



UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE PALMAS
MESTRADO EM CIÊNCIAS DO AMBIENTE

LUZIMEIRE RIBEIRO DE MOURA CARREIRA

**AVALIAÇÃO DAS PRESSÕES QUÍMICAS OCORRIDAS
NO RESERVATÓRIO DA UHE LUÍS EDUARDO MAGALHÃES
POR MEIO DE ESTUDOS ECOTOXICOLÓGICOS E
APLICAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS**

PALMAS-TO

2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

LUZIMEIRE RIBEIRO DE MOURA CARREIRA

**AVALIAÇÃO DAS PRESSÕES QUÍMICAS OCORRIDAS
NO RESERVATÓRIO DA UHE LUÍS EDUARDO MAGALHÃES
POR MEIO DE ESTUDOS ECOTOXICOLÓGICOS E
APLICAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-graduação em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências do Ambiente

Orientadora: Prof.^a Liliana Pena Naval, D. Sc.

Co-orientador: Prof.^o Amadeu Mortágua Soares, Ph.D.

PALMAS-TO

2008

TERMO DE APROVAÇÃO

LUZIMEIRE RIBEIRO DE MOURA CARREIRA

**AVALIAÇÃO DAS PRESSÕES QUÍMICAS OCORRIDAS
NO RESERVATÓRIO DA UHE LUÍS EDUARDO MAGALHÃES
POR MEIO DE ESTUDOS ECOTOXICOLÓGICOS E
APLICAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS**

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no curso de Pós-graduação em Ciências do Ambiente, da Universidade Federal do Tocantins, pela seguinte banca examinadora:

Prof.^a Liliana Pena Naval, DSc (CIAMB/UFT)
(Orientadora)

Prof.^a Cristina Célia Silveira Brandão, PhD (ENC/FT/UNB)
(Examinador Externo)

Prof.^o Fernán Enrique Vergara Figueroa, DSc (UFT)
(Examinador Interno)

Palmas, 19 de maio de 2008

Dedicatória

Ao meu esposo Ricardo pela paciência,
amor e apoio, sempre.

AGRADECIMENTOS

A Deus por seu amor infinito e inesgotável.

A Prof.^a Dra. Liliana Pena Naval pela orientação, confiança durante todo o tempo.

Aos professores Prof.^a Dra. Cristina Brandão e Prof.^o Dr. Fernán Figueroa pela disponibilidade em participar da banca.

Aos colegas, amigos e professores do curso de Mestrado em Ciências do Ambiente, pela amizade, estímulos e ensinamentos.

A companhia de Saneamento do Tocantins – SANEATINS, em especial ao amigo e colaborador José Roberto, que preciosamente colaborou com minhas análises e pesquisas.

Ao Instituto Natureza do Tocantins – NATURATINS, pelo apoio logístico na realização das coletas de campo.

Ao DAAD - Deutscher Akademischer Austausch Dienst (Serviço Alemão de Intercâmbio Acadêmico) pelo apoio financeiro.

Aos colegas do Laboratório de Saneamento pela colaboração e companheirismo.

A Secretaria Municipal de Desenvolvimento Econômico, na pessoa da Diretora de Turismo e amiga Ana Rúbia, pela amizade e compreensão pelos meus afastamentos.

A Ilda e a Gisele, minhas queridas amigas que compartilharam comigo momentos de estudos, desespero, alegrias e muitos trabalhos de campo.

Aos meus pais, Luiz e Irene que se sacrificaram muito pelos meus estudos e sempre acreditaram em mim incondicionalmente.

Aos meus irmãos, Luzirene, Wagton e Bárbara pelo amor e amizade e aos meus sogros Horácio e Irenilda que nunca mediram esforços em me ajudar.

A minha família razão da minha vida, Ricardo, Lucas, Gabriel e José Ricardo que sempre me trazem o sentido de plena realização e felicidade, que me mostram o amor em toda sua grandiosidade.

“Da minha aldeia vejo quanto da terra se pode ver no universo... Por isso a minha aldeia é tão grande como outra terra qualquer. Porque eu sou do tamanho do que vejo e não do tamanho da minha altura...”

