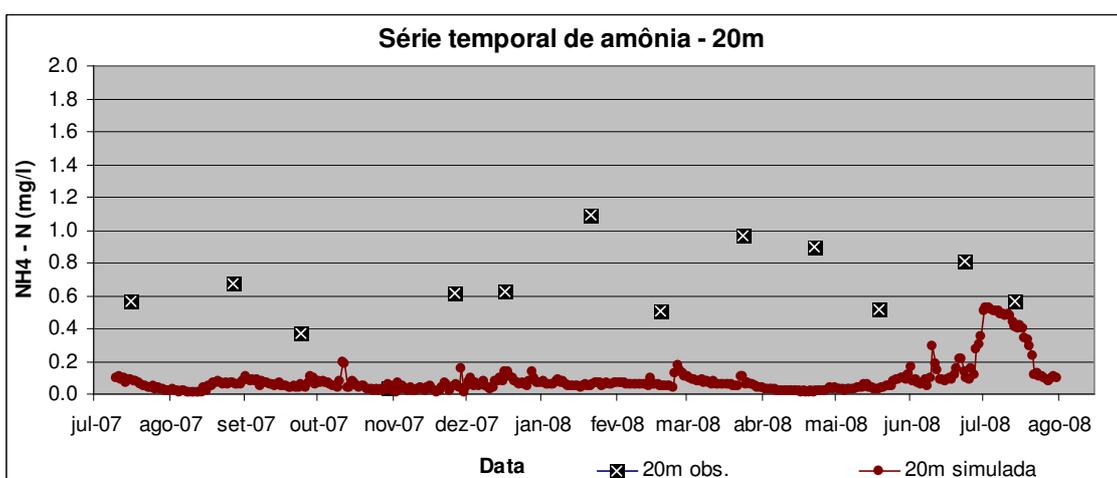


Figura 5.60 – Amônia a 20m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.

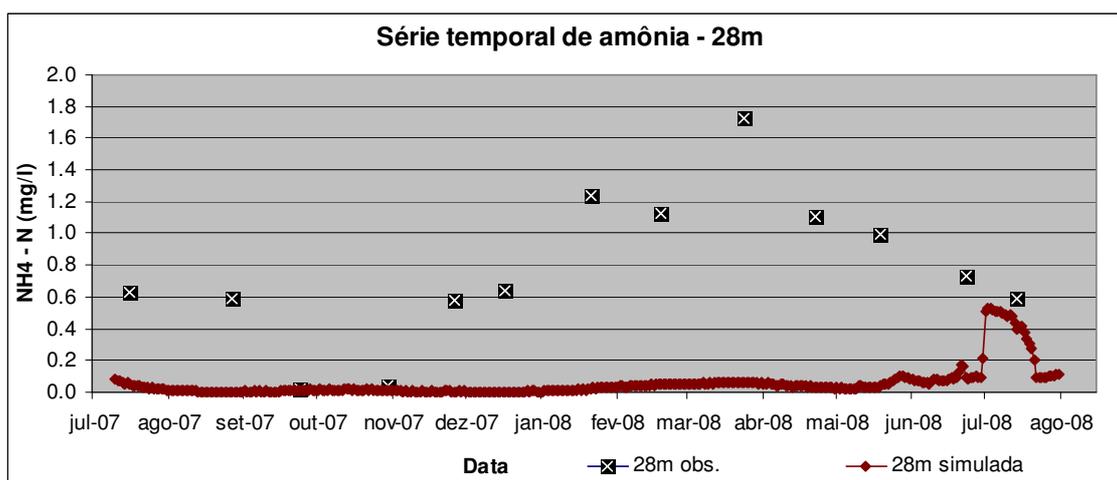


Figura 5.61 – Amônia a 28m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.

Tabela 5.10 – Erros e coeficientes da simulação da amônia para o Lago Paranoá – DF.

	1m	10m	15m	20m	28m
EM (m; m ³ /s; °C)	0.263	0.337	0.464	0.538	0.712
EMA (m; m ³ /s; °C)	0.263	0.338	0.464	0.541	0.712
EP (m; m ³ /s; °C)	0.320	0.365	0.496	0.607	0.848
ER (%)	51.878	59.222	76.794	85.285	92.476
CC	0.390	0.600	0.088	-0.028	0.014
CD	0.152	0.360	0.008	0.001	0.000
CN	-2.409	-3.277	-8.867	-4.423	-2.524

Observação: número de dados observados igual a 13.

O modelo subestimou as concentrações da amônia em todas as profundidades analisadas, por isso o EM ficou positivo. Apenas nas profundidades de 1m e 10m os resultados das simulações conseguiram acompanhar, de certa forma, o comportamento dos dados observados. Por isso, os erros e coeficientes apresentados para essas duas profundidades têm valores melhores em relação os demais, ainda assim os dados não foram satisfatório.

Uma das razões pela qual a amônia foi subestimada pode ser em virtude da oxidação excessiva da mesma, transformando-a em nitrito e nitrato, cujas concentrações foram superestimadas. A calibração do parâmetro que controla essa transformação poderá melhorar os resultados da simulação tanto da amônia quanto do nitrito mais nitrato.

A ordem de grandeza das concentrações da amônia é pequena e, por essa razão, o EM, EMA e EP também são pequenos, mas o ER é alto e mostra bem a disparidade entre os dados observados e simulados.

Assim como ocorreu com a amônia, os dados simulados de nitrito mais nitrato apresentaram picos que não se ajustaram aos dados observados. OCN para as diversas profundidades não apresentou resultados satisfatórios.

Nas Figura 5.62 a 5.66 são apresentados os dados simulados e observados de nitrito mais nitrato. Os dados são apresentados como a soma das parcelas de nitrito mais nitrato, pois é a forma como o modelo utiliza e expressa os resultados para essas formas de nitrogênio. Esses resultados representam as concentrações do nitrogênio na forma de nitrito mais o nitrogênio na forma de nitrato. Em seguida, na Tabela 5.11 são apresentados os erros e coeficientes que mostram o desempenho da simulação do nitrito mais nitrato.

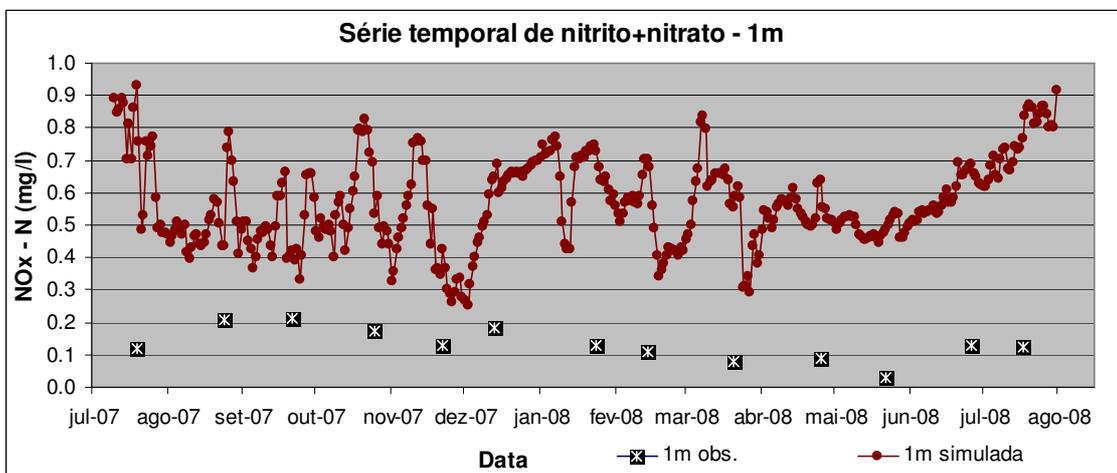


Figura 5.62 – Nitrito mais nitrato a 1m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF..

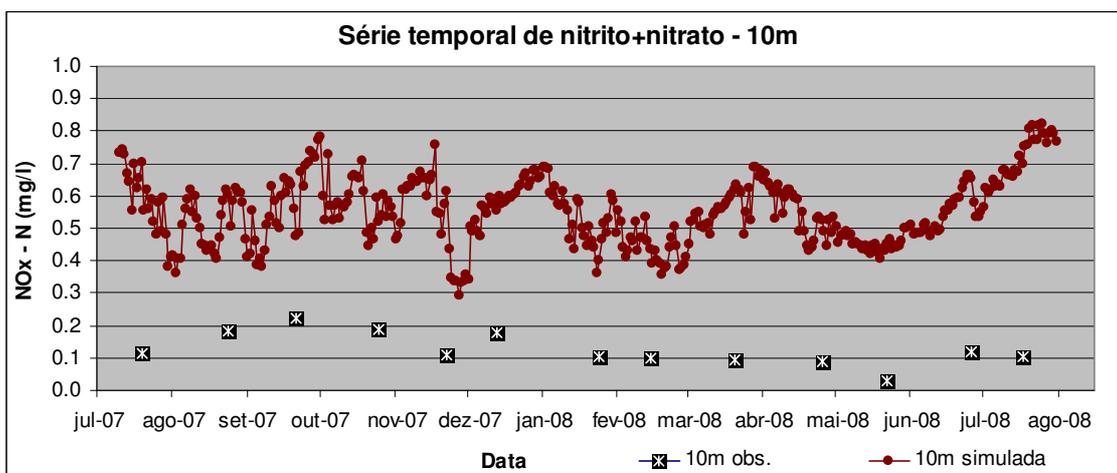


Figura 5.63 – Nitrito mais nitrato a 10m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF..

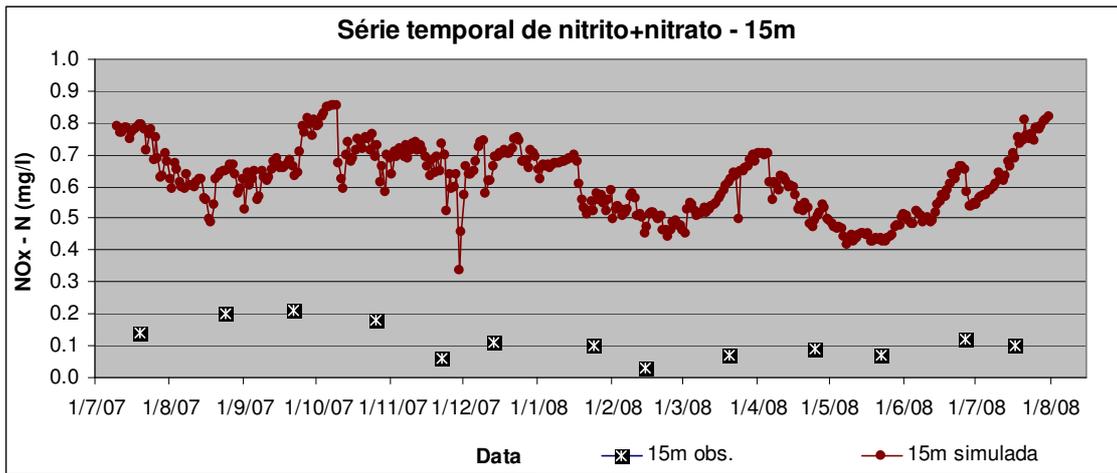


Figura 5.64 – Nitrito mais nitrato a 15m de profundidade observados e simulados para o Lago Paranoá – DF..

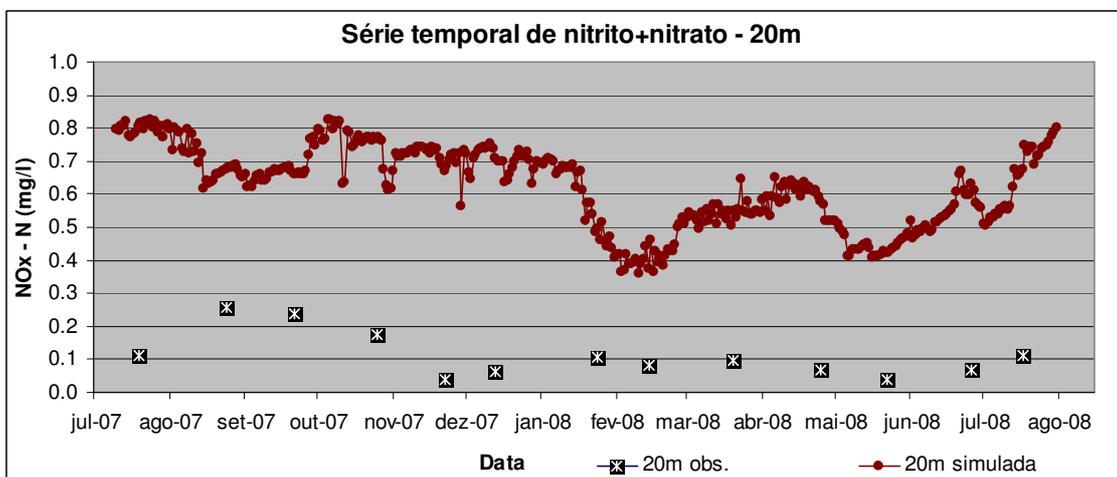


Figura 5.65 – Nitrito mais nitrato a 20m de profundidade observados e simulados para o Lago Paranoá – DF..

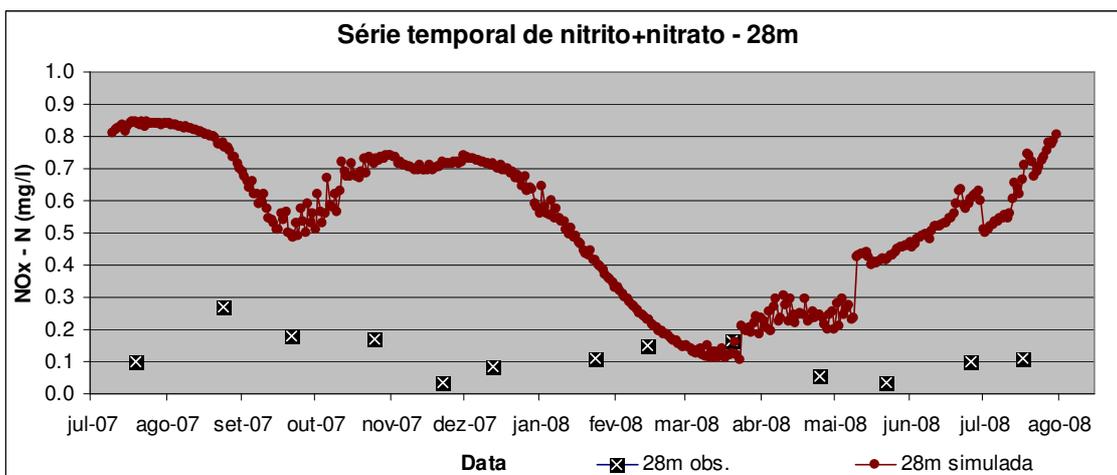


Figura 5.66 – Nitrito mais nitrato a 28m de profundidade observados e simulados para o Lago Paranoá – DF..

Tabela 5.11 – Erros e coeficientes da simulação do nitrito mais o nitrato para o Lago Paranoá – DF.

	1m	10m	15m	20m	28m
EM (m; m ³ /s; °C)	-0.480	-0.433	-0.506	-0.505	-0.416
EMA (m; m ³ /s; °C)	0.480	0.433	0.506	0.505	0.422
EP (m; m ³ /s; °C)	0.508	0.446	0.515	0.518	0.474
ER (%)	365.029	344.458	444.662	450.790	351.408
CC	-0.254	0.012	0.485	0.345	0.080
CD	0.065	0.000	0.236	0.119	0.006
CN	-103.656	-77.547	-93.270	-58.769	-53.853
Observação: número de dados observados igual a 13.					

Conforme apresentado nas figuras anteriores, o modelo super estimou os valores de nitrito mais nitrato e por isso os valores do EM são negativos. O comportamento dos valores simulados nas diversas profundidades não seguem o padrão ou aparência dos dados observados e na profundidade de 28m ocorre o oposto do que foi apresentado nos dados amostrados no Lago Paranoá.

Conforme mencionado anteriormente, o motivo da superestimação do nitrito mais nitrato pode estar relacionado à oxidação excessiva da amônia que é transformada em nitrito e em seguida em nitrato. Dessa forma, os resultados apresentados também não são bons para o nitrito mais nitrato, como pode se observado na Tabela 5.11. Nesse caso, sem a calibração dos parâmetros que controlam a dinâmica do nitrogênio no sistema, seria mais adequado utilizar um valor médio em detrimento os valores simulados.

Nas Figuras a seguir (Figura 5.67 a 5.71) são apresentados os resultados da simulação da matéria orgânica, LDOM e RDOM, e os dados de DQO observados. Logo em seguida são mostradas as Tabelas Tabela 5.12 e Tabela 5.13 que comparam LDOM e RDOM com a DQO observada.

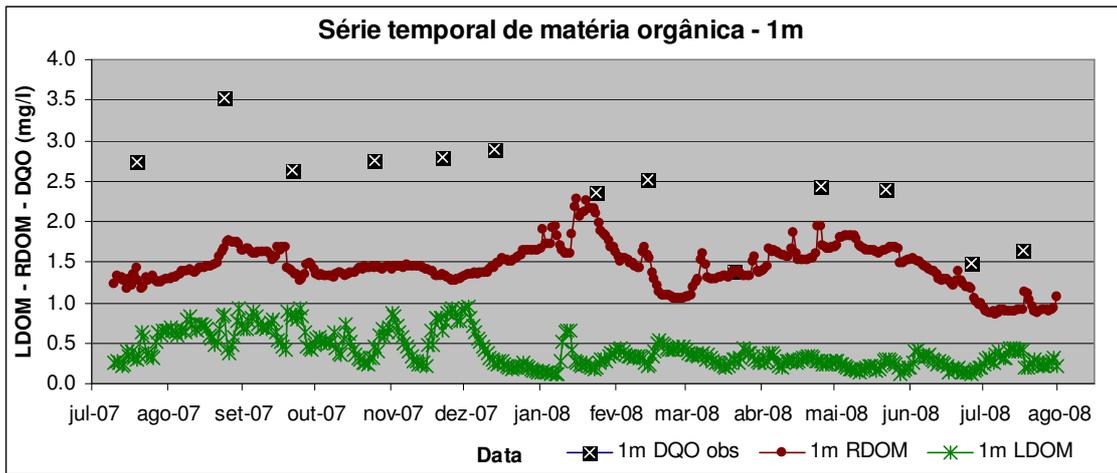


Figura 5.67 – Matéria orgânica a 1m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.

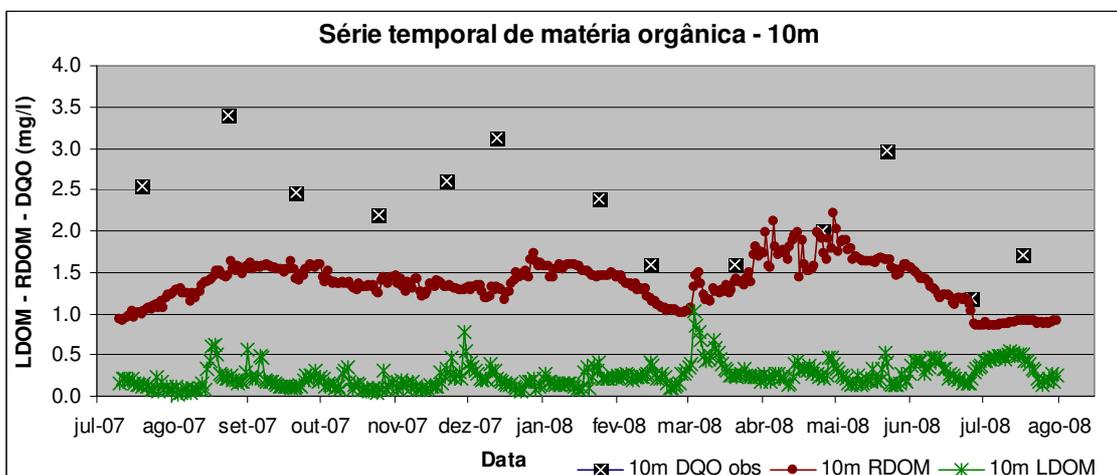


Figura 5.68 – Matéria orgânica a 10m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.