FERNANDO PESSOA

SUMÁRIO

SUMÁRIO.....	VII
LISTA DE FIGURAS	IX
LISTA DE TABELAS	XI
LISTA DE ABREVIACOES E SIGLAS	XIII
LISTA DE SÍMBOLOS.....	XIV
RESUMO.....	XVI
ABSTRACT	XVII
1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS	20
2.1 OBJETIVO GERAL.....	20
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
3.1 RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS	21
3.2 A EUTROFIZAÇÃO DA ÁGUA E A SAÚDE PÚBLICA.....	22
3.3 MODELOS MATEMÁTICOS	24
3.4 TESTES DE TOXICIDADE.....	30
4 MATERIAIS E MÉTODOS	34
4.1 ÁREA DE ESTUDO	34
4.1.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	34
4.1.2 LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	34
4.2 MÉTODOS	37
4.2.1 APLICAÇÃO DO MODELO QUAL2E	37
4.2.1.1 DETERMINAÇÃO DOS COEFICIENTES DE ENTRADA NO MODELO QUAL2E38	
4.2.1.2 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	43
4.2.1.3 EQUAÇÕES DO MODELO QUAL2E.....	45

4.2.1.4	CALIBRAÇÃO.....	51
4.2.2	ESTUDO ECOTOXICOLÓGICO	52
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
5.1	CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DA UHE LUIS EDUARDO MAGALHÃES	56
5.1.1	POTENCIAL HIDROGENIÔNICO	56
5.1.2	CONDUTIVIDADE	58
5.1.3	TEMPERATURA DA ÁGUA	59
5.1.4	TRANSPARÊNCIA	60
5.1.5	NITROGÊNIO TOTAL, NITRATO, NITRITO E AMÔNIA	61
5.1.6	FÓSFORO TOTAL	65
5.1.7	DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO.....	66
5.1.8	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO.....	67
5.1.9	OXIGÊNIO DISSOLVIDO	69
5.1.10	CLOROFILA.....	71
5.2	CARACTERIZAÇÃO HIDRODINÂMICA DO RESERVATÓRIO DA UHE LUIS EDUARDO MAGALHÃES	73
5.3	CALIBRAÇÃO DO MODELO QUAL2E.....	77
5.4	TESTE DE TOXICIDADE AGUDA COM ÁGUA RESERVATÓRIO DA UHE LUIS EDUARDO MAGALHÃES	82
5.5	ANÁLISE QUANTITATIVA DE CIANOBACTÉRIAS.....	85
5.6	DETERMINAÇÃO DO GRAU DE TROFIA.....	88
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	91
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Localização da área e dos pontos de coleta	36
Figura 2	Apresentação da discretização de um rio em trecho e elementos computacionais. Balanço de volume de massa para elemento computacional (BROWN & BARNWELL, 1987).	44
Figura 3	Gráfico da variação espacial e temporal do potencial hidrogeniônico no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães	58
Figura 4	Gráfico da variação espacial e temporal da condutividade no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães	59
Figura 5	Gráfico da variação espacial e temporal da temperatura no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães	60
Figura 6	Gráfico da variação espacial e temporal da transparência no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães	61
Figura 7	Gráfico da variação espacial e temporal do Nitrogênio no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães.....	63
Figura 8	Gráfico da variação espacial e temporal do Nitrato no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães.....	64
Figura 9	Gráfico da variação espacial e temporal do Nitrito no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães	64
Figura 10	Gráfico da variação espacial e temporal da amônia no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães.....	65
Figura 11	Gráfico da variação espacial e temporal do Fósforo Total no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães	66
Figura 12	Gráfico da variação espacial e temporal da DQO no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães.....	67
Figura 13	Gráfico da variação espacial e temporal da DBO no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães	69
Figura 14	Gráfico da variação espacial e temporal do Oxigênio Dissolvido no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães	71
Figura 15	Gráfico da variação espacial e temporal da clorofila a no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães.....	72