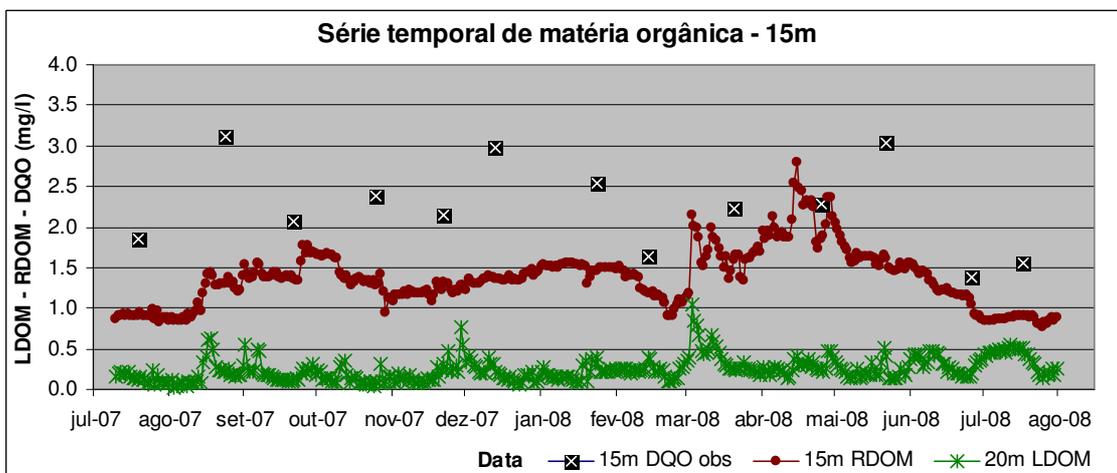


Figura 5.69 – Matéria orgânica a 15m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.

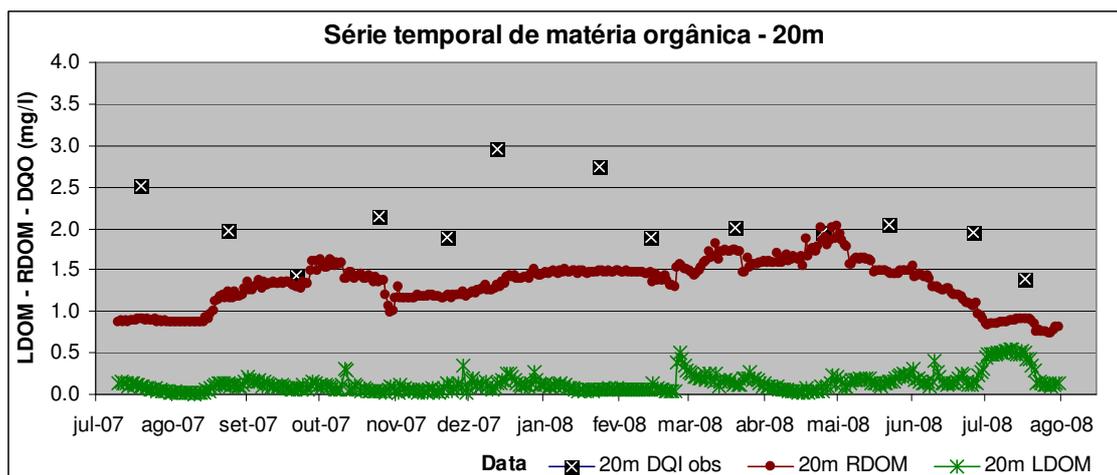


Figura 5.70 – Matéria orgânica a 20m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.

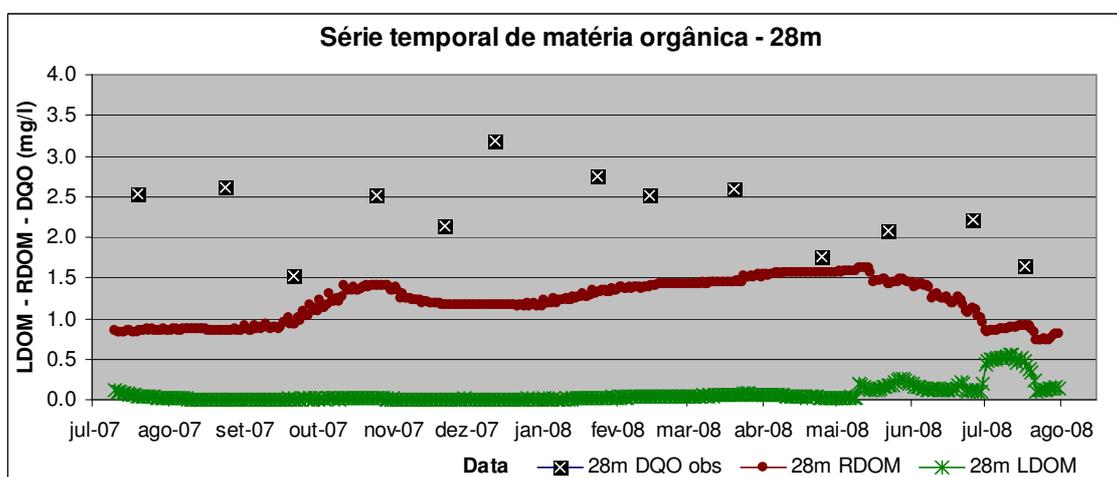


Figura 5.71 – Matéria orgânica a 28m de profundidade observada e simulada para o Lago Paranoá – DF.

Tabela 5.12 – Erros e coeficientes da simulação LDOM comparando com a DQO observada para o Lago Paraná – DF.

	1m	10m	15m	20m	28m
EM (m; m ³ /s; °C)	2.031	1.902	1.976	1.939	2.235
EMA (m; m ³ /s; °C)	2.031	1.902	1.976	1.939	2.235
EP (m; m ³ /s; °C)	2.090	1.998	2.056	2.000	2.296
ER (%)	83.644	83.014	87.996	93.675	96.699
CC	0.558	0.265	-0.091	-0.401	-0.459
CD	0.311	0.070	0.008	0.161	0.211
CN	-11.818	-8.978	-13.309	-20.442	-24.242

Observação: número de dados observados igual a 13.

Tabela 5.13 – Erros e coeficientes da simulação RDOM comparando com a DQO observada para o Lago Paranoá – DF.

	1m	10m	15m	20m	28m
EM (m; m ³ /s; °C)	0.934	0.963	0.926	0.745	1.112
EMA (m; m ³ /s; °C)	0.934	0.963	0.926	0.745	1.112
EP (m; m ³ /s; °C)	1.078	1.128	1.029	0.890	1.216
ER (%)	38.463	42.038	41.220	36.009	48.120
CC	0.397	0.372	0.566	0.101	0.109
CD	0.157	0.138	0.320	0.010	0.012
CN	-2.413	-2.183	-2.586	-3.249	-6.085
Observação: número de dados observados igual a 13.					

Conforme foi discutido na metodologia, o modelo simula a matéria orgânica nas formas lábil/refratária e dissolvida/particulada. Como não havia dados disponíveis específicos foi simulada somente a parte dissolvida nas formas lábil (LDOM) e refratária (RDOM).

A DQO é uma medida de matéria orgânica que utiliza um ácido forte para a oxidação da mesma. Dessa forma, o valor da DQO é maior que a RDOM e a LDOM. A LDOM é a matéria orgânica de mais fácil degradação e logo é consumida e transformada nos subprodutos, inclusive na RDOM. Nesse sentido, é coerente que a DQO tenha maior valor, em seguida a RDOM e por último a LDOM em todas as profundidades analisadas.

O local onde foi analisada a qualidade da água no Lago Paranoá, ponto C de monitoramento, está localizado mais a jusante do sistema, próximo a barragem, e as principais fontes de matéria orgânica, as ETEs e os cinco principais tributários, estão localizados mais a montante do sistema. O caminho percorrido pela matéria orgânica, e consequentemente o tempo de detenção, faz com que a mesma, principalmente a parcela mais facilmente degradada, seja transformada ao longo do sistema, como consequência a RDOM apresenta valores maiores que a LDOM. Caso essa variável de qualidade da água seja analisada em um ponto mais a montante é de se esperar que a relação LDOM/RDOM seja diferente, maior.

Apesar dessas medidas de matéria orgânica serem distintas, as comparações apresentadas nas Tabela 5.12 e Tabela 5.13 são apenas ilustrativas. Mesmo assim existe certa coerência, os valores do EM positivos mostram que os resultados da simulação são inferiores aos observados e o CC apresentou valores maiores que 0,5 para LDOM a 1m e para RDOM a 15m.

Nas Figura 5.72 a 5.76 são apresentados os dados observados e simulados de oxigênio dissolvido e em seguida a Tabela 5.14 com os erros e coeficientes referentes à simulação do oxigênio dissolvido.

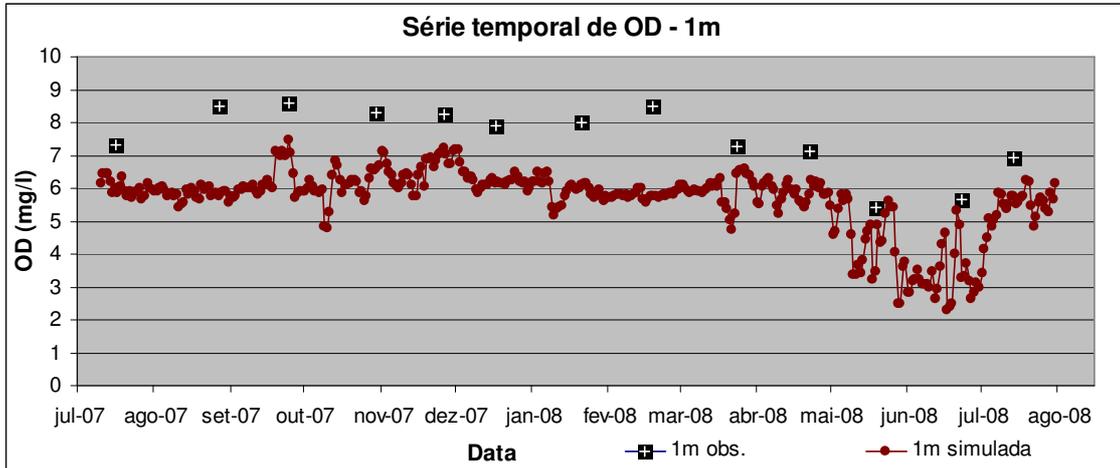


Figura 5.72 – Oxigênio dissolvido a 1m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.

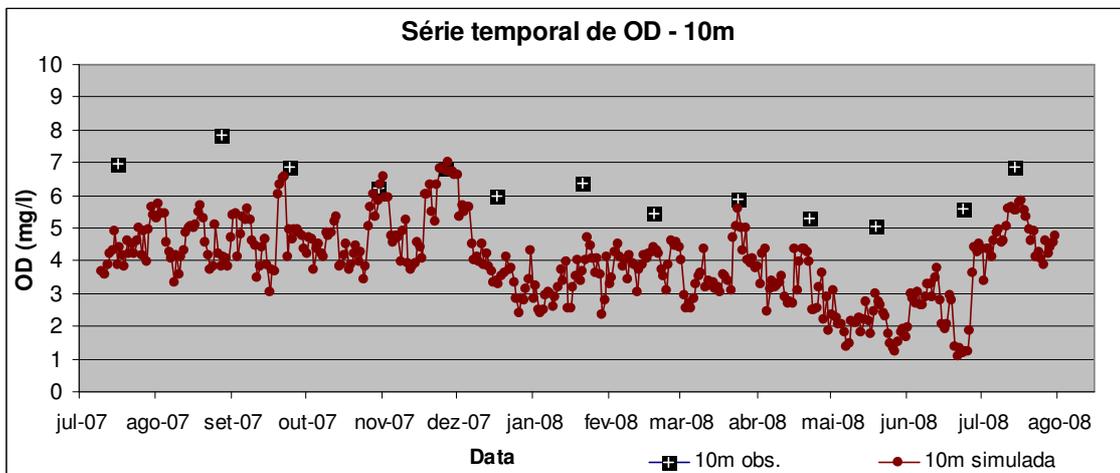


Figura 5.73 – Oxigênio dissolvido a 10m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.

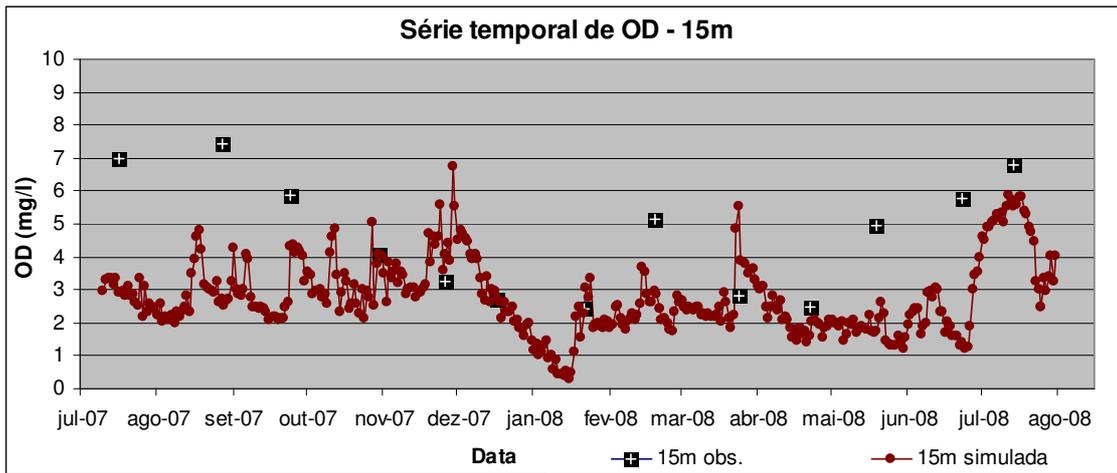


Figura 5.74 – Oxigênio dissolvido a 15m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.

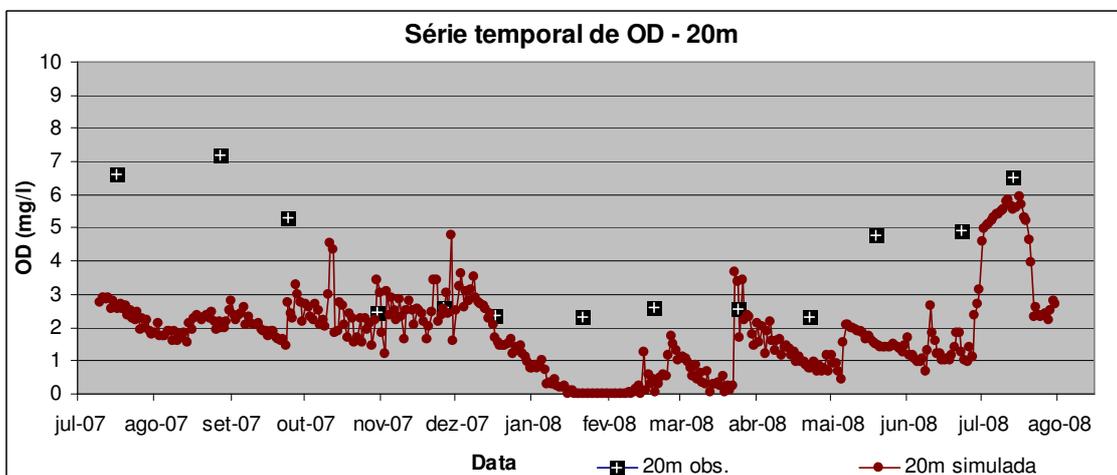


Figura 5.75 – Oxigênio dissolvido a 20m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.

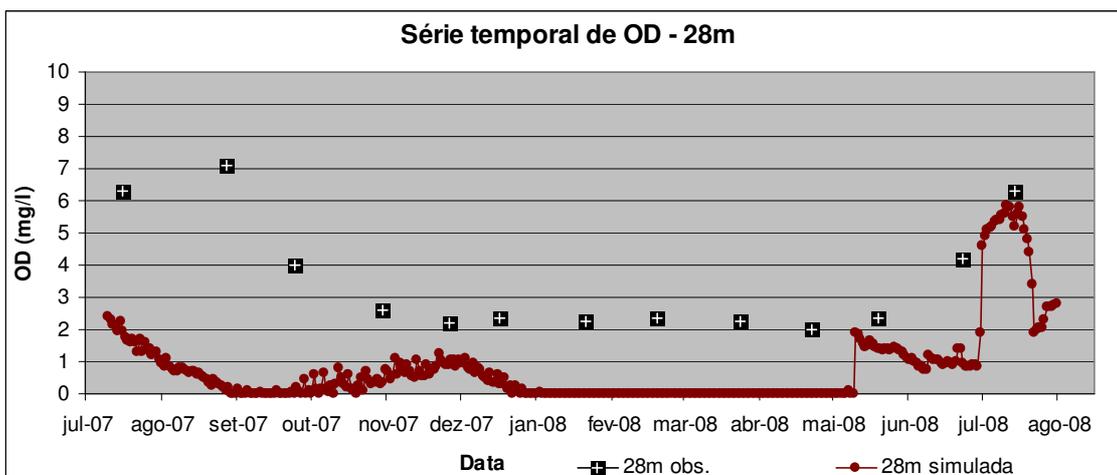


Figura 5.76 – Oxigênio dissolvido a 28m de profundidade observado e simulado para o Lago Paranoá – DF.

Tabela 5.14 – Erros e coeficientes da simulação OD para o Lago Paranoá – DF.

	1m	10m	15m	20m	28m
EM (m; m ³ /s; °C)	1.682	1.948	1.445	1.885	2.713
EMA (m; m ³ /s; °C)	1.682	1.948	2.005	2.160	2.713
EP (m; m ³ /s; °C)	1.791	2.364	2.572	2.603	3.143
ER (%)	22.393	31.168	42.893	53.451	76.074
CC	0.852	0.350	0.063	0.414	0.522
CD	0.725	0.123	0.004	0.171	0.273
CN	-2.212	-8.386	-1.170	-1.017	-2.115
Observação: número de dados observados igual a 13.					

O modelo subestimou as concentrações de OD, na maior parte do tempo, em todas as profundidades analisadas. Assim, o EM apresentou valores positivos para todas as profundidades.

O ER se elevou de forma proporcional ao aumento da profundidade. A 1m de profundidade o modelo segue bem a tendência dos dados observados, mas deslocado a baixo dos dados observados, por isso o valor de CN não apresentou valor significativo para essa profundidade.

Mesmo sem a calibração dos parâmetros que definem a dinâmica do OD no sistema, os processos de troca gasosa entre a superfície massa de água e atmosfera estão, aparentemente, melhores representados do que os processos de transferência e transporte do oxigênio para as camadas mais profundas. Por isso o CC e o CD são maiores para a profundidade de 1m.

Uma possível explicação para a subestimação do OD é a oxidação excessiva da amônia e a oxidação da LDOM, processos que consomem OD. Nesse último caso fica mais difícil de realizar afirmações consistentes pois não se dispõe de dados adequados de matéria orgânica observados para a comparação com os dados simulados.

5.8 SIMULAÇÃO DO CENÁRIO

Baseado no cenário proposto de cargas afluentes ao lago para o ano de 2040 que teve como base alguns documentos oficiais foi realizada a simulação da qualidade da água. Essa simulação da qualidade da água para o cenário proposto tem como objetivo principal verificar se os resultados gerados são coerentes e, independentemente disso, verificar se o

modelo consegue responder de forma adequada a alterações nos dados de entrada, alterações das vazões e concentrações. Nessa simulação do cenário para o ano de 2040 os parâmetros de qualidade da água utilizados também não foram calibrados, somente o módulo hidrodinâmico.

Dessa maneira, a seguir são apresentados dos resultados de qualidade da água obtidos a partir da simulação do cenário para o ano de 2040 para o Lago Paranoá Nas Figura 5.77 a 5.81 são mostrados os resultados da simulação do cenário para o fósforo, Figura 5.82 a 5.86 para amônia, Figura 5.87 a 5.91 para nitrito mais nitrato, Figura 5.92 a 5.96 para LDOM e RDOM, Figura 5.97 a 5.101 para oxigênio dissolvido e Figura 5.102 a 5.106 para a temperatura

São apresentadas na Tabela 5.15 as variações do cenário proposto em relação à calibração. Essa variação foi calculada por meio do erro relativo e é expressa em porcentagem. Já na Tabela 5.16 são apresentadas, também em porcentagem, as alterações das vazões, concentrações e das cargas dos contribuintes do Lago fruto da suposição do cenário.

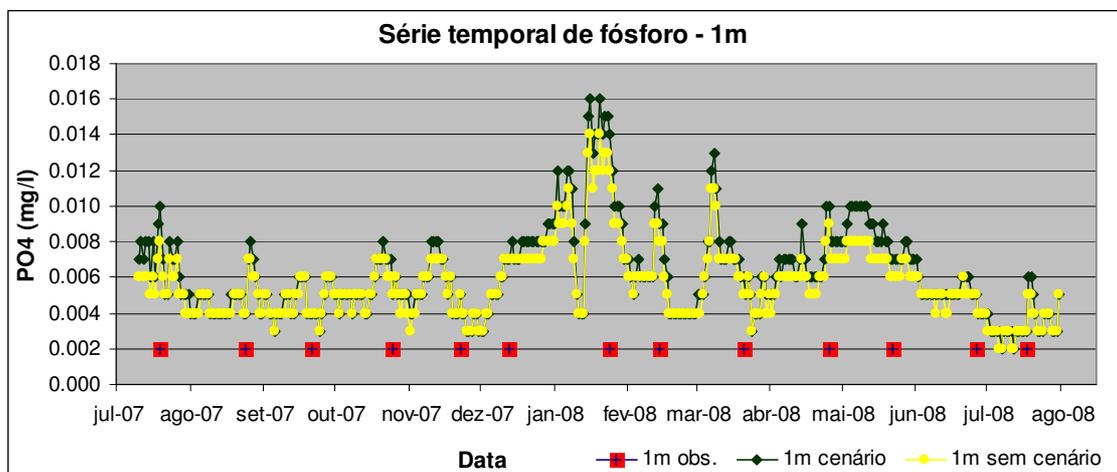


Figura 5.77 – Simulação do cenário para fósforo a 1m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

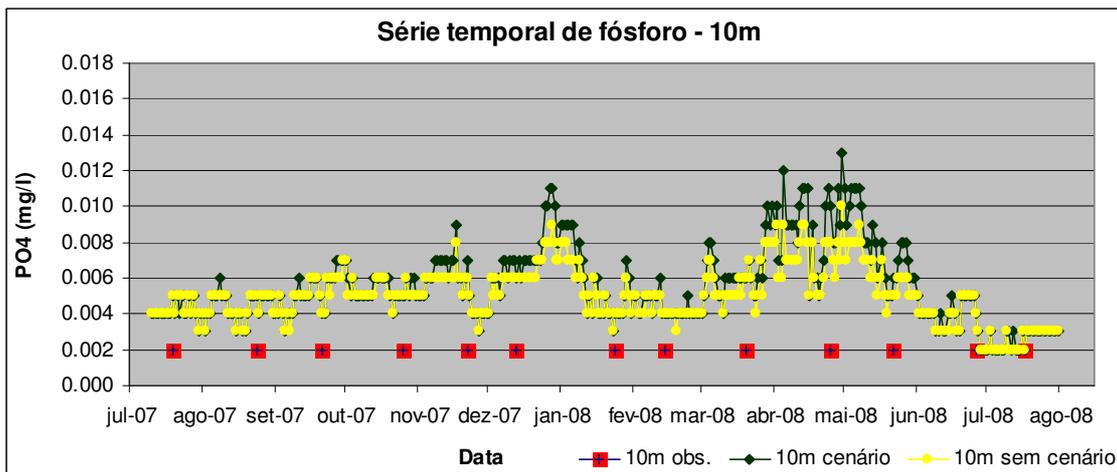


Figura 5.78 – Simulação do cenário para fósforo a 10m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

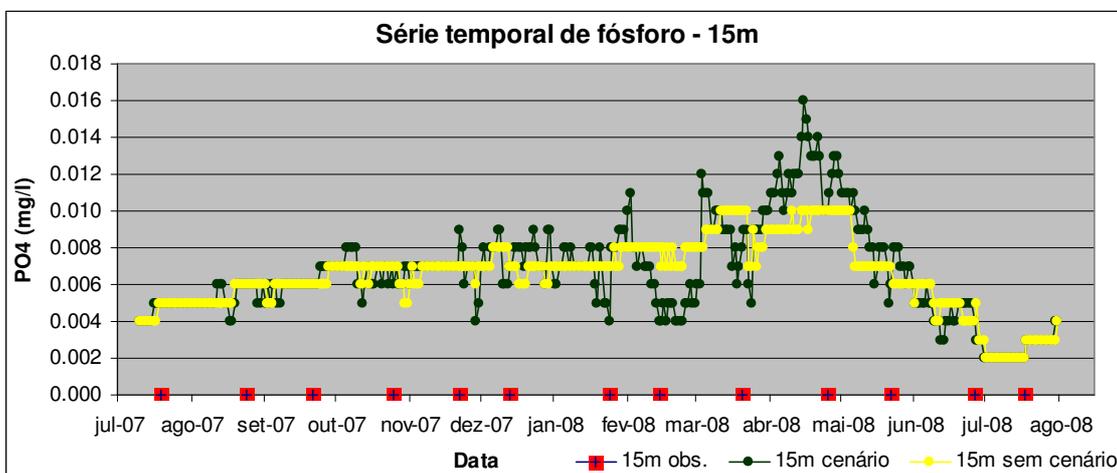


Figura 5.79 – Simulação do cenário para fósforo a 15m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

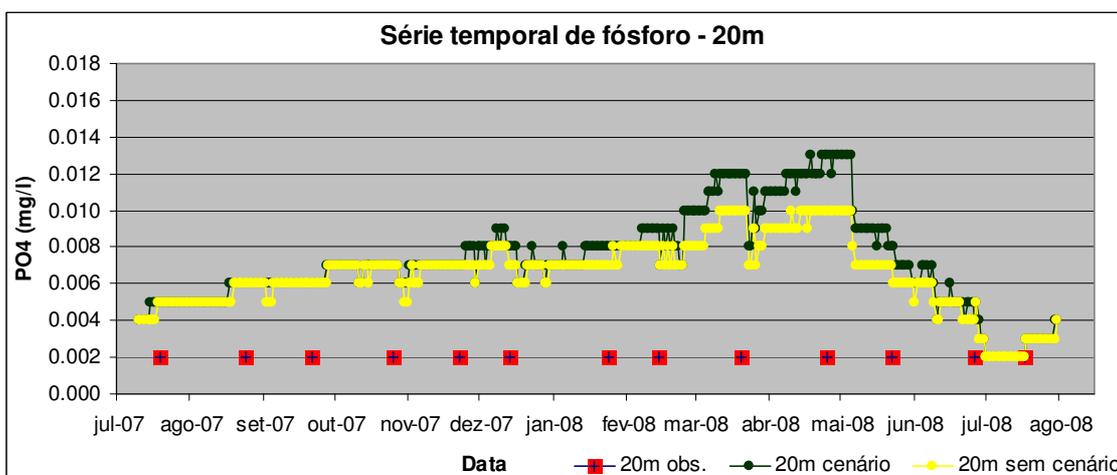


Figura 5.80 – Simulação do cenário para fósforo a 20m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

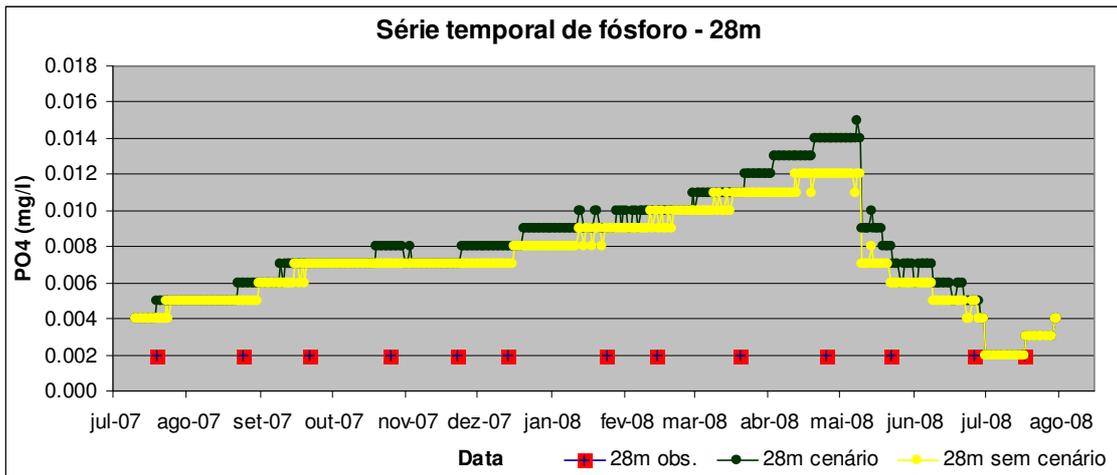


Figura 5.81 – Simulação do cenário para fósforo a 28m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

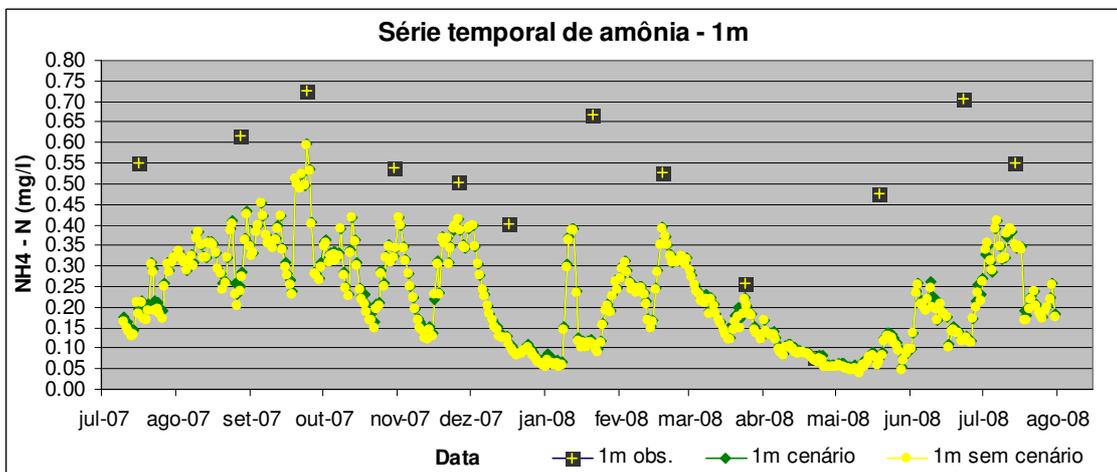


Figura 5.82 – Simulação do cenário para amônia a 1m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

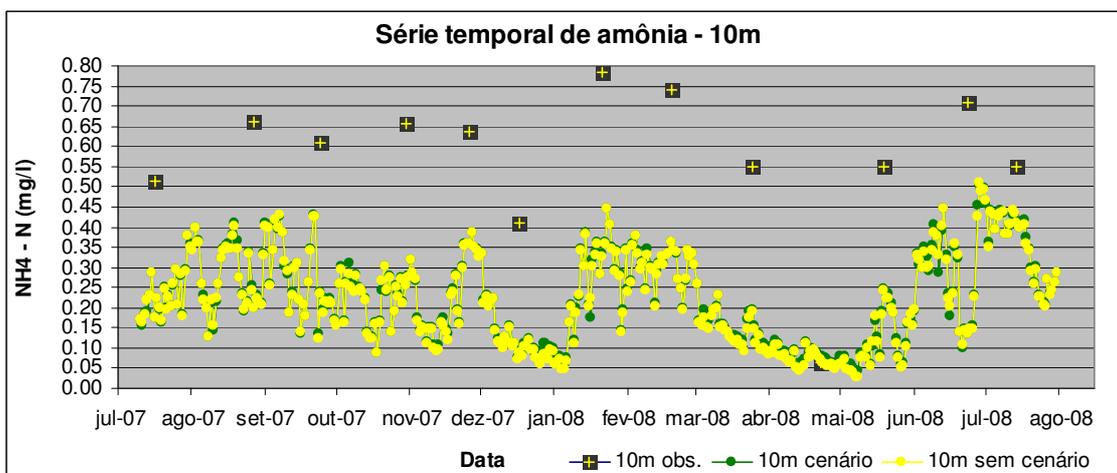


Figura 5.83 – Simulação do cenário para amônia a 10m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

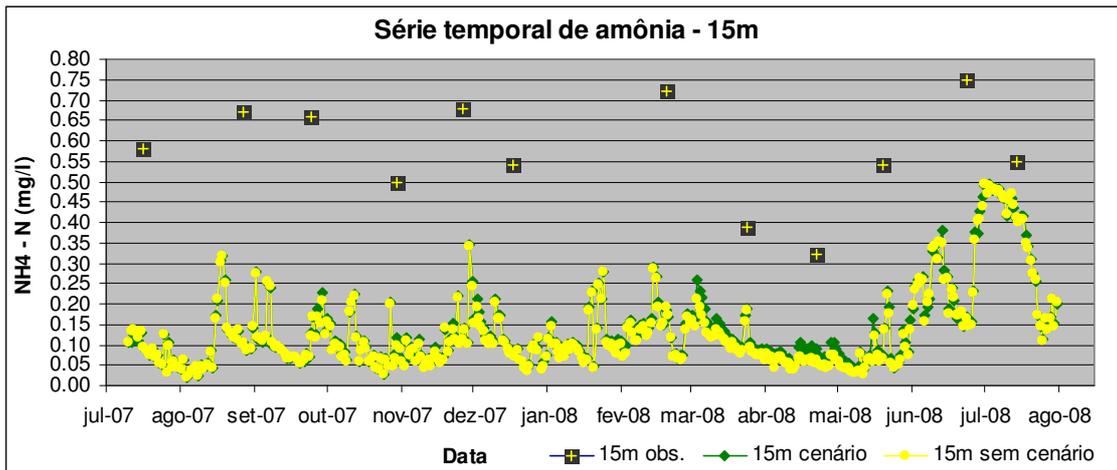


Figura 5.84 – Simulação do cenário para amônia a 15m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

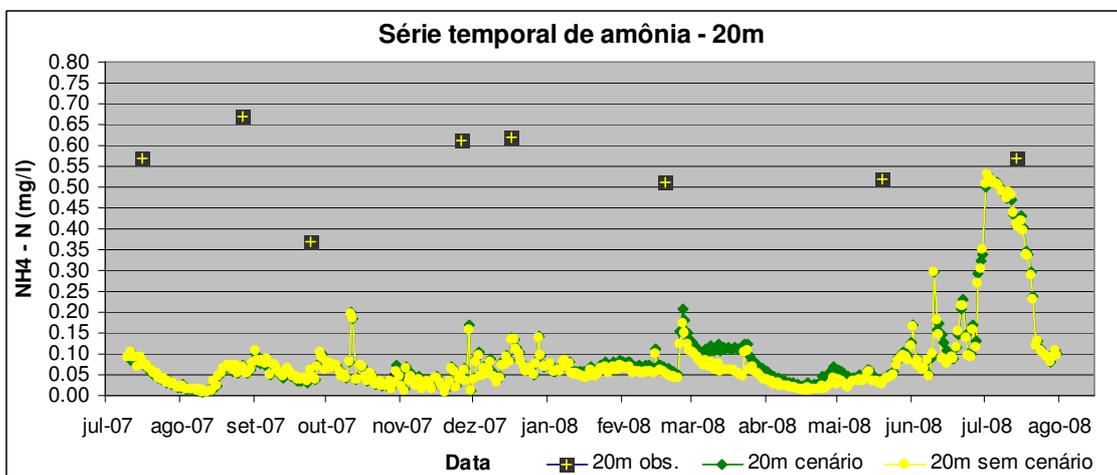


Figura 5.85 – Simulação do cenário para amônia a 20m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

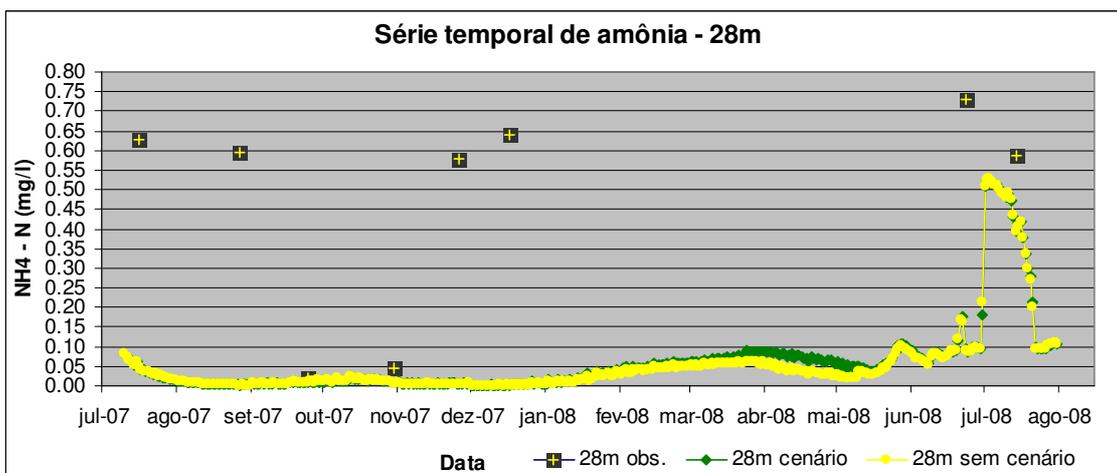


Figura 5.86 – Simulação do cenário para amônia a 28m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

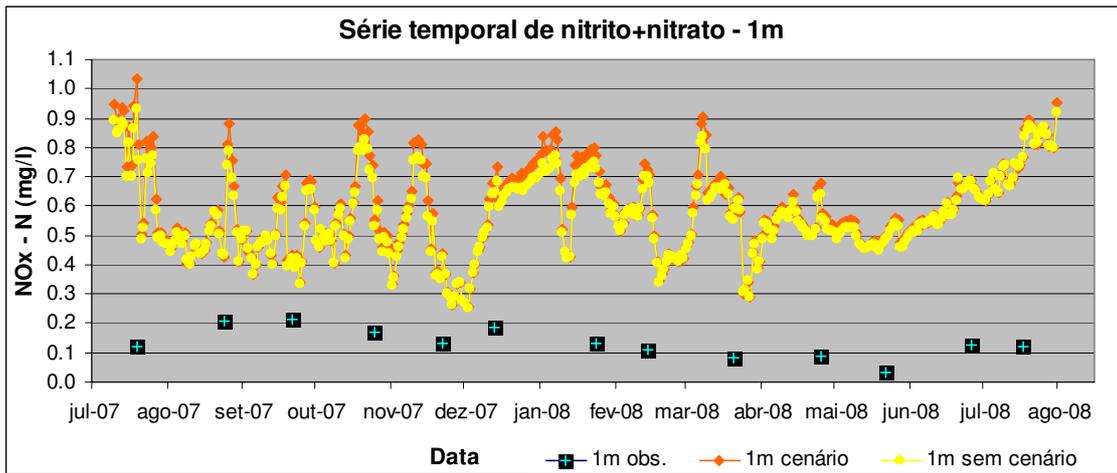


Figura 5.87 – Simulação do cenário para nitrito mais nitrato a 1m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