Figura 16	Perfil da seção a 15 km da UHE Lajeado.....	73
Figura 17	Perfil da seção no ribeirão Santa Luzia.....	73
Figura 18	Perfil da seção próxima à ponte FHC em Palmas/TO.....	74
Figura 19	Perfil da seção no ribeirão Taquaruçu Grande em Palmas/TO.....	74
Figura 20	Perfil da seção no reservatório entre a confluência do ribeirão Taquaruçu Grande e rio Mangues em Palmas/TO.....	74
Figura 21	Perfil da seção no rio Mangues em Palmas/TO	75
Figura 22	Perfil da seção no rio Água Suja em Palmas/TO	75
Figura 23	Perfil da seção no ribeirão do Carmo (Palmas-Porto Nacional/TO)	75
Figura 24	Perfil da seção próxima à ponte de Porto Nacional/TO.....	76
Figura 25	Perfil da seção no rio Crixás em Porto Nacional/TO	76
Figura 26	Perfil da seção no reservatório próximo ao rio Crixás em Porto Nacional/TO	76
Figura 27	Perfil da seção no início do reservatório em Ipueiras/TO	77
Figura 28	Representação do <i>BOX PLOT</i> de OD analisado e simulado	78
Figura 29	Comparação do OD analisado e o simulado pelo QUAL2E	78
Figura 30	Representação do <i>BOX PLOT</i> de DBO analisado e simulado.....	79
Figura 31	Comparação de DBO analisado e o simulado pelo QUAL2E.....	79
Figura 32	Gráfico de variações pontuais do grau de trofia em função do fósforo	89
Figura 33	Gráfico de variações pontuais do grau de trofia em função da clorofila...	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Lista dos modelos de qualidade de água	26
Tabela 2	Coordenadas dos pontos de coletas para calibração do modelo	39
Tabela 3	Valores médios encontrados no efluente dos sistema de tratamento de esgoto do Município de Palmas	39
Tabela 4	Descrição do comprimento dos Trechos	39
Tabela 5	Ordem de grandeza da taxa de degradação K_1 a 20° C, assumida em laboratório	40
Tabela 6	Equações para o parâmetro de reaeração K_2 (dia ⁻¹), a 20° C.....	41
Tabela 7	Valores típicos dos parâmetros de reaeração K_2 (dia ⁻¹), a 20° C.....	41
Tabela 8	Sedimentabilidade das partículas suspensas e colóides suspensos	42
Tabela 9	Valores associados à demanda de oxigênio da camada bentônica	42
Tabela 10	Equação utilizada para previsão do coeficiente de reaeração, K_2 (dia ⁻¹), a 20 °C.....	47
Tabela 11	Caracterização dos dados climatológicos e geográficos	49
Tabela 12	Metodologias de análises dos parâmetros físico-químicos (técnica e referência) analisados para calibração dos modelos	50
Tabela 13	Classificação do grau de trofia quanto as variáveis de fósforo e clorofila a	55
Tabela 14	Valores de OD e DBO medidos através do monitoramento da qualidade da água para calibração do modelo	80
Tabela 15	Valores de K_1 utilizados na calibração do QUAL2E para o reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães	80
Tabela 16	Fórmulas utilizadas para o cálculo do parâmetro de reaeração K_2 (1/dia) no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães	81
Tabela 17	Valores de K_3 utilizados na calibração do QUAL2E para o reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães	82
Tabela 18	Porcentagem de imobilidade de <i>Daphnia magna</i> em teste de toxicidade aguda com amostras de água coletada no período de estiagem, e valores de temperatura, pH e oxigênio dissolvido.	84

Tabela 19	Porcentagem de imobilidade de <i>Daphnia magna</i> em teste de toxicidade aguda com amostras de água coletada no período de estiagem, e valores de temperatura, pH e oxigênio dissolvido.	84
Tabela 20	Porcentagem de imobilidade de <i>Daphnia magna</i> em teste de toxicidade aguda com amostras de água coletada no início do período chuvoso, e valores de temperatura, pH e oxigênio dissolvido.	85
Tabela 21	Resultado quantitativo de cianobactérias com amostras de água coletada no período de estiagem.....	87
Tabela 22	Resultado quantitativo de cianobactérias com amostras de água coletada no período de estiagem.....	87
Tabela 23	Resultado quantitativo de cianobactérias com amostras de água coletada no período de estiagem.....	87
Tabela 24	Resultado quantitativo de cianobactérias com amostras de água coletada no início do período chuvoso	88

LISTA DE ABREVIACOES E SIGLAS

ABNT	–	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANEEL	–	Agência Nacional de Energia Elétrica
APHA	–	American Public Health Association
CETESB	–	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CITA	–	Centro Internacional de Tecnologia Ambiental
CONAMA	–	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	–	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	–	Demanda Química de Oxigênio
EPA	–	Environmental Protection Agency
ETE	–	Estação de Tratamento de Esgoto
FHC	–	Fernando Henrique Cardoso
FUNASA	–	Fundação Nacional de Saúde
GPS	–	Sistema de Posicionamento Global
IBGE	–	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEEGA	–	Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental
IIE	–	Instituto Internacional de Ecologia
NBR	–	Norma Brasileira
NEMET	–	Núcleo Estadual de Meteorologia do Tocantins
OD	–	Oxigênio Dissolvido
PBA	–	Plano Básico Ambiental
pH	–	Potencial Hidrogeniônico
PNUMA	–	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
QUAL2E	–	Modelo de Qualidade da Água de Rios
SANEATINS	–	Companhia de Saneamento do Tocantins
SEAGRO	–	Secretaria da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Estado do Tocantins
UHE	–	Usina Hidrelétrica
UFT	–	Universidade Federal do Tocantins
UNEP	–	United Nations Environmental Programme

LISTA DE SÍMBOLOS

A_1	–	Concentração de biomassa algal, (mg A/L)
cel/ mL	–	Célula por mililitro
cm	–	centímetro
C_o	–	Concentração de oxigênio dissolvido, (mg/L)
C_s	–	Concentração de saturação de oxigênio dissolvido em condições locais de temperatura e pressão, (mg/L)
$C_{s'}$	–	Concentração de saturação de oxigênio dissolvido em condições locais de temperatura e pressão, (mg/L)
$C_{s'}$	–	Concentração de oxigênio de equilíbrio, a 1 atmosfera de pressão, (mg/L)
d^{-1}	–	Por dia
DBO _e	–	Demanda Bioquímica de Oxigênio exercida, (mg/L)
DBO _u	–	Demanda Bioquímica de Oxigênio total, (mg/L)
E_a	–	Absorbância da amostra acidificada
E_u	–	Absorbância da amostra não acidificada
H	–	Profundidade média, (m)
Km	–	Quilômetro
Km ²	–	Quilômetro quadrado
$K_{m, T}$	–	Parâmetro “m” considerado para uma dada temperatura “T”
K_1	–	Parâmetro de degradação, (em d^{-1})
K_1	–	Taxa de desoxigenação carbonácea de oxigênio última, (mg/L)
K_2	–	Parâmetro de reaeração, (em d^{-1})
K_3	–	Parâmetro de sedimentação do poluente no sistema, (em d^{-1})
K_4	–	Taxa de demanda de oxigênio do sedimento, (g/m ² dia)
L	–	Demanda bioquímica carbonácea de oxigênio última, (mg/L)
L	–	Litro
m	–	Metro
mg/L	–	Miligramas por litro
mL	–	Mililitro
mm ³ /L	–	Milímetro cúbico por litro
m/s	–	Metro por segundo
m/d	–	Metro por dia
N_1	–	Concentração de nitrogênio amoniacal, (mg N/L)
N_2	–	Concentração de nitrito, (mg N/L)
P	–	Pressão atmosférica local, (atm.)
ppb	–	Partes por bilhão
T	–	Temperatura da água, ($^{\circ}$ K) = ($^{\circ}$ C) + 273,15

T	–	temperatura, ($^{\circ}$ C)
U	–	Velocidade média no trecho, (m/s)
v	–	Volume do extrato (mL)
V	–	Volume da amostra filtrada (L)
V_s	–	velocidade de sedimentação do poluente, (m/d)
α_3	–	Produção de oxigênio por crescimento de algas, (mg A)
α_4	–	Taxa de consumo de oxigênio por respiração por unidade de algas, (mg O/ mg A)
α_5	–	Taxa de consumo de oxigênio por oxidação de nitrogênio amoniacal, NH_3 , (mg O)/ (mg N)
α_6	–	Taxa de consumo de oxigênio por oxidação de nitrito, NO_3^{-2} , (mg O)/ (mg N)
β_1	–	Coeficiente de oxidação de amônia, (1/dia)
β_2	–	Coeficiente de oxidação de nitrito, (1/dia)
μ	–	Taxa de crescimento de algas, (1/dia)
μg	–	Micro grama
$\mu\text{g/L}$	–	Micrograma por litro
μm	–	Micrômetro
μS	–	Micro siemens
ρ	–	Taxa de respiração algal, (1/dia)
θ	–	Coeficiente de temperatura, (adimensional)
$^{\circ}\text{C}$	–	Graus Celsius
%	–	Por cento