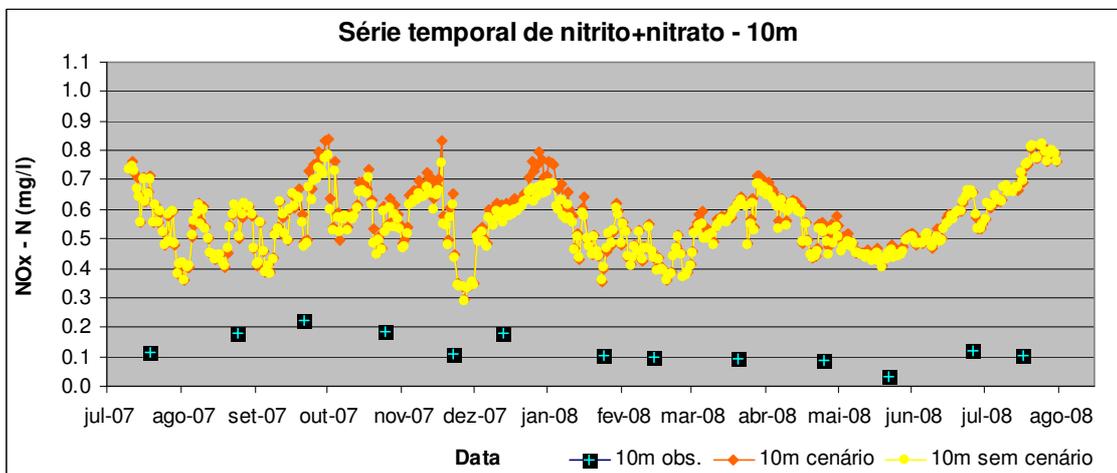


Figura 5.88 – Simulação do cenário para nitrito mais nitrato a 10m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

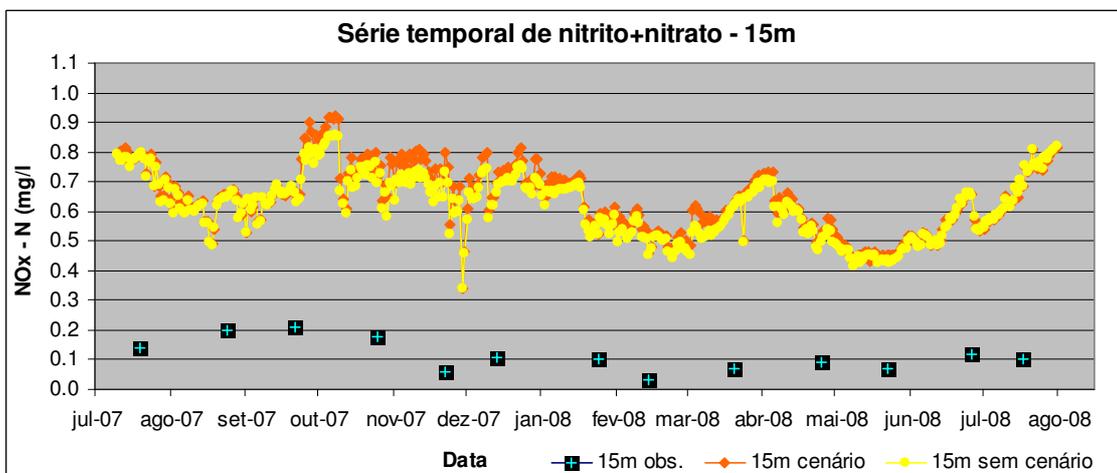


Figura 5.89 – Simulação do cenário para nitrito mais nitrato a 15m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

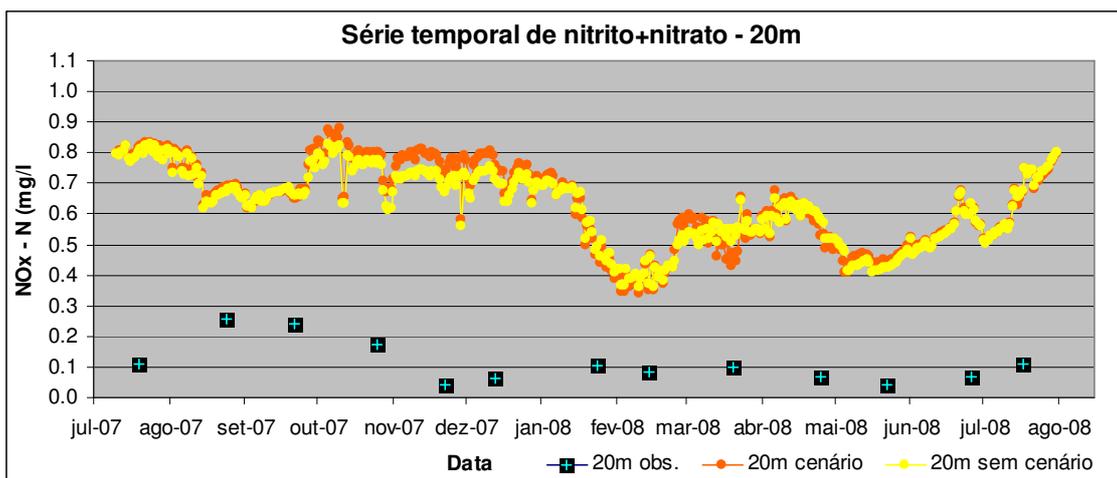


Figura 5.90 – Simulação do cenário para nitrito mais nitrato a 20m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

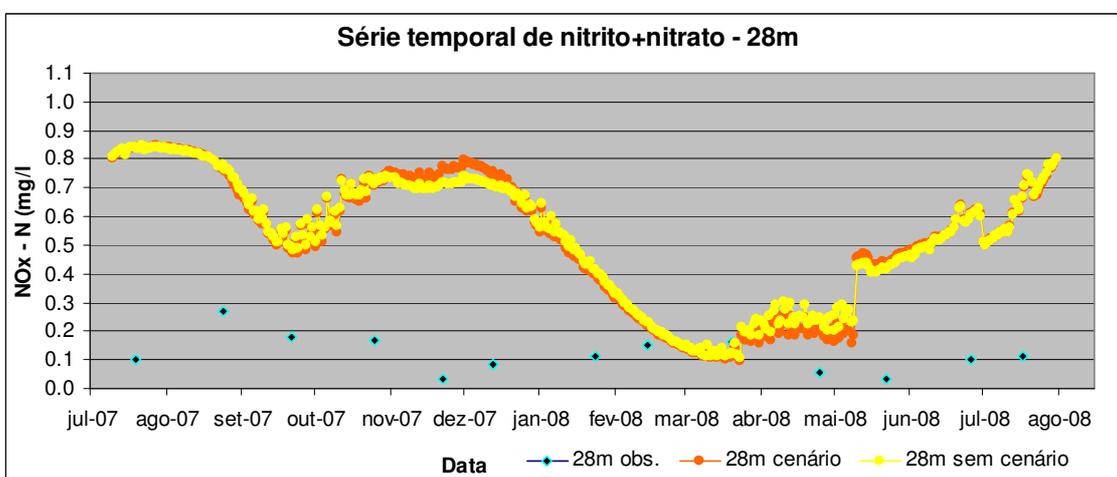


Figura 5.91 – Simulação do cenário para nitrito mais nitrato a 28m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

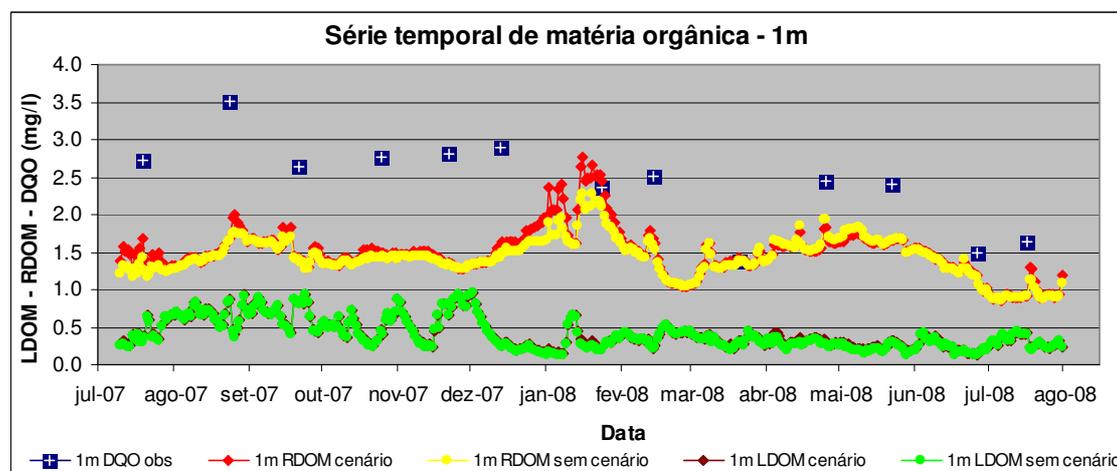


Figura 5.92 – Simulação do cenário para LDOM e RDOM a 1m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

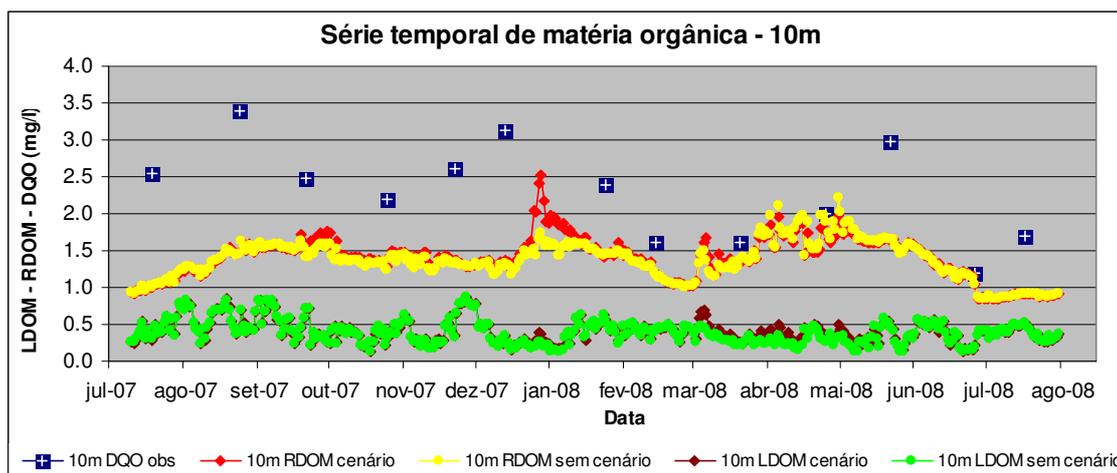


Figura 5.93 – Simulação do cenário para LDOM e RDOM a 10m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

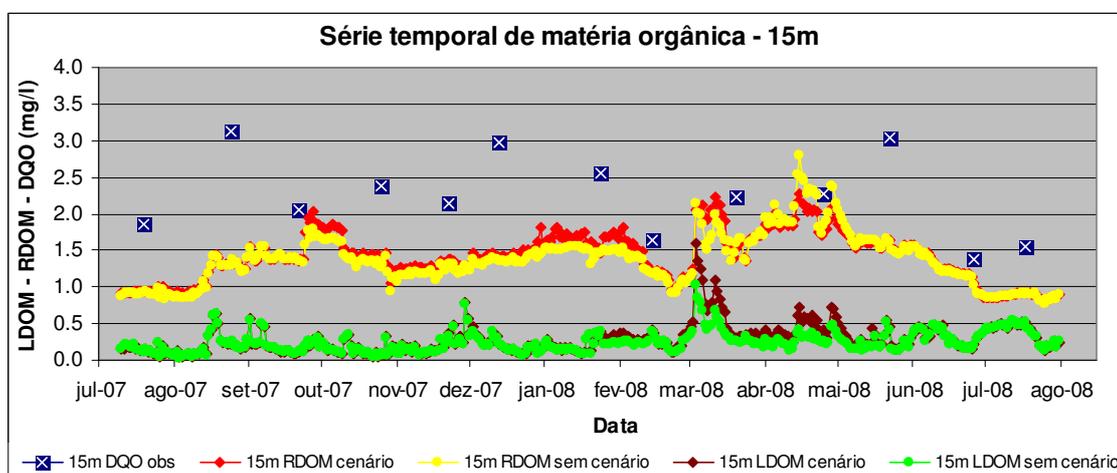


Figura 5.94 – Simulação do cenário para LDOM e RDOM a 15m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

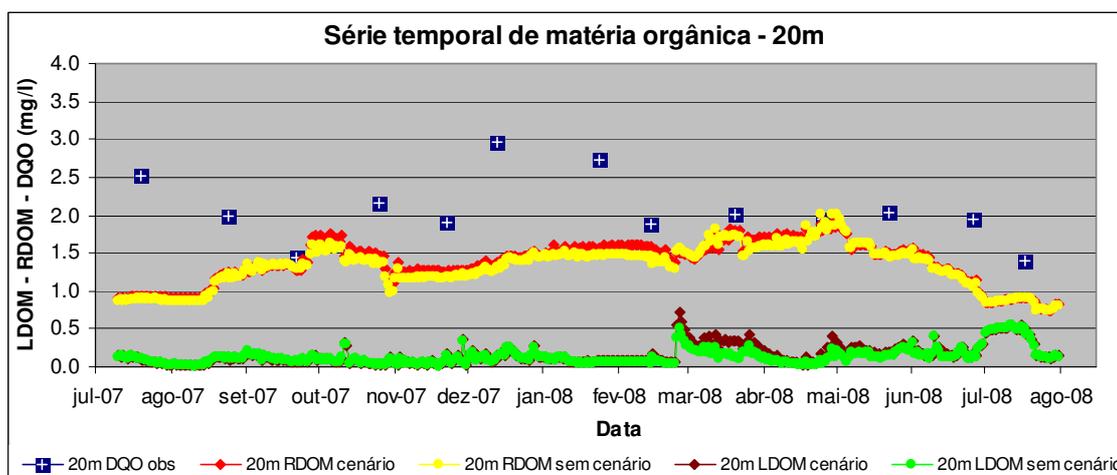


Figura 5.95 – Simulação do cenário para LDOM e RDOM a 20m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

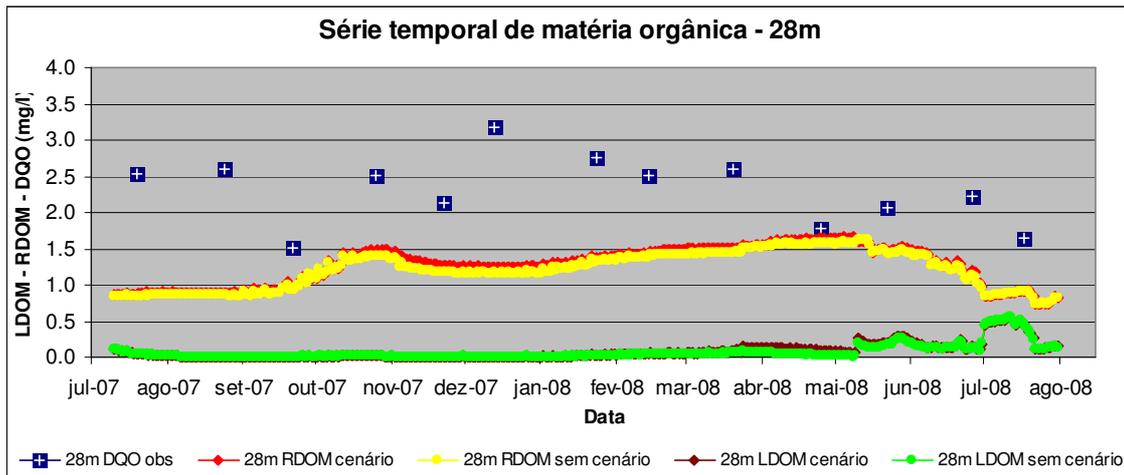


Figura 5.96 – Simulação do cenário para LDOM e RDOM a 28m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

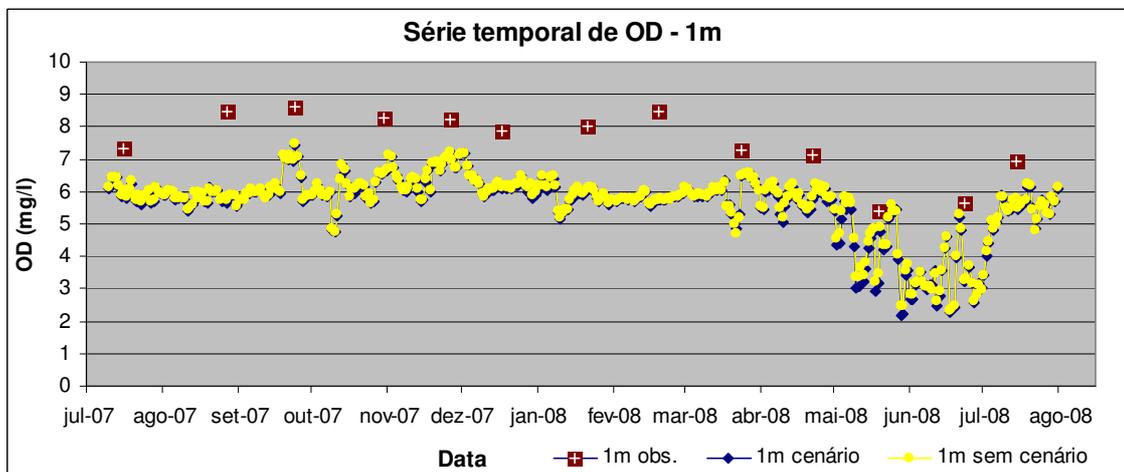


Figura 5.97 – Simulação do cenário para OD a 1m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

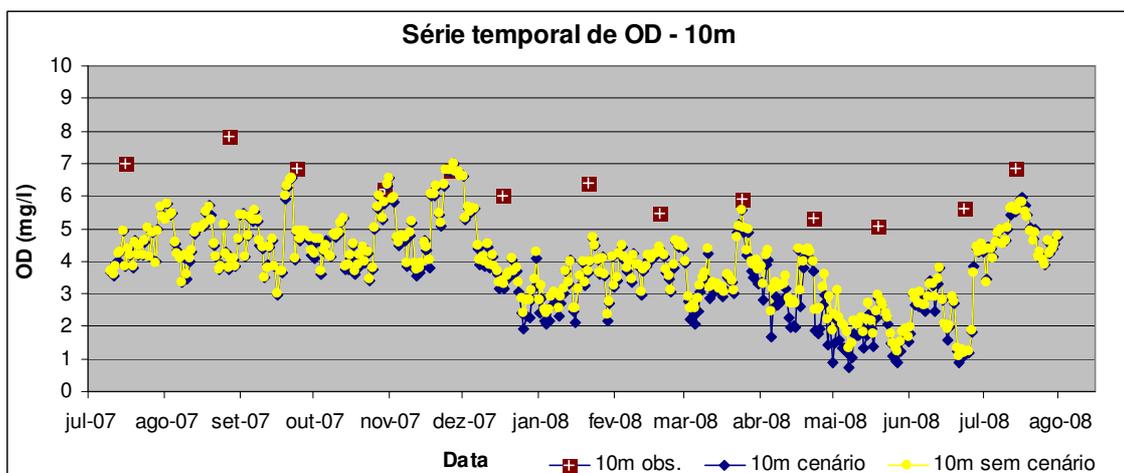


Figura 5.98 – Simulação do cenário para OD a 10m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

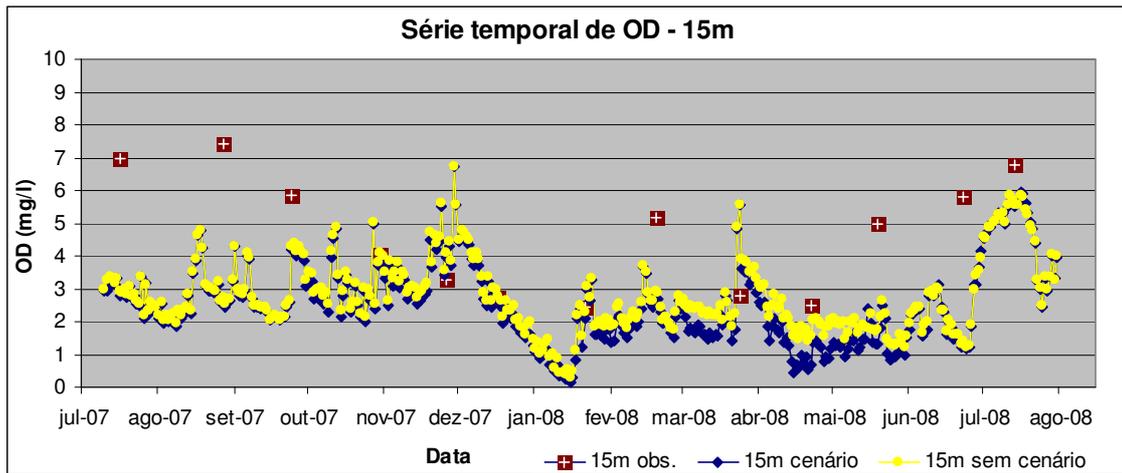


Figura 5.99 – Simulação do cenário para OD a 15m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

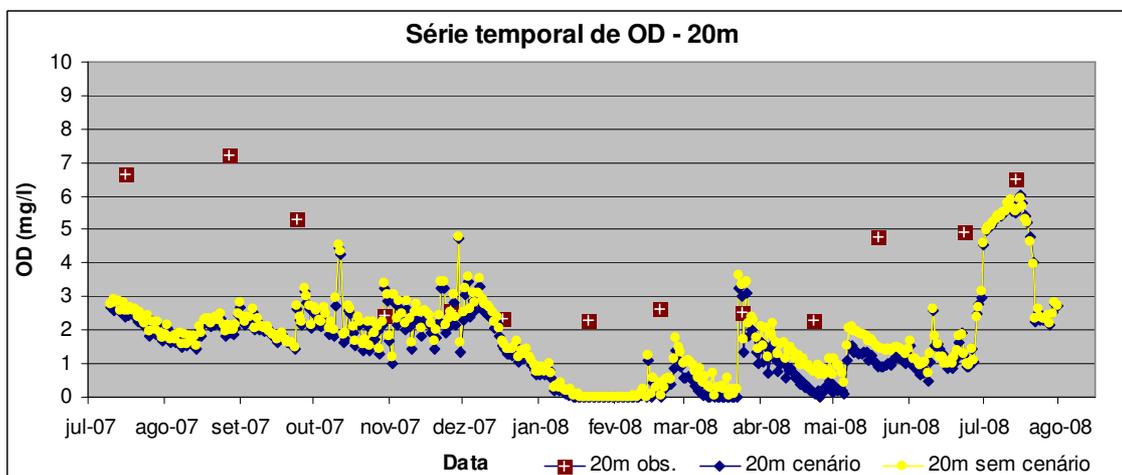


Figura 5.100 – Simulação do cenário para OD a 20m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

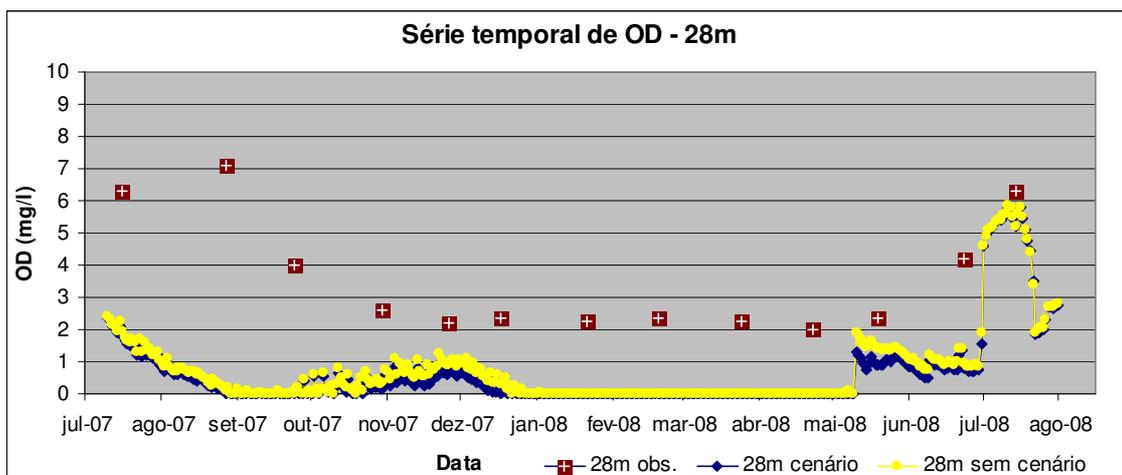


Figura 5.101 – Simulação do cenário para OD a 28m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

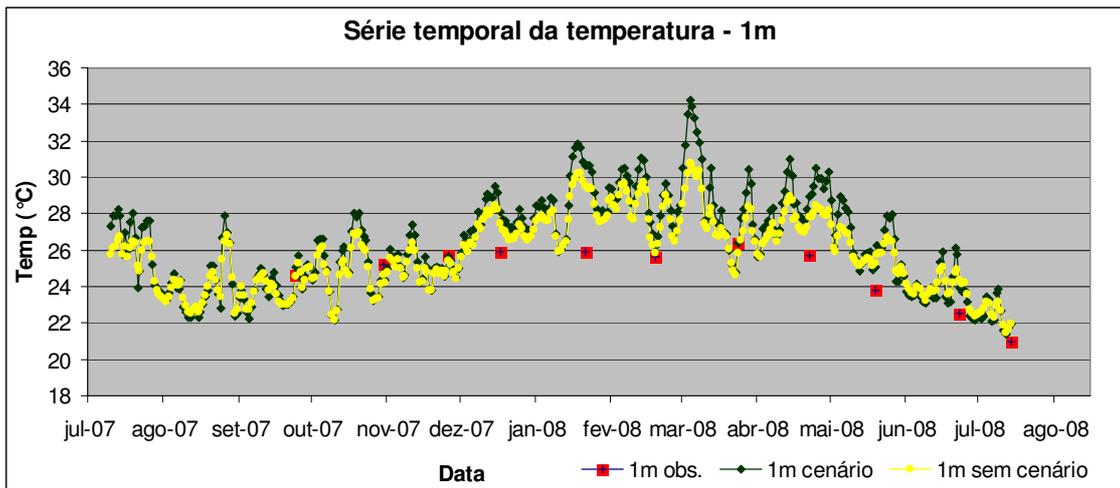


Figura 5.102 – Simulação do cenário para temperatura a 1m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

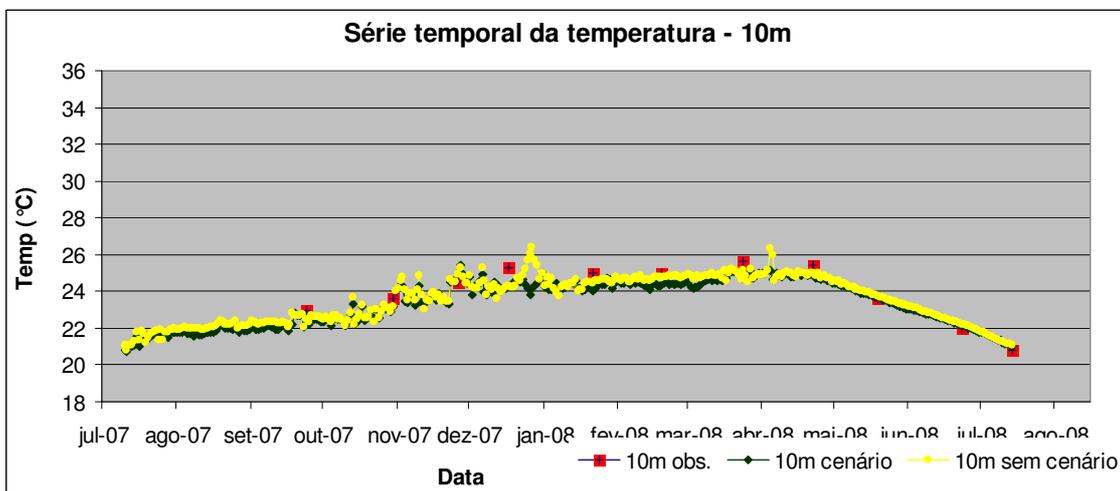


Figura 5.103 – Simulação do cenário para temperatura a 10m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

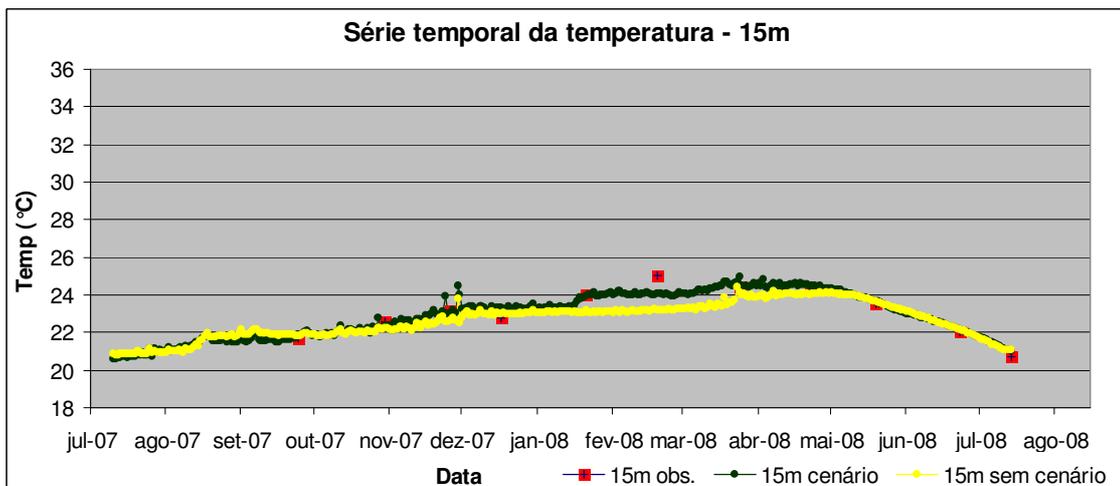


Figura 5.104 – Simulação do cenário para temperatura a 15m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

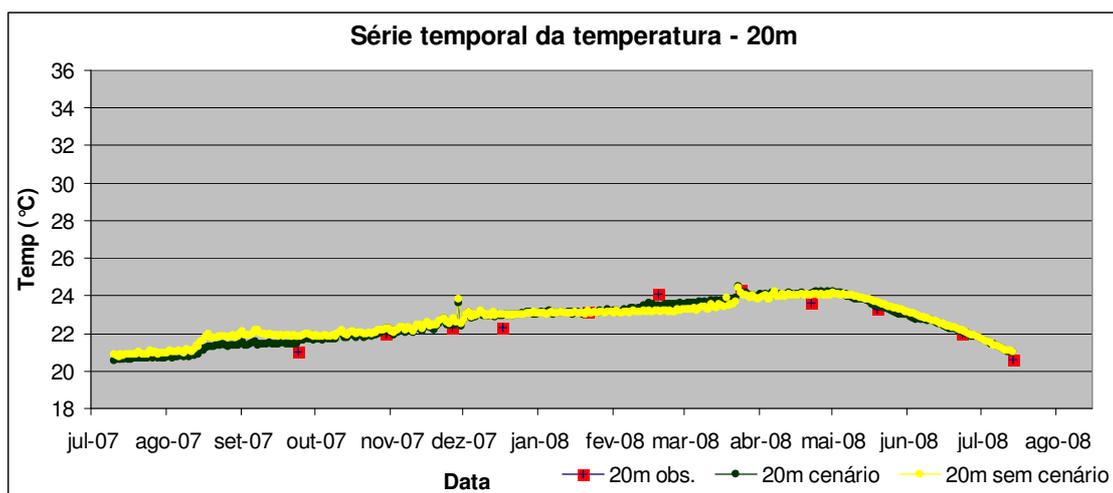


Figura 5.105 – Simulação do cenário para temperatura a 20m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

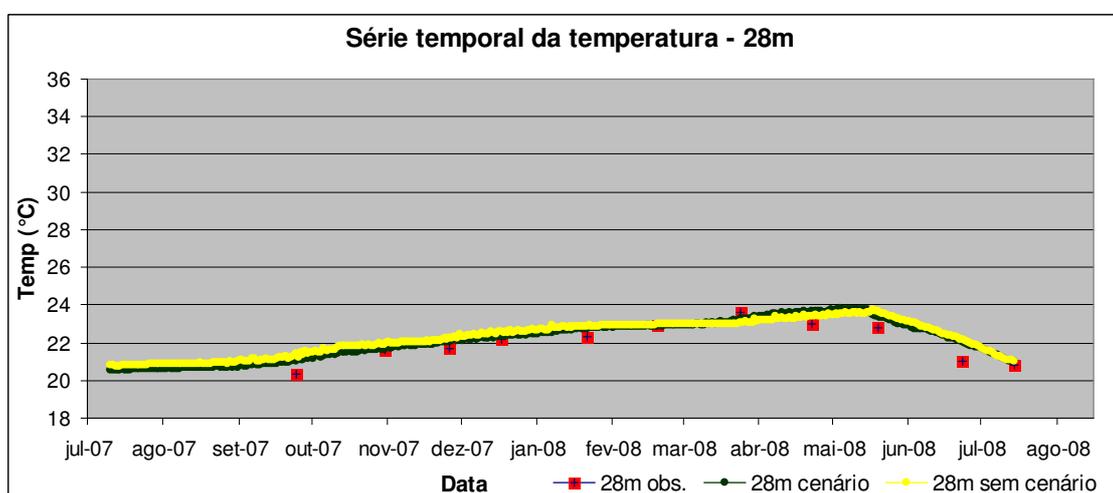


Figura 5.106 – Simulação do cenário para temperatura a 28m de profundidade para o Lago Paranoá – DF.

Tabela 5.15 – Variação (%) do cenário proposto, ano 2040, em relação ao período de calibração, ano 2007/2008, para as variáveis de qualidade da água e temperatura para o Lago Paranoá – DF.

	1m	10m	15m	20m	28m
Fósforo	8,798	9,751	11,972	10,923	8,773
Amônia	2,831	3,037	6,581	10,794	12,468
Nitrito mais nitrato	3,366	2,860	3,825	3,618	3,362
RDOM	4,561	3,712	5,376	4,113	3,987
LDOM	4,027	6,315	18,329	20,313	22,118
Oxigênio dissolvido	0,848	3,768	8,325	11,389	13,284
Temperatura	2,243	0,784	0,636	0,726	0,760

Tabela 5.16 – Alteração da vazão, concentração das variáveis de qualidade da água e das cargas dos córregos e ribeirões afluentes ao Lago Paranoá – DF em virtude do cenário proposto para o ano de 2040 .

Afluente ao Lago Paranoá	Alteração da vazão (%)	Alteração das concentrações das variáveis de qualidade da água (%)	Alteração das cargas (%)
Torto	–	+ 80	+ 80
Bananal	– 54	–	– 54
Riacho Fundo	–	+ 67	+ 67
Gama	–	+ 80	+ 80
ETE Norte	+ 43	–	+ 43
ETE Sul	+ 31	–	+ 31

A variação (erro relativo) da vazão e da cota entre a simulação do cenário e a simulação da calibração foi igual a zero, de tal forma que os gráficos que representam a vazão e a cota do cenário seriam iguais às Figura 5.37 e 5.36, respectivamente, com mais uma linha sobreposta, por isso não foram apresentados essas novas figuras como esses gráficos.

De maneira geral, a simulação do cenário causou alteração significativa no sistema, aumentado e/ou diminuindo as concentrações das variáveis de qualidade da água. As alterações foram mais expressivas para o fósforo, em que a variação para todas as profundidades analisadas ficou entre 8% e 12%. Essa variação é importante, pois pode ocasionar novo aumento do estado trófico do Lago. Já a maior variação ocorreu para a LDOM a 28m de profundidade, 22,11% (Tabela 5.15).

No final de do mês de fevereiro de 2009 a concentração do fósforo a 15m de profundidade diminuiu além da simulação da calibração, quando a tendência seria manter-se maior (Figura 5.79). Isso pode ter ocorrido em virtude da perspectiva delineada no cenário de implementação da captação para abastecimento humano. Esse evento ocorre no mesmo período em que as vazões de saída do Lago são mais elevadas, final do mês de março (Figura 5.37).

A variação de 22,11% da LDOM a 28 de profundidade (Figura 5.96) ,não foi tão visível graficamente, mas se deve a ordem de grandeza que é pequena. Nas camadas inferiores do Lago as variações das concentrações de OD foram maiores do que na superfície (Figura 5.99 a 5.101).

A variação na temperatura indica que a simulação do cenário causou também interferência na hidrodinâmica do sistema. Contudo, valores na temperatura da água da ordem de 34 °C (Figura 5.102) nunca foram registrados para o Lago Paranoá, sendo o valor máximo registrado no banco de dados da CAESB igual a 29,3 °C.

Na Tabela 5.16 é possível observar que a proposição do cenário acarretou alterações nas cargas afluentes ao Lago, diminuição de 54% no Bananal, em virtude da implantação da captação, e aumento de 80% no Ribeirão do Torto e Gama, bacias nas quais houve um maior aumento populacional. Considerando a bacia do Lago Paranoá como um todo, houve um aumento populacional entre os anos de 2010 e 2040 de 45,9%, passando de 832.708 habitantes para 1.214.838 habitantes (GDF, 2012b).

Ao comparar a variação máxima que ocorreu nas variáveis de qualidade da água, 22,11% para LDOM a 28m de profundidade, com o aumento populacional total na bacia, 45,9%, é possível inferir que o Lago possui certa capacidade de absorção e autodepuração, pois a variação na máxima na qualidade da água foi inferior ao aumento populacional. Entretanto, ressalta-se que essa análise foi realizada para o ponto C de monitoramento, local mais a jusante do Lago e próximo a barragem.

6 CONCLUSÕES

A utilização do modelo CE-QUAL-W2 no Lago Paraná – DF mostrou sua potencialidade de aplicação, podendo ser utilizado como ferramenta no gerenciamento dos recursos hídricos do DF. Essa foi a primeira vez que o modelo foi utilizado para modelagem do Lago Paranoá com fins de pesquisa acadêmica.

A modelagem utilizando o CE-QUAL-W2 exige a manipulação de uma grande quantidade e variedade de dados, tais como: séries históricas de vazões afluentes e efluentes, de variáveis de qualidade da água afluentes e no próprio corpo hídrico, dados de batimetria e meteorológicos. Como são inúmeros os órgãos e instituições responsáveis pela aquisição desses dados, a obtenção dos mesmos pode ser difícil e demorada.

Em vários lagos e reservatórios brasileiros os dados de vazão e de qualidade da água dos afluentes são escassos, assim como os dados de monitoramento qualitativo no próprio reservatório ou lago. O controle e registro de cotas e vazões turbinadas e vertidas nem sempre é feito com o rigor necessário. No Lago Paranoá essa situação não é tão crítica. Existem séries históricas com mais de 40 anos de dados. Contudo, existem lacunas que prejudicaram o processo de modelagem.

O escoamento superficial direto e as águas de drenagem urbanas podem ser importantes contribuições quantitativas e qualitativas para os sistemas hídricos, e em geral, não são medidos, salvo raros estudos específicos. No caso do Lago Paranoá, ainda não existem estudos consistentes que forneçam esses dados e, por isso, essas entradas não foram representadas adequadamente. Foi considerado somente o escoamento superficial direto que foi estimado com base no coeficiente de runoff obtido em um estudo específico sobre o Lago.

Dados de batimetria, geralmente, são difíceis de serem produzidos e obtidos. Muitas vezes estão disponíveis dados antigos de topografia do terreno antes do enchimento dos reservatórios, os quais, na maioria das vezes, não representam a condição atual necessária para a modelagem devido ao assoreamento ocorrido. Os dados de batimetria do Lago

Paranoá utilizados no presente estudo são referentes ao ano de 2009 e, ainda assim, possuíam algumas inconsistências.

As estações meteorológicas, muitas vezes, estão localizadas distantes dos lagos e reservatórios e, por isso, os dados podem não ser representativos das condições do clima e do tempo na região do sistema a ser modelado. É essencial que os dados de velocidade e direção do vento, indispensáveis para a modelagem de sistemas semi-lênticos ou lênticos, sejam representativos das condições do local do lago ou reservatório, pois o vento causa interferências diretas nesses tipos de sistemas. Os dados de vento utilizados no presente trabalho, por exemplo, não são ideais, pois a origem dos mesmos é de uma estação meteorológica distante do Lago Paranoá. Além disso, a estação de origem desses dados de vento é diferente da estação meteorológica onde foram obtidos os dados de radiação, precipitação, cobertura por nuvens e temperatura.