RESUMO

O reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães integra as consequências de uso e ocupação do solo dentro dos limites da bacia de drenagem, pois está inserido numa região que passa por processos acelerados de crescimento demográfico e de desenvolvimento econômico, e foi planejado com a finalidade de usos múltiplos, portanto deve ser monitorado com vistas à minimização e prevenção de impactos. Esse reservatório na região de influência da cidade de Palmas recebe um aporte constante de poluentes, oriundos principalmente das ETEs, o que tem ocasionado uma pressão química contínua e crescente sobre esse sistema, podendo levar a um processo de eutrofização artificial, comprometendo o equilíbrio do sistema, seus usos múltiplos e podendo acarretar sérios riscos para a saúde pública e para biota aquática. Nesse contexto, o emprego de ferramentas que permitam simular o funcionamento desse sistema, auxiliando na compreensão dos fenômenos ocorridos, na avaliação de alterações no ambiente e, que possa ser utilizado na sua gestão, passa ser de grande valia. No presente estudo, foram conhecidas as possíveis situações da qualidade da água desse reservatório, através do emprego do modelo matemático de qualidade de água QUAL2E, e através da realização de estudos ecotoxicológicos foi avaliada a toxicidade da água, auxiliando na detecção de possíveis agentes tóxicos presentes nesse meio aquático. Calibrou-se um modelo de oxigênio dissolvido (OD) e de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) com auxílio do sistema de modelagem QUAL2E, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Para calibração do modelo, foram realizados trabalhos de campo que objetivaram caracterizar espacialmente os parâmetros de qualidade de água. Os valores obtidos experimentalmente para o coeficiente de desoxigenação, K_1 foi de $0,01\text{ d}^{-1}$. O coeficiente de reaeração, K_2 foi de $0,29\text{ d}^{-1}$, obtido com base nas características hidráulicas. O coeficiente de decaimento DBO, K_3 foi de $0,0\text{ d}^{-1}$. Para os testes toxicológicos, amostras concentradas de água do reservatório foram testadas quanto à toxicidade aguda empregando-se o organismo-teste *Daphnia magna*. Os testes demonstraram que das amostras estudadas, 61,11% apresentaram toxicidade, 11,11% indício de toxicidade e 27,78% não apresentaram toxicidade. Para análise quantitativa de cianobactérias, amostras foram analisadas utilizando-se a contagem por transectos em câmara de Utermohl. Em todas as amostras observou-se a presença de cianobactérias, no entanto a densidade de células/mL foram abaixo dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357, 17/03/05 para águas de classe II. Concluiu-se que a calibração das variáveis realizada pelo modelo mostraram-se muito próximas às medidas durante as campanhas, e mesmo considerando algumas simplificações, por parte do usuário, mostrou-se uma ferramenta adequada de apoio à tomada de decisões para a gestão dos usos múltiplos do reservatório. Os testes toxicológicos demonstraram que, a maioria das amostras de água do reservatório apresentou-se tóxica, apontando um potencial risco para a biota aquática e para as populações humanas que utilizam e/ou utilizarão essas águas, para a pesca, recreação e, futuramente para o abastecimento público.

Palavras chaves: reservatórios, modelos matemáticos, ecotoxicológicos.

ABSTRACT

The UE's reservoir in Luís Eduardo Magalhães integrates the consequences of use and occupation of the land within limits of the drainage's basin, because is inserted in a region that to pass by accelerated processes of demographic growing and economic development, and was planned with the aim of multiple uses, so, should be monitored to minimize and prevent the impacts. This reservoir, located at the region of influence in Palmas receives a constant pollutants uptake from principally the ETE's, that is causing a continual and growing chemical pressure in this system, that can lead to an artificial process of atrophy, compromising the system's equilibrium, its multiple uses and can cause serious risks for the public health and the aquatic's life. In this context, the use of tools that permits simulate the functioning system, helping in the comprehension of the phenomenons, the evaluation of the environment's changes, and could be used in his management, has a big value. In this study, were known the possible situations of water's quality of this reservoir, by the use of the mathematic model of water's quality (QUAL2E), and by conducting ecotoxicological studies was evaluated the toxicity of water, helping the detection of possible toxic agents presents in this aquatic ambient. Was calibraed a model of dissolved oxygen (DBO) with the help of the modeling system QUAL2E developed by the United States Environment Protection Agency (USEPA). For the model's calibration, field work have been conducted with the intent of characterizing spacially the water's quality parameters. The values experimentally obtained to the disoxygen's coefficient, K_1 , was $0,01d^{-1}$. The reaeration coefficient K_2 , was $0,29 d^{-1}$ obtained based on the hydraulic characteristics. The decay coefficient DBO, K_3 was $0,0 d^{-1}$. For the toxicologic tests, concentrated samples of water from the reservoir were tested as the hard toxicity applying the experimental organism *Daphnia magna*. The tests shown that the analyzed samples 61,11% shown toxicity, 11,11% toxicity signs and 27,78% didn't shown toxicity. To quantitative analysis of cyanobacteria, samples were analyzed using in the counting the transectors in Utermohl chamber. In all the samples was watched the presence of cyanobacteria, but the density of cells/mL was under the established limits by the Resolution CONAMA, number 357/05 for the class II waters. Was concluded that the calibration of the variable realized by the model, shown itself very near the measures during the field, even considering some simplification by the users, shown itself an adequate tool of help to decisions for the management of multiple uses of the reservoir. The toxicology tests shown that the most of the water samples of the reservoir shown itself toxic, pointing a risk potential for the aquatic's life and for the human population that uses and/or will use this water for fishing, amusement and, futurely, for public stocks.