Os parâmetros que têm maior influência no módulo hidrodinâmico do modelo de qualidade da água do Lago Paranoá – DF foram identificados por meio da análise de sensibilidade. Esses parâmetros, em ordem de influência, relacionam-se a: (1) coeficiente de atrito do fundo (Chezy), (2) coeficiente de abrigo/atenuação do vento, (3) fração da radiação solar incidente absorvida na superfície da água, (4) coeficiente de troca de calor do fundo, (5) valor máximo do coeficiente de difusão vertical, (6) calor absorvido pelo sedimento que é transferido de volta para a coluna de água, (7) fator de atrito interfacial, (8) coeficiente de dispersão horizontal da temperatura, (9) albedo, (10) coeficiente de dispersão horizontal da quantidade de movimento.

Durante o processo de calibração do módulo hidrodinâmico foi verificado que a calibração apenas dos cinco parâmetros mais influentes foi suficiente para alcançar resultados considerados satisfatórios, utilizando como variável de controle o perfil de temperatura no ponto C de monitoramento, local próximo a barragem,.

Utilizando a mesma variável de controle, ao analisar os coeficientes Nash–Sutcliffe e os erros médios absoluto, pode-se concluir que a calibração e a verificação do modelo hidrodinâmico construído para o Lago Paranoá variou de adequado e bom a aceitável pois em algumas profundidades o desempenho do modelo na simulação da temperatura foi melhor do que nas demais. As temperaturas simuladas na calibração e verificação para as

profundidades de 1m e 28m foram as exceções, cujos resultados não foram satisfatórios. Nas camadas superiores a radiação solar tem grande influência na modelagem da temperatura. As ocorrências da estratificação térmica e da mistura na coluna de água também foram bem representadas.

As variáveis de qualidade da água, ortofosfato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio na forma de nitrito mais nitrato, matéria orgânica dissolvida facilmente degradável (LDOM), matéria orgânica dissolvida de difícil degradação (RDOM) e oxigênio dissolvido, foram simuladas sem a realização de calibração e verificação do modelo gerado. Mesmo assim a maioria dos resultados do modelo mostraram-se coerentes. Dessa forma, o modelo CE-QUAL-W2 apresenta-se como uma ferramenta que poderá ser utilizada, com a calibração adequada, nos estudos da qualidade da água do Lago Paranoá e em seu gerenciamento.

Comparando os dados estimados pelo modelo não calibrado com os dados observados no Lago, o modelo superestimou o fósforo e o nitrogênio na forma de nitrito mais nitrato e subestimou a amônia. Com base em uma análise preliminar, esses resultados podem ser um indicativo de que a velocidade de nitrificação estimada pelo modelo é maior do que está ocorrendo na realidade. A produção e o consumo de oxigênio dissolvido também podem estar alterados, causando interferências nas reações químicas

A simulação do cenário futuro foi realizada de maneira prospectiva, em termos do potencial do modelo, e não deve ser considerada como indicativo para o gerenciamento do lago. No entanto, a simulação do cenário mostrou que o modelo responde de maneira consistente às alterações nos dados de entrada.

Na simulação do cenário não foram verificadas alterações significativas nas concentrações das variáveis de qualidade da água. Contudo, as mudanças nas concentrações do fósforo, aumento médio de 10%, podem ser importantes a médio e longo prazo. O aumento das concentrações do fósforo poderia implicar na alteração do estado trófico de lago, possibilitando o desencadeamento de novo processo de eutrofização, com conseqüências diretas aos seus multiusuários.

7 RECOMENDAÇÕES

Em relação à maioria dos sistemas hídricos do Brasil, o Lago Paranoá dispõe de grande quantidade de dados e longas séries históricas, algumas com mais de 40 anos de dados. Entretanto, existem lacunas na maioria dos dados de entrada do modelo CE-QUAL-W2 e também nos dados do próprio Lago, necessários para comparação com os resultados das simulações, que limitam o processo de modelagem. Assim, é necessária a realização de estudos específicos para o preenchimento dessas lacunas nos diversos dados essenciais para a modelagem.

Devido à importância dos dados de velocidade e direção do vento, recomenda-se a instalação de anemógrafos nas proximidades do Lago Paranoá. Como a extensão do Lago é grande, é recomendável a instalação de mais de um equipamento nas proximidades do Lago.

A continuidade do monitoramento hidrológico e de qualidade da água no Lago e nos seus tributários deve ser ampliada, visando à melhora nos dados de entrada do modelo e para comparação com os resultados gerados. Desse modo, é recomendável a intensificação temporal do monitoramento qualitativo nos principais tributários do Lago Paranoá. O monitoramento quantitativo e qualitativo das galerias de águas de pluviais que deságuam no Lago também deve ser realizado, pois a descarga das águas pluviais pode ser significativa em termos qualiquantitativo de poluição, e devem ser informados como dado de entrada no modelo.

O monitoramento das variáveis de qualidade da água e da temperatura em outros pontos estratégicos no próprio Lago, em diversas profundidades, também deve ser realizado. Esses dados são essenciais para uma calibração mais acurada nos diversos braços do Lago, pois o formato dendrítico dos braços faz com que eles apresentem características diferentes. Esses dados também são indispensáveis para uma melhor compreensão dos diversos fenômenos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no Lago.

Uma demanda de estudo importante relacionada ao Lago refere-se ao conhecimento dos processos de sedimentação e ressuspensão. Além de serem importantes para o entendimento do funcionamento do Lago como um sistema, esses fenômenos têm relação direta com a qualidade da água.

Os procedimentos analíticos relacionados à matéria orgânica também podem ser melhorados ou revistos para análise das porções dissolvida e particulada, e lábil e refratária, que são as formas utilizadas pelo o modelo CE-QUAL-W2. Isso é importante para que se tenham dados de entrada no modelo de matéria orgânica da forma correta e também dados adequados para comparação com os resultados gerados.

Há necessidade de aprofundar o estudo do modelo com relação ao fósforo e nitrogênio, como essas variáveis interagem no modelo com a comunidade planctônica e com relação a sedimentação do fósforo

Pesquisas futuras que tenham a aplicação do modelo CE-QUAL-W2 no Lago Paranoá devem ser realizadas com o intuito de calibrar o módulo de qualidade de água e melhorar a calibração hidrodinâmica com maiores séries históricas e dados mais consistentes

BIBLIOGRAFIA

- Angelini, R., Bini, L. M., Starling, F. L. R. M. (2008). “Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do Lago Paranoá (Brasília – DF)”. *Oecologia Brasiliensis – Monitoramento biológico em ecossistemas aquáticos continentais*. 12(3) 560 – 567.
- Angelini, R., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. (2006). “Modeling energy flow in a large Neotropical reservoir: a tool to evaluate fishing and stability”. *Neotropical Ichthyology*. 4(2), 253 – 260.
- Bowen, J. D., Hieronymus, J. W., (2003). “A CE–QUAL–W2 Model of Neuse Estuary for Total Maximum Daily Load Development”. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 129(4) 283 – 294.
- Anjos, A. E. R., (2004). *Potencial turístico do Lago Paranoá – Pesca Esportiva*. Monografia para obtenção do título de Especialista em Ecoturismo, Universidade de Brasília – UnB, Centro de Excelência em Turismo, Brasília – DF, 43p.
- Castelo Branco, C. W., (1991). *A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília – UnB, Instituto de Biologia, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Brasília – DF, 341p
- Agência Nacional de Águas (2009). *Resolução número 158, de 30 de março de 2009*. Brasília – DF, 2.
- Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (2007). *Despacho/ADASA número 087, de 18 de setembro de 2007*. Brasília – DF, 3.
- Azevedo, G. T., Porto, R. L. L. e Zahed Filho, K., (2002). “Modelos de simulação e de rede de fluxo.” In: Porto, R. L. L. (org.). *Técnicas Quantitativas para o*

Gerenciamento de Recursos Hídricos, Ed. Universidade/UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre – RS, 165 – 237.

Barbetta, P. A., (2005). *Estatística aplicada às ciências sociais*, Ed. da UFSC, Florianópolis – SC, 340.

Barros, M. T. L., (2005). “Gestão de Recursos Hídricos” in Philippi Jr, A. e Alves, A. C. (eds.) *Curso interdisciplinar de direito ambiental*. Manole, Barueri – SP, 811–861.

Barth, F. T., Pompeu, C. T., Fill, H. D., Tucci, C. E. M., Kelman, J., Braga Jr., B. P. F., (1987). *Modelos para gerenciamento de recursos hídricos*. Nobel / ABRH, São Paulo – SP, 526p.

Berger, C. J., Wells, S. A., Annear, R. (2005). *Laurance Lake Temperature Model*. Technical Report. Portland, EUA.

Bowen, J. D., Hieronymus, J. W., (2003). “A CE–QUAL–W2 Model of Neuse Estuary for Total Maximum Daily Load Development”. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 129(4) 283 – 294.

Burnett, J. A. B., Mattos, S. P., Azzolin, N. M. P., (2001). “IX – Intervenções da Companhia de Saneamento” in Fonseca, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Brasília – DF.

Castelo Branco, C. W. (1991). *A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília – UnB, Instituto de Biologia, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Brasília – DF, 341p

Castro, M. M. (2010). *Modelação matemática de lagos e reservatórios – Caso do Reservatório Billings*. Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo – SP, 226p.

- Chapra, S.C., (1997). *Surface Water–Quality Modeling*. McGraw–Hill, Nova Iorque, EUA, 844p.
- Coelho, R. M. P. (1983). *Efeitos do zooplâncton na composição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Instituto de Biologia, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Brasília – DF, 163p.
- Cole, T.M. e Wells, S A. (2008). *CE–QUAL–W2: A Two Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.6*. User’s manual., Washington, DC, E.U.A., 715.
- Collischonn, W. (2001). *Simulação hidrológica de grandes bacias*. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH, Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre – RS, 270p.
- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB, (2003). *Plano de Gestão e Preservação do Lago Paranoá – Produto 01: Levantamento, Caracterização, Evolução e Situação Atual*. Brasília – DF, 289p.
- Companhia Energética de Brasília – CEB, (2010). *Usina do Paranoá – Dados Compilados*. Brasília – DF, 10p
- Corrêa, A. C. G., (2011). *Modelos qualitativos de simulação sobre a dinâmica do plâncton em diferentes estados de trofia no Lago Paranoá*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Pós Graduação em Ecologia, Brasília – DF, 140p.
- Cunha, C. L. da N., Ferreira, A. P., Rosman, P. C. C. (2006a). “Contribuições para o Desenvolvimento da Capacidade de Previsão de um Modelo de Qualidade de Água”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 11(2), 71 – 83.

- Cunha, C. L. da N., Rosman, P. C. C., Ferreira, A. P., Monteiro, T. C. N. (2006b). “Hydrodynamics and water quality models applied to Sepetiba Bay”. *Continental Shelf Research*, 26(16), 1940 – 1953.
- Dantas, C. E. O., (2005). *Análise dos efeitos dinâmicos em reservatórios de grande extensão: Estudo de caso: Reservatório de Sobradinho*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Pós Graduação em Engenharia Civil, Área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Recife – PE, 89p.
- Daru, R. L., Silva, E. D. B., Kam, A., Gibertoni, R. F. C. (2011). “Simulação hidrodinâmica 3D de enchimento do reservatório da usina hidrelétrica de Mauá”. *XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Maceió – AL.
- Debele, B., Srinivasan, R., Parlange, J. Y. (2008). “Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE–QUAL–W2) for better water resources management in complex river basins”. *Environmental Modeling and Assessment*, 13(1), 135 – 153.
- De Luca, S. J. (2003). “UHE Corumbá IV. Previsão de Impactos nos Recursos Hídricos”. *22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Joinville – SC.
- Elmoor–Loureiro, L. M. A. (1984). *Aspectos ecomorfológicos em Bosmina (Crustácea, Cladóccera) no Lago Paranoá, Brasília – DF*. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília – UnB, Instituto de biologia, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Brasília – DF 105p.
- Esteves, F. A., (1988). *Fundamentos de Limnologia*. 1. edição, Interciência (Ed.), Rio de Janeiro – RJ, 575p.
- Esteves, F. A., (1998). *Fundamentos de Limnologia*. 2. edição, Interciência (Ed.), Rio de Janeiro – RJ, 602p.

- Ferrante, J. E. T., Roncan, L., Netto, B. P. (2001). “III – Meio Físico” in Fonseca, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Brasília – DF, 45–78
- Fragoso Júnior, C. R., Lins, R. C., Collischonn, W., Marques, D. M. (2011). “Simulação da Hidrodinâmica da Lagoa Mangueira (RS)”. *XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Maceió – AL.
- Fragoso Júnior, C. R., Tucci, C. E. M., Collischonn, W., Marques, D. M. L. M. (2007a). “Simulação de Eutrofização em Lagos Rasos: I – Modelo e Precisão Numérica”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. 12(4), 23–35.
- Fragoso Júnior, C. R., Tucci, C. E. M., Collischonn, W., Marques, D. M. L. M. (2007b). “Simulação de Eutrofização em Lagos Rasos II: Sistema Taim”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. 12(4), 37–48.
- Freitas, J. S. (1983). *Variação sazonal e distribuição vertical de micro crustáceos planctônicos no Lago Paranoá, DF*. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília – UnB, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Brasília – DF, 110p.
- Galvão, L. M. (2005). *Comunidade Planctônica e o Processo de Restauração do Lago Paranoá, DF*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília – UnB, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Brasília – DF, 251p.
- Gastaldini, M. C. C., Paz, M. F., Kraemer, M. C. N., Paiva, E. M. C. D., Paiva, J. B. D. (2002). “Modelagem matemática da qualidade das águas do reservatório do Arroio Vacaí–Mirim”. *XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Cancun, México.
- Gastaldini, M. C. C., Paz, M. F., Thomaz, F., Kraemer, M. C. N. (2001). “Simulação do oxigênio dissolvido e da temperatura no reservatório do Arroio Vacaí–Mirim utilizando o modelo CE–QUAL–W2”. *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. João Pessoa – PB.

- Giani, A. (1984). *Distribuição horizontal do fitoplâncton e zooplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília – UnB, Instituto de Biologia, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Brasília – DF. 148p.
- Governo do Distrito Federal – GDF (2012a). *Revisão e Atualização do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal –Volume I Diagnóstico*. Brasília – DF, 830.
- Governo do Distrito Federal – GDF (2012b). *Revisão e Atualização do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal –Volume II Prognóstico e Programas de Ação*. Brasília – DF, 1094.
- Gubiani, E. A., Angelini, R., Vieira, L. C. G., Gomes, L. C., Agostinho, A. A. (2011). “Trophic models in Neotropical reservoirs: Testing hypotheses on the relationship between aging and maturity”. *Ecological Modelling*. 222(23-24) 3838 - 3848
- Huang, Y., Liu, L. (2010).”Multiobjective Water Quality Model Calibration Using a Hybrid Genetic Algorithm and Neural Network–Based Approach”. *Journal of Environmental Engineering*. 136(10) 1020 – 1031.
- Jesus, J. A. O., Bittencourt, A. G., Pereira, C. A. A. O., Takiish, M., Menegon, N., Chieh, T. H. L. (2007). “Implementação de modelo hidrodinâmico 3D de qualidade da água no alto e médio Tietê”. *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. São Paulo – SP.
- Jørgensen, S. E., (2010). “A review of recent developments in lake modeling”. *Ecological Modelling*, 221(4), 689 – 692.
- Ji, Z. G. (2008). *Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes and estuaries*. John Wiley & Sons Interscience, New Jersey, EUA, 676.
- Koide, S. – Coordenador (2010). *Avaliação do impacto do uso da terra sobre os sistemas aquáticos das Bacias Hidrográficas do Descoberto e do Paranoá para determinação*

de indicadores de integridade ambiental. Projeto de rede de pesquisa, edital MCT/CNPq/FNDCT/FAPs/MEC/CAPES/PRO-CENTRO-OESTE Nº 031/2010.

Kurup, R. G., Hamilton, D. P., Phillips, R. L. (1999). “Comparison of two 2–dimensional laterally averaged hydrodynamic model applications to the Swan River Estuary”. *Mathematics and Computers Simulation*, 51(2000), 627–638.

Liporoni, L. M. (2012). *Estudo preliminar da qualidade da água do Lago Paranoá, Brasília – DF, utilizando um modelo de qualidade de água bidimensional*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM–138/2012, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 188p.

Lorz, C., Abbt–Braun, G., Bakker, F., Borges, P., Bornick, H., Fortes, L., Frimmel, F. H., Gaffron, A., Hebben, N., Hofer, R., Makeschin, F., Neder, K., Roig, H. L., Steiniger, B., Strauch, M., Walde, D., Weib, H., Worch, E., Wummel, J. (2012). “Challenges of an integrates water resource management for the Distrito Federal, Western Central Brazil: climate, land–use and water resources”. *Enviromental Earth Sciences*. 65(5) 1575 – 1586.

Martin, J. L., McCutcheon, S. C. (1999). *Hidrodynamics and transport for water quality modeling*. Lewis Publishers, EUA.

Martin, J., Hewaterlee, C., Cole, T. (1999). “Two–dimensional water quality modeling using ce–qual–w2 on selected reservoirs”. *Proceedings of the 1999 Georgia Water Resources Conference*. The University of Georgia, Institute of Ecology, Athens, Georgia, USA.

Meneses, P. H. B. J. (2010). *Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na Bacia do Lago Paranoá*. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília – UnB, Instituto de Geociências – IG, Pós–Graduação em Geociências Aplicadas (Área de concentração geo-processamento e Análise Ambiental), Brasília – DF, 133p.

- 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. D., Downing, A. S., Elliott, J. A., Gaedke, U., Genova, S. N., Gulati, R. D., Håkanson, L., Hamilton, D. P., Hipsey, M. R., Hoen, J., Hulsmann, 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., Fragoso, C. R. (2010). “Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches”. *Aquatic Ecology*, 44(3), 633 – 667.
- Mortiz, C. M. (2007). *Aplicação do modelo CE–QUAL–W2 para a Usina Hidrelétrica Barra Grande – Rio Pelotas (Santa Catarina e Rio Grande do Sul): uma comparação entre duas formas de alimentação de dados*. Trabalho de conclusão de curso de graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 96p.
- Netto, B. P. (2001). “III – Meio Físico” in Fonseca, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Brasília – DF, 45–78.
- Ostfeld, A., Salomons, S. (2004). “A hybrid genetic–instance based learning algorithm for CE–QUAL–W2 calibration”. *Journal of Hydrology*, 310(1–4), 122 – 142.
- Parente, A. A., (2006). *Lago Paranoá: Lazer e Sustentabilidade Urbana*. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília – UnB, Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação, Área de concentração: Paisagem, Ambiente e Sustentabilidade, Brasília – DF, 147p.
- Pereira, R. S., Niencheski, L. F. H. (2003a). “Modelo Delft3D: validação e obtenção das variáveis hidrodinâmicas da Lagoa dos Patos”. *2ª Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental*, Itajaí – SC.
- Pereira, R. S., Niencheski, L. F. H. (2003b). “Processos que regem a qualidade da água da Lagoa dos Patos, segundo modelo Delft3D”. *V Encontro de Pós-Graduação – II Mostra da Produção Universitária Rio Grande – FURG*, Rio Grande – RS.

- Pereira, R. S. (2004a). “Modelos de qualidade de água”. *Revista eletrônica de Recursos Hídricos*, 1(1), 37–48, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Porto Alegre – RS.
- Pereira, C. E. B. (2004b). *A capacidade de suporte do Lago Paranoá avaliada pela dinâmica do fósforo, frente à ocupação de sua bacia de drenagem*. Dissertação de mestrado, Universidade Católica de Brasília – UCB, Programa de Pós-Graduação Stricto Sensus em Planejamento e Gestão Ambiental, Brasília – DF, 150p.
- Pereira, R. S., Niencheski, L. F. H. (2004). “Simulação do tempo de residência da Lagoa dos Patos”. *XXI Congresso Latino Americano de Hidráulica*, São Pedro – SP.
- Pereira, R. S., Tucci, C. E. M. (2005). “Método eficiente para solução das equações de águas rasas em 3D”. *I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul – I Simpósio de Águas da AUGM*, Santa Maria – RS.
- Pereira, L. P. (2006). *Avaliação econômica do uso do Lago Paranoá para atividades recreacionais*. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília – UnB, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Brasília – DF, 197 p.
- Pires, V. A. de C. (2004). *Metodologia para apoio à gestão estratégica de reservatórios de usos múltiplos: o caso do Lago Paranoá, no Distrito Federal*. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília – UnB, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Brasília – DF, 219 p.
- Pires, A. C. B., Ianniruberto, M. – Coordenadores (2008). *Caracterização morfológica e estratigráfica do Lago Paranoá*. Projeto de pesquisa, convênio FAPDF nº 33/2008 – Tecnologias Ambientais, com colaboração da Delegacia Fluvial de Brasília (Ministério da Marinha).
- Porto, R. L. L. e Azevedo, L. G. T. (2002). “Sistemas de suporte a decisão a problemas de recursos hídricos” in Porto, R. L. L. (org.). *Técnicas quantitativas para o*

gerenciamento de recursos hídricos. 2 ed., Editora da UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre – RS, 43–98.