Key words: reservoir, mathematic model, ecotoxicological.

1 INTRODUÇÃO

O reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães na região de influência da cidade de Palmas recebe um aporte constante de nutrientes, oriundos principalmente das estações de tratamento de esgoto, e que possivelmente, vem ocasionando uma pressão química crescente sobre esse sistema, podendo levar a um processo de eutrofização artificial.

A eutrofização tem se tornado problemática em muitas regiões do país, pois degrada seriamente os ecossistemas aquáticos e desencadeia uma série de efeitos indesejáveis, dentre eles o aumento na proliferação de algas e, em certos casos a predominância de cianobactérias tóxicas.

Como medida de gestão preventiva é de extrema importância a realização do monitoramento da qualidade da água desse reservatório. No entanto, a realização de monitoramentos requer tempo, recursos financeiros, técnicos especializados e uma boa estrutura de laboratório.

Nesse contexto, o emprego de ferramentas que permitam simular o funcionamento e avaliar as alterações no ambiente passa ser de grande valia, pois o conhecimento dos efeitos causados pelas entradas das descargas de poluentes sobre um corpo hídrico é um subsídio importante no processo de gerenciamento da qualidade da água de uma região.

Uma ferramenta que pode contribuir com a gestão dos recursos hídricos, e ser empregada para simular as condições do ambiente são os modelos matemáticos. Outra, são os testes de toxicidade aquática, que têm sido cada vez mais utilizados para determinação de efeitos deletérios em organismos aquáticos e avaliação da qualidade da água sobre eles.

Com essa perspectiva o presente trabalho propôs-se a verificar a possibilidade do emprego de um modelo matemático para simular a qualidade da água e os impactos dos poluentes sobre o reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães em função da

carga de nutrientes oriundos dos despejos das ETEs da cidade de Palmas e, ainda o emprego de testes de toxicidade aquática, para a verificação e avaliação dos efeitos da poluição ambiental da água, considerando-os como instrumento de alerta para os possíveis problemas ambientais.

Este estudo foi realizado no referido reservatório, que sofre as conseqüências de uso e ocupação do solo dentro dos limites da bacia de drenagem, e está inserido em uma região que passa por processos acelerados de crescimento demográfico e de desenvolvimento econômico. Portanto deve ser monitorado com vistas à minimização e prevenção de impactos negativos, ampliando a capacidade de gestão integrada, voltada para o aproveitamento múltiplo e a manutenção da qualidade da água.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Conhecer as possíveis situações da qualidade da água do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães por meio do modelo matemático QUAL2E e realizar estudos ecotoxicológicos que auxiliem na avaliação da qualidade da água.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Calibrar, para o trecho do reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, o modelo QUAL2E com dados de campo para oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio;

Analisar a toxicidade das amostras de água coletadas no reservatório.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS

A construção de reservatórios artificiais para diversos fins é uma das mais antigas intervenções humanas nos ecossistemas naturais, e tem promovido inúmeros problemas, como alterações nos sistemas biológicos, atmosféricos, hidrobiológicos e sociais nas regiões onde são construídos (TUNDISI, 1988, 1999).

Os reservatórios em sua maioria são construídos para atender a diversos fins, como geração de energia elétrica, abastecimento público, uso industrial, recreação, aquicultura e navegação, mas como tantos outros corpos d'água, são também utilizados para a recepção de descargas de despejos industriais, domésticos e das atividades agrícolas. Caso essas atividades não sejam devidamente controladas podem gerar impactos negativos sobre a qualidade da água, assim como interferir na quantidade de água disponível.

No Brasil, nas áreas urbanas aproximadamente 48% dos domicílios não dispõem de rede coletora de esgotos (IBGE, 2004), esses efluentes freqüentemente são lançados diretamente em cursos d'água, contribuindo para a contaminação dos mananciais. Em relação ao tratamento dos esgotos, os dados disponíveis do IBGE (2004) mostram que em 2000, no Brasil eram coletados 14.570.079 m³/dia de esgotos domésticos, sendo que aproximadamente 35% eram tratados. Sendo que esses percentuais se referem, na melhor das hipóteses, em tratamento secundário que praticamente não remove nutrientes.