Pufal, M. I. (2001). *Uso de sensoriamento remoto na obtenção de parâmetros de qualidade da água em Lagos*. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília – UnB, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Brasília – DF, 146 p.

Rebolças, A. da C., (2002). “Água doce no mundo e no Brasil” in Rebolças, A. da C.; Braga, B.; Tundisi, J. G.. *Águas doce no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 2. edição, Escrituras Editora, São Paulo – SP, 1–37.

Rivera, E. A. C., (2003). *Modelo sistêmico para compreender o processo de eutrofização em um reservatório de água*. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia de Alimentos, Campinas – SP, 152p.

Rodrigues, G. H., Felizatto, M. R., Starling, F. L. R. M., Pereira, C. E. B. (2007). “Avaliação atual da qualidade da água do Lago Paranoá, Brasília–DF”. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte – MG.

Roig, E. (2010). *Cd do Workshop Internacional – Recursos Hídricos e Uso do Solo: Projeto Água DF*. “Land use change on Paranoá Basin”. Brasília – DF.

Romeiro, N. M. L.; Cirilo, E. R. ; Natti, P. L. (2007). “Estudo do Escoamento e da Dispersão de Poluentes na Superfície do Lago Igapó I”. *II Seminário Nacional Sobre Regeneração Ambiental de Cidades*. Londrina – PR.

Romeiro, N. M. L.; Castro, R. G. S., Cirilo, E. R. ; Natti, P. L. (2010). “Local calibration of coliforms parameters of water quality problem at Igapó I Lake, Londrina, Paraná, Brazil”. *Ecological Modelling*, 222(11) 1888 – 1896

Rosman, P. C. C. (2009). *Referência Técnica do SisBaHiA*. COPPE – Engenharia Costeira & Oceanográfica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ.

- Silva, H. L. G. (2006). *Modelagem bidimensional do fósforo com vistas a gestão de bacias hidrográficas – estudo de caso: reservatório de Fiú, Paraná*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba – PR, 107 p.
- Smaha, N. e Gobbi, M. F. (2003). “Implementação de um modelo para simular a eutrofização do reservatório Passaúna – Curitiba– PR”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. 8(3), 59 – 69
- Souza, R. S. (2006). *Simulação hidrodinâmica da qualidade da água. Estudo de caso: Ajuste do modelo CE–QUAL–W2 à sub–bacia do Arroio Demétrio, bacia hidrográfica do rio Gravataí/RS*, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH, Programa de Pós–Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre – RS, 156p.
- Starling, F. L. R. M. (1989). *Estudo Experimental dos Impactos de Peixes Planctófagos sobre a Comunidade Planctônica e a Qualidade da Água do Lago Paranoá, Brasília, DF*. Dissertação de Mestrado, Brasília – DF, 238p.
- Straskraba, M. e Tundisi, J. G., (2000). *Diretrizes para o gerenciamento de lagos – Volume 9 Gerenciamento da qualidade da água de represas*. São Carlos – SP, 280p.
- Thomann, V.R. e Mueller, J. A., (1987). *Principles of surface Water Quality Modeling and Control*. Harper & Row Publishers (ed), E.U.A., 644p.
- Thomann, R. (1998). “The future “Golden Age” of predictive Models for surface water quality and ecosystem management”. *Journal of Enviromental Engineering*, Fevereiro de 1998, 94–103.
- Toledo, L. G. (1986). *Estudo anual da produção primária do fitoplâncton e dos fatores limnológicos no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil*. Dissertação de Mestrado,

Universidade de Brasília – UnB, Instituto de Biologia, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Brasília – DF, 96p.

Tucci, C. E. M., (1987). "Modelos determinísticos" in Barth, F. T., Pompeu, C. T., Fill, H. D., Tucci, C. E. M., Kelman, J., Braga Jr., B. P. F.. *Modelos para gerenciamento de recursos hídricos*. Nobel / ABRH, São Paulo – SP, 526.

Tucci, C. M., (2005). *Modelos hidrológicos*. 2ª edição, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS, 678p.

Tundisi, J. G., Tundisi, T. M., Rocha, O., (2002). "Limnologia de águas interiores. Impactos, conservação, e recuperação de ecossistemas aquáticos." in Rebolcas, A. da C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (2002). *Águas doce no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 2. edição, Escrituras Editora, São Paulo – SP, 195–225.

Tundisi, J. G., Tundisi, T. M., (2008). *Limnologia*. 1 edição, Editora Oficina de Textos, São Paulo – SP, 631p.

U.S. Department of the Interior (2009). *Reclamation Managing Water in the West – Manuals and Standards: Guidelines for Collecting Data to Support Reservoir Water Quality and Hydrodynamic Simulation Models*. Denver, Colorado, E.U.A., 50.

Villa, A. T., (2005). *Avaliação ambiental de qualidade da água do lago do parque Barigui: potencial de poluição orgânica*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba – PR, 204p.

Yu, S. J., Lee, J. Y., Ha, S. R. (2010). "Effect of seasonal diffuse pollution migration on natural organic matter behavior in a stratified dam reservoir". *Journal of Environmental Sciences*. 22(6), 908 – 914.

Washington State Department of Ecology (2004), *Spokane River and Lake Spokane (Long Lake) Pollutant Loading Assessment for Protecting Dissolved Oxygen*. Olympia, Washington, E.U.A., 145.

Wells, S. (2009). *W2 Version 3.6 Release Notes*. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Estadual de Portland, EUA.

Wells, S A. (2011). *Curso de modelagem de qualidade de água em rios e reservatórios*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH e Odebrecht Energia, Brasília – DF

ANEXO I

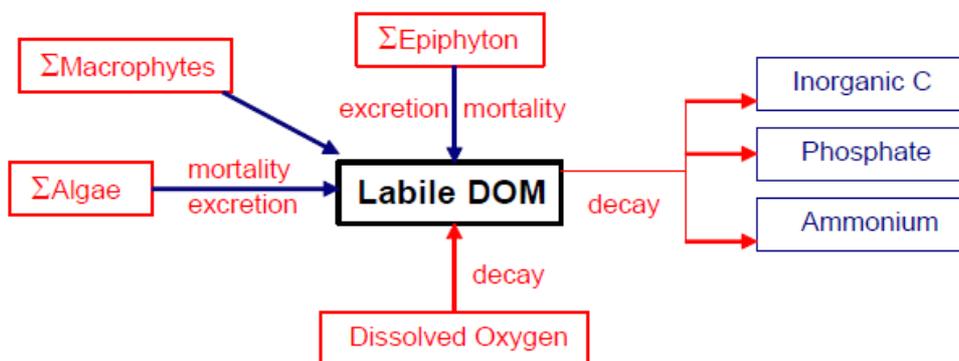


Figura 1 – Modelo conceitual da matéria orgânica lábil dissolvida utilizado no CE-QUAL-W2.

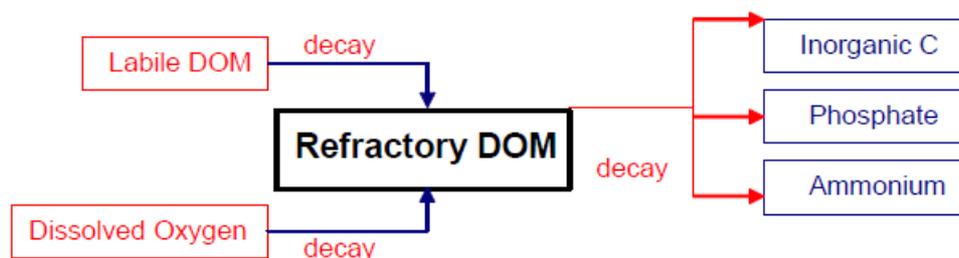


Figura 2 – Modelo conceitual da matéria orgânica refratária dissolvida utilizado no CE-QUAL-W2.

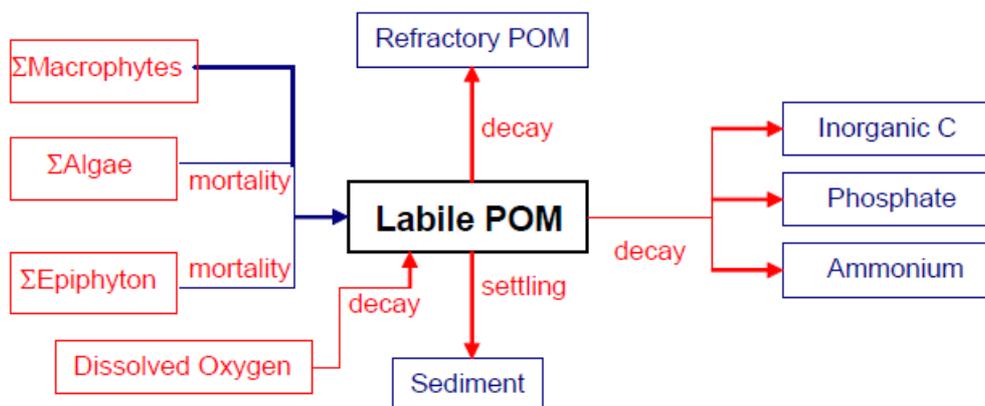


Figura 3 – Modelo conceitual da matéria orgânica lábil particulada utilizado no CE-QUAL-W2.

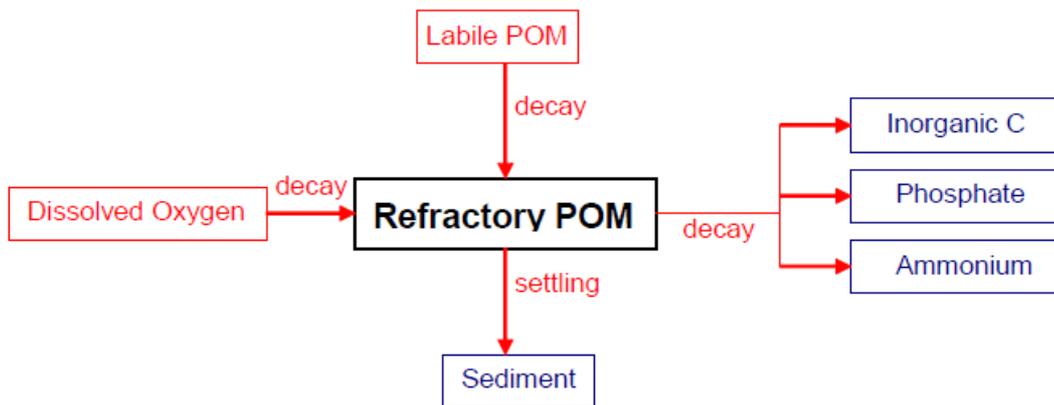


Figura 4 – Modelo conceitual da matéria orgânica refratária particulada utilizado no CE-QUAL-W2.

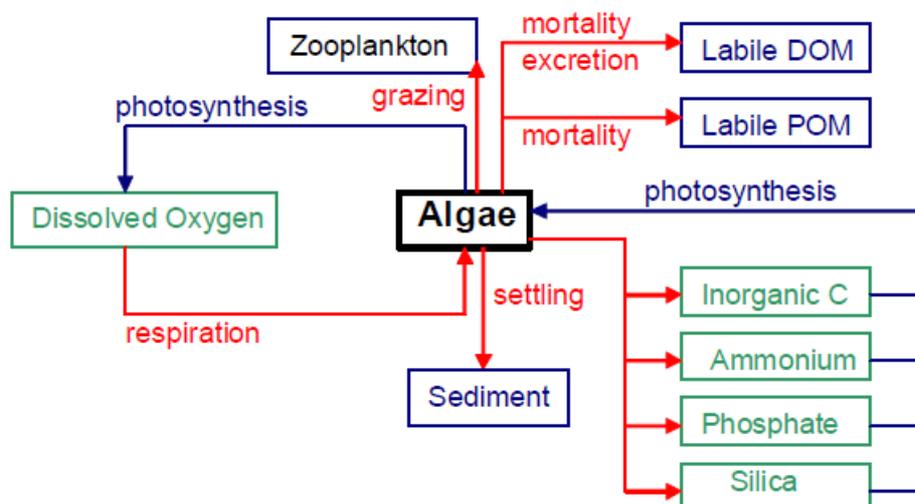


Figura 5 – Modelo conceitual de algas utilizado no CE-QUAL-W2.

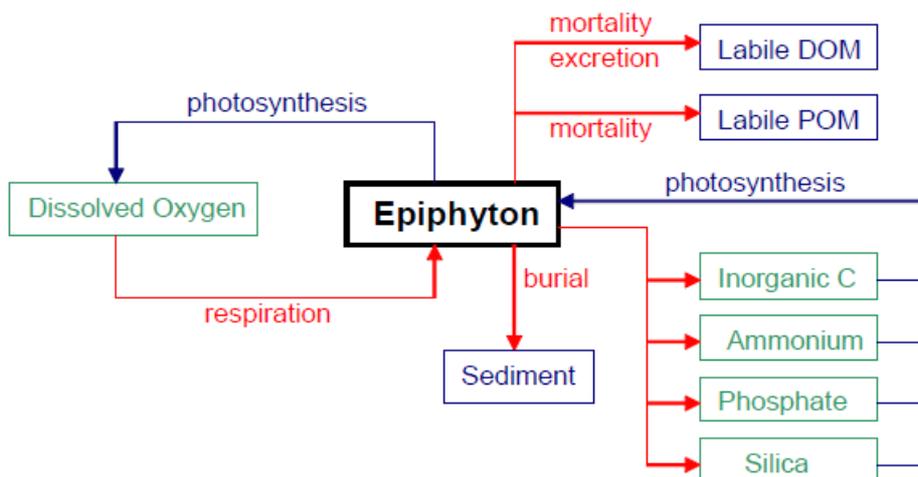


Figura 6 – Modelo conceitual de epifiton utilizado no CE-QUAL-W2.

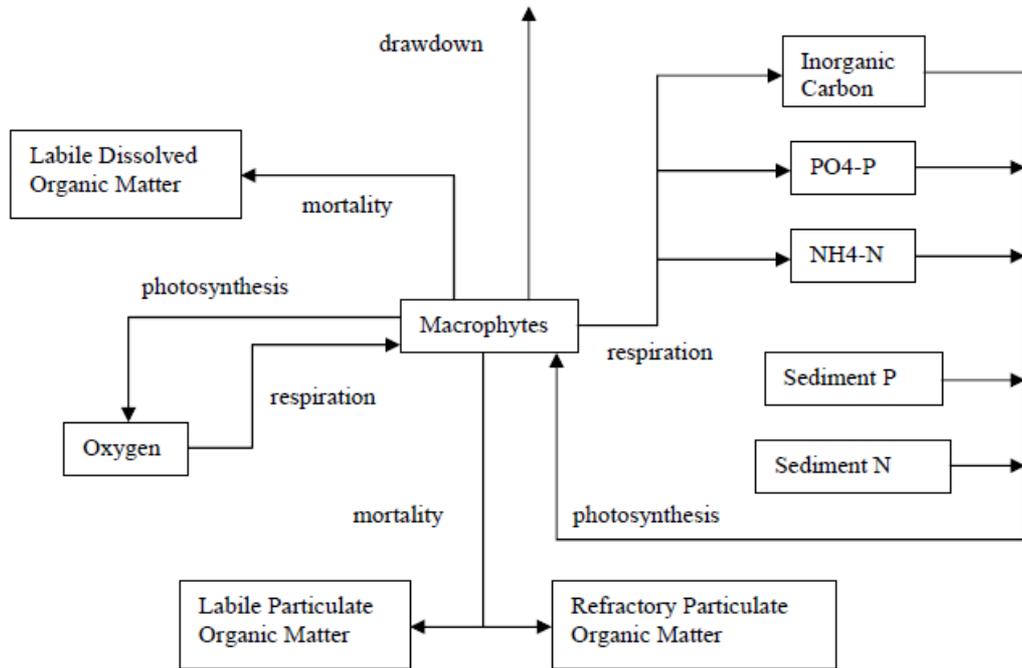


Figura 7 – Modelo conceitual de macrófitas utilizado no CE-QUAL-W2.

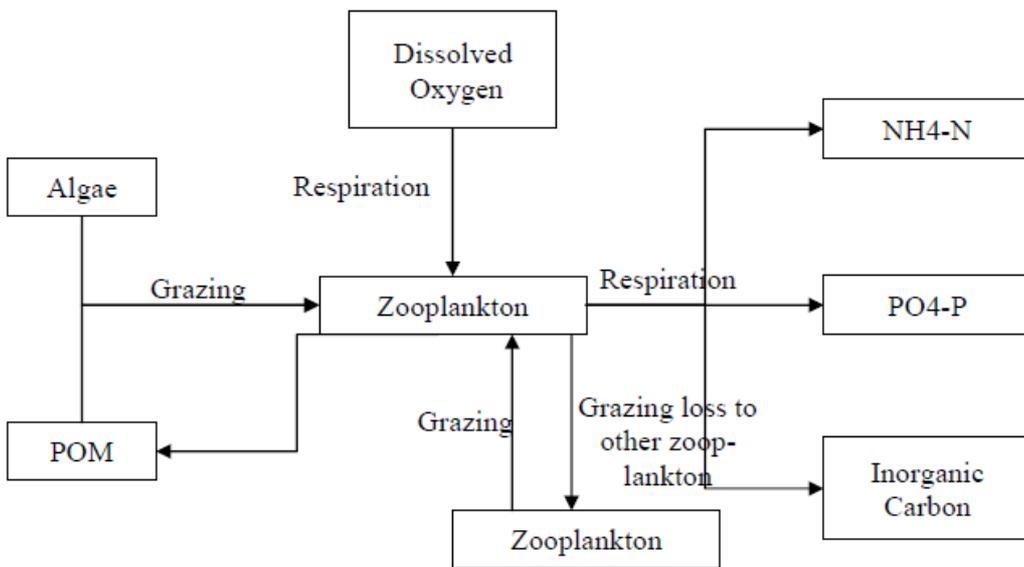


Figura 8 – Modelo conceitual de zooplankton utilizado no CE-QUAL-W2.

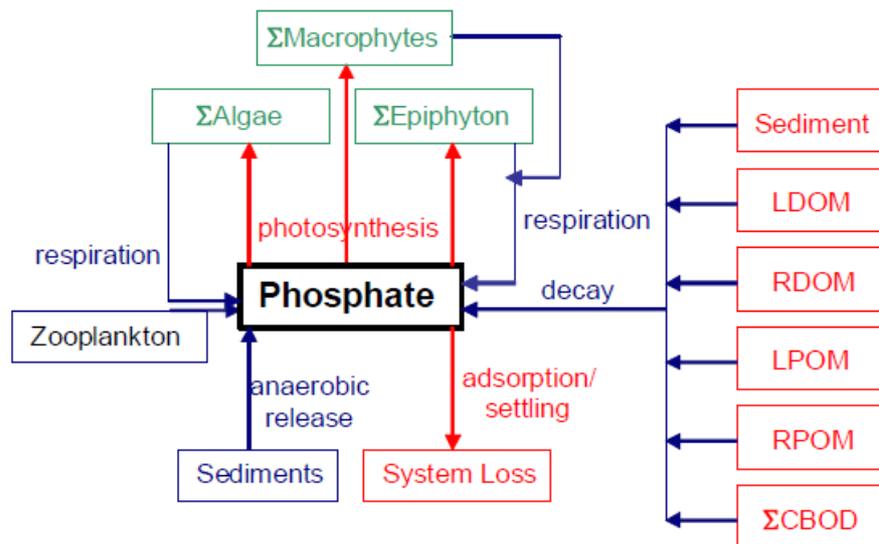


Figura 9 – Modelo conceitual de fósforo utilizado no CE-QUAL-W2.