Esses resultados mostram que, apesar dos avanços na área de saneamento, um grande volume de despejos domésticos não tratados e um volume maior ainda sem remoção de nutrientes são lançados em cursos d'água, contribuindo para o aporte de diversos compostos, entre os quais matéria orgânica, nutrientes e outros contaminantes presentes nos esgotos, que alteram a qualidade da água.

Na região do município de Palmas o reservatório é receptor indireto de efluentes de quatro Estações de Tratamento de Esgoto – ETEs, que de acordo com a Companhia de Saneamento do Tocantins (SANEATINS) recebe esgoto coletado de aproximadamente 35,5% da população, sendo que 100% desses esgotos são tratados. Considerando que 64,5% dos domicílios não dispõem de rede coletora, esses efluentes possivelmente são lançados diretamente nos cursos d'água que cortam a cidade, e que são tributários do reservatório, ou em redes coletoras pluviais, que também têm seus lançamentos finais nesses tributários (SANEATINS, 2007).

Considerando a pressão química constante sobre esse sistema, o mesmo poderá sofrer riscos de deterioração da qualidade de suas águas devido à essas cargas de poluição, sendo necessário a ampliação da capacidade preditiva de gerenciamento da bacia, por meio do monitoramento e a aplicação de medidas de controle dessas fontes.

O Plano de uso do reservatório (IIE, 2003) aponta que a pesquisa limnológica de um reservatório é fundamental, pois avança o conhecimento sobre o funcionamento desse e promove uma melhor percepção dos problemas reais resultantes dos impactos ou das medidas de conservação, mas que a procura de indicadores biológicos é especialmente importante, devido à especificidade e características da região (latitude, qualidade da água do reservatório) e a necessidade de estabelecer um banco de dados regional para identificar respostas e antecipar impactos.

3.2 A EUTROFIZAÇÃO DA ÁGUA E A SAÚDE PÚBLICA

A eutrofização artificial produz mudanças na qualidade da água incluindo a redução de oxigênio dissolvido, da biodiversidade aquática, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias assim como o aumento da dominância de espécies.

Os ambientes de água doce são os mais importantes para o crescimento algal, visto que a maioria das espécies de algas apresenta um melhor desenvolvimento em águas neutras a alcalinas (pH 6-9), com temperatura entre 15 a 30° C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (AZEVEDO, S. *et al.*, 1994).

A principal preocupação com o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias em mananciais é a capacidade de desses organismos produzirem e liberarem para o meio líquido toxinas que podem afetar a saúde humana. Entretanto, a principal via de intoxicação é pelo consumo oral da água sem tratamento adequado para remoção dessas toxinas.

A toxicidade de florações de cianobactérias pode apresentar uma variação temporal, desde intervalos curtos de tempo até diferenças sazonais e também espaciais, provavelmente decorrentes de alterações na proporção de cepas tóxicas e não tóxicas na população. É freqüente a ocorrência de florações tóxicas que apresentam os grupos comuns de cianotoxinas; tipicamente, cerca de 50% de todas as florações testadas em diferentes países mostram-se tóxicas em bioensaios (CARMICHAEL e GORHAM, 1981; SIVONEN *et al.*, 1990; LAWTON e COOD, 1991; WATANABE *et al.*, 1991, COSTA e AZEVEDO, S., 1994).

Intoxicações de populações humanas pelo consumo oral de água contaminada por cepas tóxicas de cianobactérias já foram descritas em países como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (FALCONER, 1994). Além disso, exposições às águas recreacionais contendo cianobactérias tóxicas têm causado doenças, desde pneumonia aguda e hepatoenterites até moderadas gástroenterites e irritações da pele (FALCONER, 1999, 2001). No entanto, não havia nenhum relato oficial que correlacionasse as cianotoxinas a letalidade de seres humanos.

No Brasil, foi demonstrada uma forte correlação epidemiológica entre florações de cianobactérias do reservatório de Itaparica (BA) e a morte de 88 pessoas entre 2.000 intoxicados pelo consumo de água contaminada. Na água bruta deste reservatório foram encontradas espécies dos gêneros *Anabaena* e *Microcystis* em quantidades variando entre 1.104 e 9.755 colônias/ mL (TEIXEIRA *et al.*, 1993)

Em termos globais, os relatos clínicos dos danos para a população humana, pelo consumo oral de cianotoxinas em águas de abastecimento, indicam que esses danos acontecem como consequência de acidentes, desconhecimento ou deficiência na operação dos sistemas de tratamento da água (BRANDÃO, C.; AZEVEDO, S., 2001).