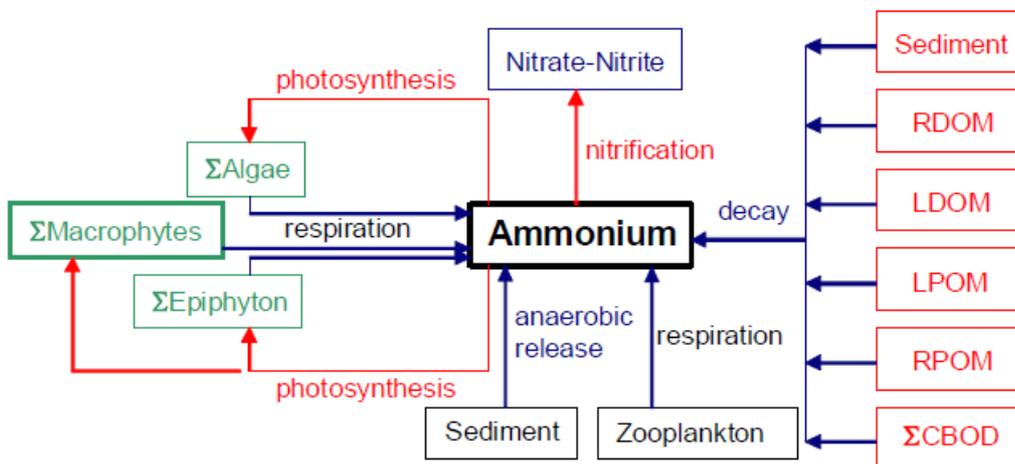


Figura 10 – Modelo conceitual de amônia utilizado no CE-QUAL-W2.

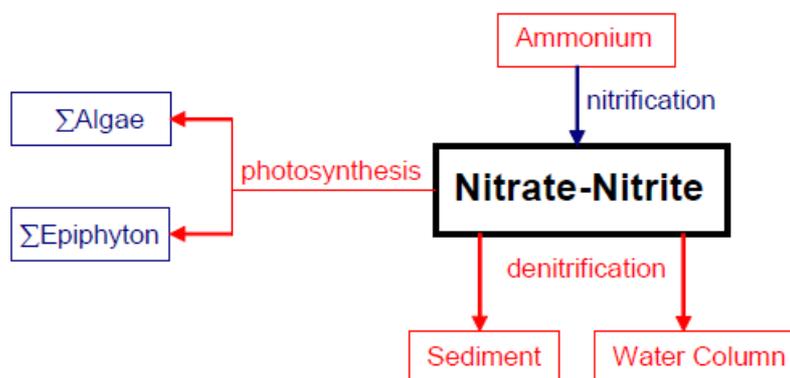


Figura 11 – Modelo conceitual de nitrito mais nitrato utilizado no CE-QUAL-W2.

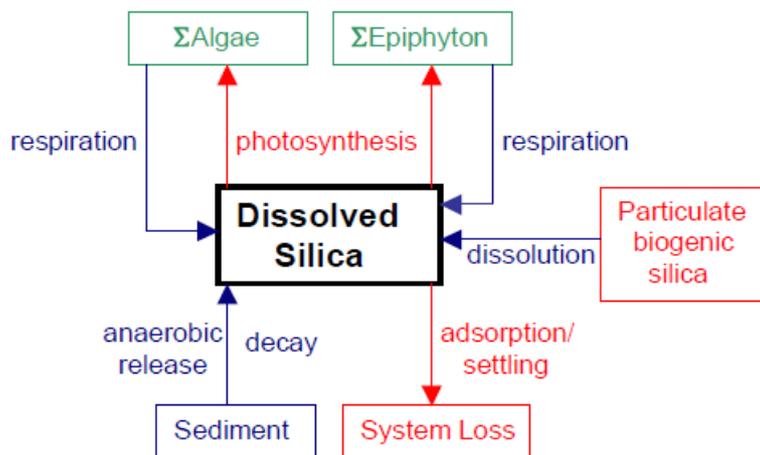


Figura 12 – Modelo conceitual de sílica dissolvida utilizado no CE-QUAL-W2.

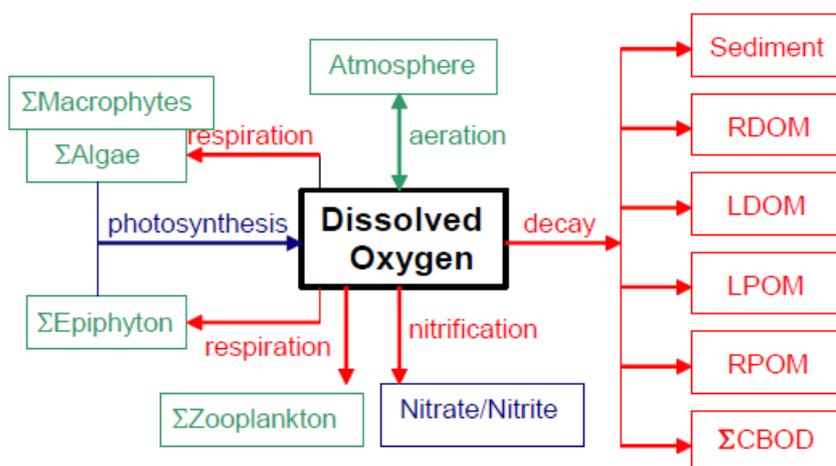


Figura 13 – Modelo conceitual de oxigênio dissolvido utilizado no CE-QUAL-W2.

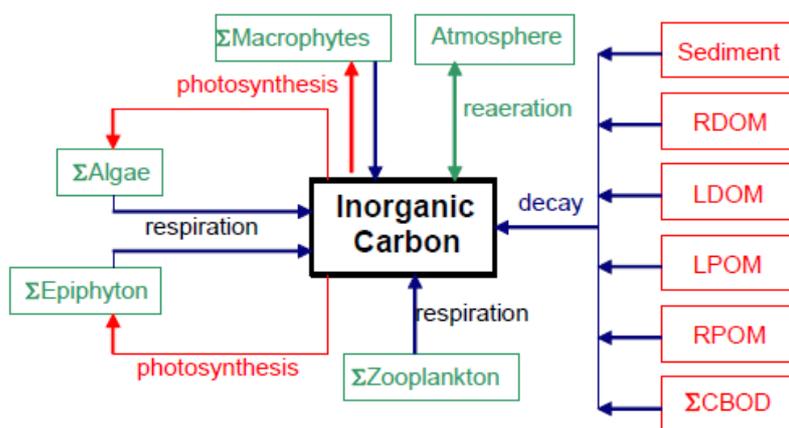


Figura 14 – Modelo conceitual de carbono inorgânico utilizado no CE-QUAL-W2.

ANEXO II

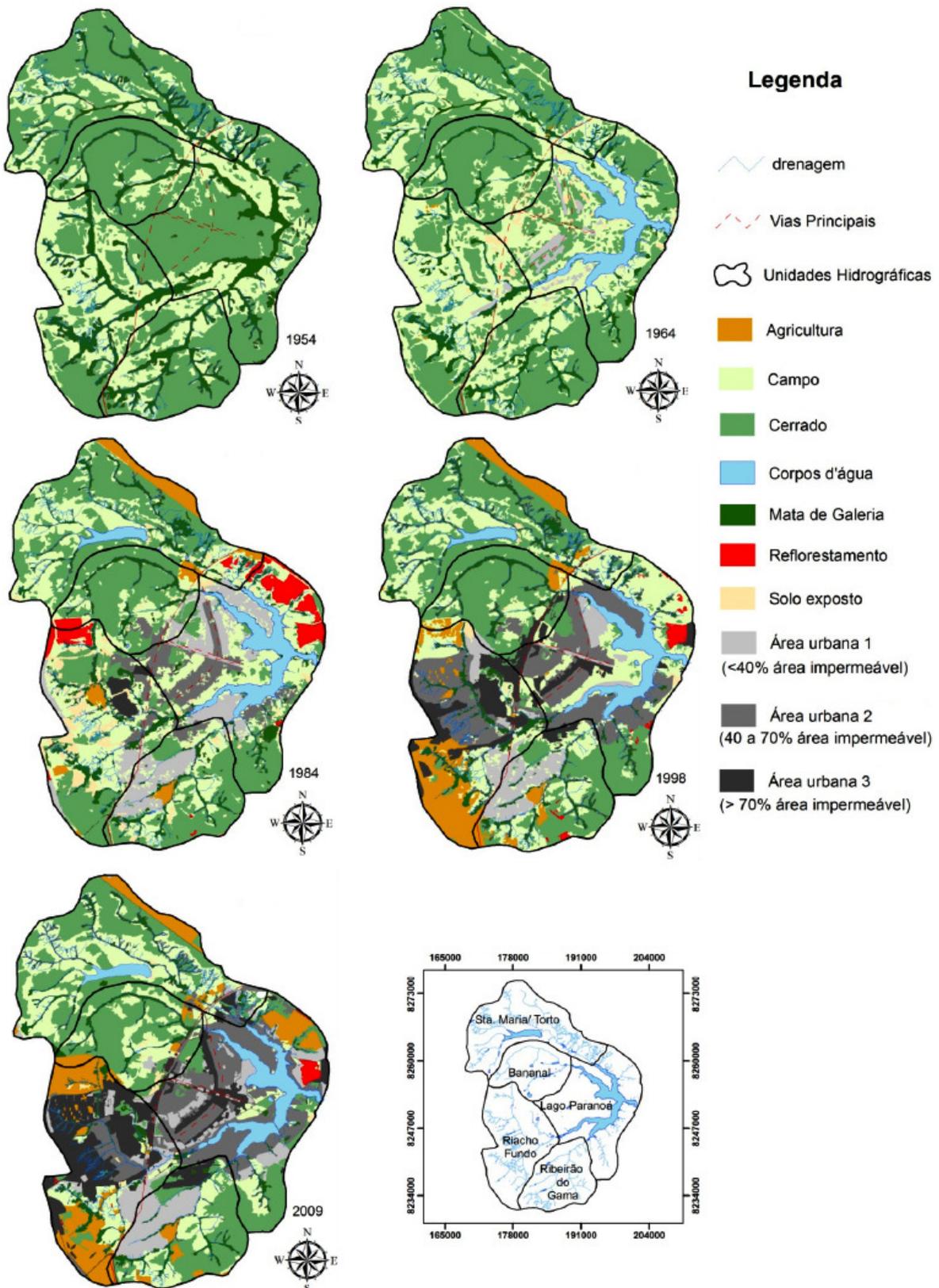


Figura 1 – Evolução do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Lago Paranoá. (Menezes, 2010 *apud* Roig, 2010)

ANEXO III

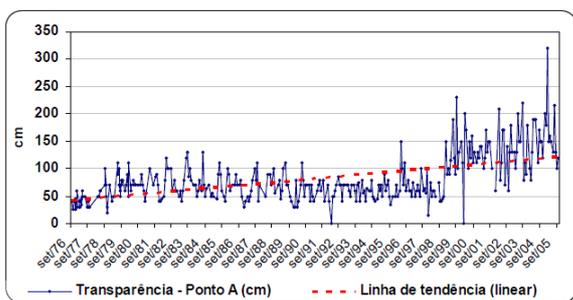


Figura 1 – Transparência no braço do Riacho Fundo (CAESB, 2005 B, *apud* Pereira 2006).

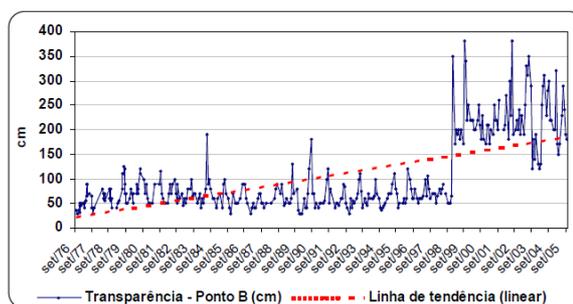


Figura 2 – Transparência no braço do Ribeirão do Gama (CAESB, 2005 B, *apud* Pereira 2006).

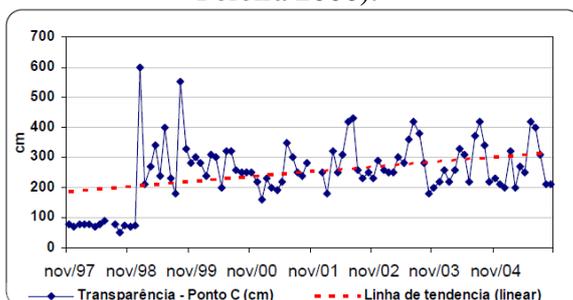


Figura 3 – Transparência no Corpo Central (CAESB, 2005 B, *apud* Pereira 2006).

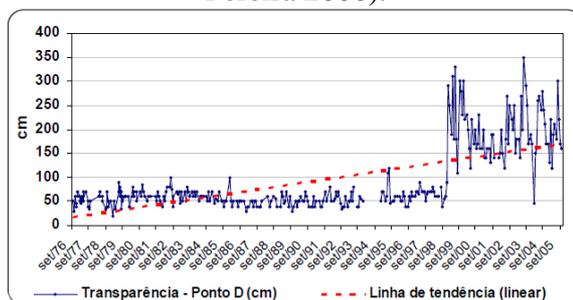


Figura 4 – Transparência no Ribeirão do Torto (CAESB, 2005 B, *apud* Pereira 2006).

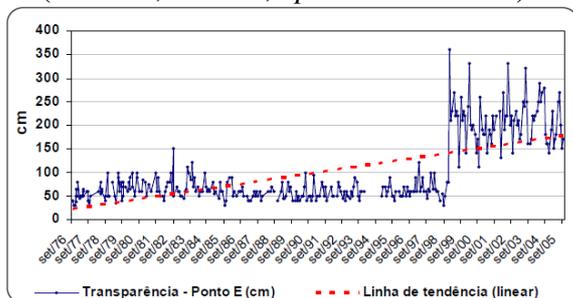


Figura 5 – Transparência no Ribeirão do Bananal (CAESB, 2005 B, *apud* Pereira 2006).

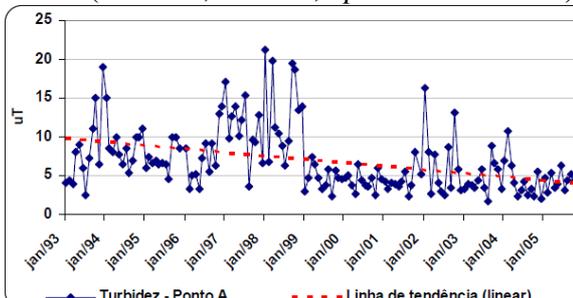


Figura 6 – Turbidez no braço do Riacho Fundo (CAESB, 2005 B, *apud* Pereira 2006).

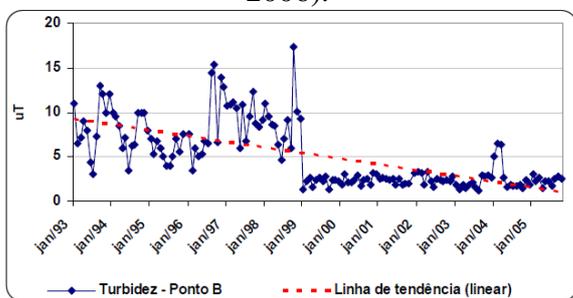


Figura 7 – Turbidez no braço do Ribeirão do Gama (CAESB, 2005 B, *apud* Pereira 2006).

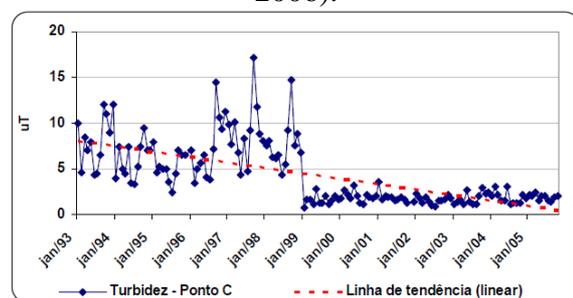


Figura 8 – Turbidez no Corpo Central (CAESB, 2005 B, *apud* Pereira 2006).

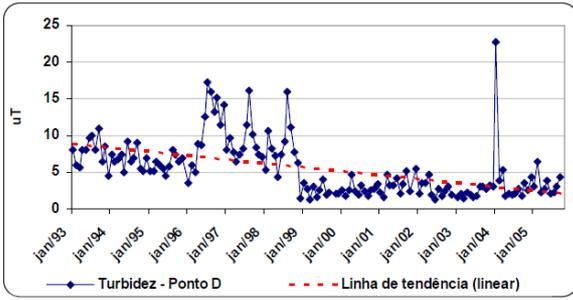


Figura 9 – Turbidez no braço do Ribeirão do Torto (CAESB, 2005 B, *apud* Pereira 2006).

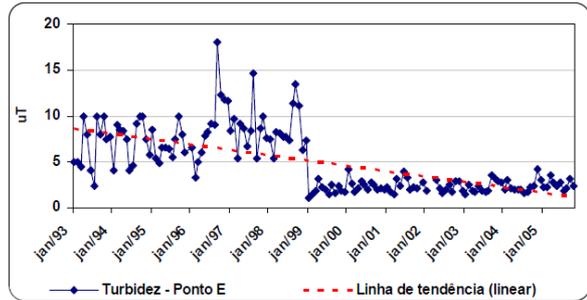
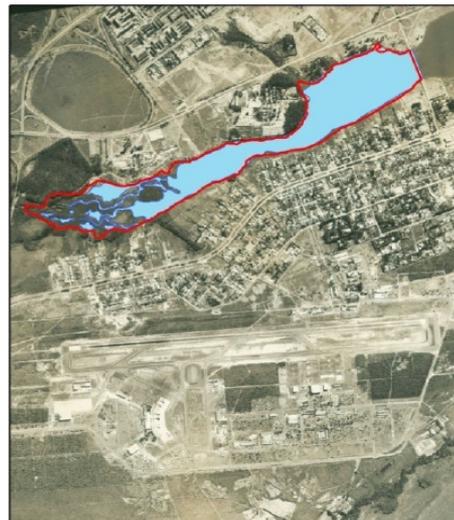


Figura 10 – Turbidez no braço do Ribeirão do Bananal (CAESB, 2005 B, *apud* Pereira 2006).

ANEXO IV



A) 1966



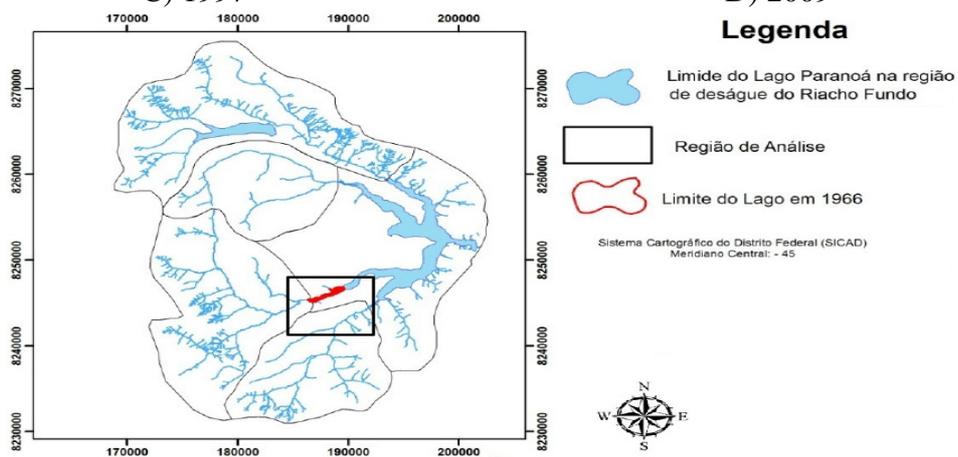
B) 1982



C) 1997



D) 2009



E) Porção do braço do Riacho Fundo do estudo.

Figura 1 – Evolução do processo de assoreamento no braço do Ribeirão do Riacho Fundo durante os anos de 1966 (A), 1982 (B), 1997 (C) e 2009 (D) (Menezes, 2010 *apud* Roig, 2010).