3.3 MODELOS MATEMÁTICOS

A poluição das águas superficiais com produtos químicos tóxicos e o eutrofização dos rios e dos lagos por meio da adição de nutrientes são de grande interesse ambiental mundial. As atividades agrícolas, industriais, e urbanas são consideradas como sendo as fontes principais dos produtos químicos e dos nutrientes nos ecossistemas aquáticos (OUYANG *et al.*, 2006).

Como medida de gestão preventiva é de extrema importância a realização sistemática do monitoramento da qualidade da água dos ecossistemas. No entanto, a realização de monitoramentos requer tempo, recursos financeiros, técnicos especializados e uma boa estrutura de laboratório.

Nesse contexto, o emprego de modelos matemáticos como uma ferramenta para auxiliar no monitoramento da qualidade da água passa ser de grande valia. A sua utilização tem como principais objetivos: prever possíveis situações no que se refere à qualidade da água, quando as condições ambientais das bacias hidrográficas forem alteradas por atividades antrópicas; fornecer estimativas que permitam a tomada de decisões sobre diferentes opções de gerenciamento num horizonte de longo prazo; apoiar decisões de gerenciamento a curto prazo, que digam respeito à qualidade da água; e, otimizar as campanhas de coleta de amostras e o controle da qualidade da água.

Visando suprir esse déficit, as agências de controle ambiental de vários estados investiram em ações objetivando estabelecer redes de monitoramento dos

parâmetros de qualidade da água, almejando acompanhar a evolução e a tendência dos mesmos no tempo e no espaço.

Segundo Litwack *et al.* (2006), para que se faça uma gestão hídrica de forma eficaz, é necessário que no mínimo se satisfaçam duas condições básicas: (1) que se tenham disponíveis as séries históricas de dados de qualidade da água, e (2) que existam ferramentas confiáveis para entender e interpretar as mesmas de maneira conjunta (ALBANO e PORTA, 2005).

Os modelos de qualidade da água possibilitam avaliar alternativas no gerenciamento de bacias hidrográficas, já que é humanamente impossível analisar, ao mesmo tempo, de maneira segura e com a menor possibilidade de erro, todas as variáveis envolvidas nas reações que ocorrem dentro de um mesmo corpo hídrico, uma vez que os rios e reservatórios são sistemas dinâmicos (CUNHA A.; SIQUEIRA; CUNHA, 2001; BELLOS e SAWIDIS, 2005). Atualmente, os modelos são utilizados em larga escala nos estudos de qualidade da água realizados por agências ambientais de várias partes do globo (LUNG e SOBECK, 1999; MANSON e WALLIS, 2000; MUJUMDAR e VEMULA, 2004; MENDONÇA *et al.*, 2005; ROSMAN, 2005).

Em geral, há um “objeto” sobre o qual se tem o interesse de compreender o comportamento mediante vários estímulos. Por serem os modelos representações aproximadas da realidade, questionam-se a eficácia dos mesmos, afirmando que simplificam os complexos ciclos que ocorrem, por exemplo, dentro do meio hídrico. Isso se dá, porque a modelagem busca considerar apenas a essência do sistema, ou seja, seus aspectos mais relevantes para a solução desse ou daquele problema ambiental, mesmo porque seria impossível representar toda a complexidade de um ambiente por meio de um modelo.

Apesar disso, cabe ressaltar que o uso dos modelos possui inúmeras vantagens, descritas abaixo (PORTO e AZEVEDO, L., 2002):

- A análise do sistema real, quando possível, é muito mais cara do que a utilização de modelos.
- Os riscos ambientais são inexistentes quando nas simulações computacionais, uma vez que estudos que envolvem produtos perigosos, por exemplo, não podem ser desenvolvidos *in loco*.

- O custo ambiental e econômico de cometer erros e/ou realizar experiências com o sistema real é incomparavelmente maior do que o custo de exploração intensiva do modelo.
- Modelos são ferramentas de aprendizado em que processos de tentativas e erros podem ser “explorados gratuitamente”, não contribuindo somente para a melhor compreensão do sistema, mas também para a concepção de novas idéias e linhas de ação.
- Modelos são instrumentos muito eficientes para treinamento quando desenvolvidos ou adaptados especificamente para esta finalidade.
- Modelos conferem flexibilidade às análises porque:
 - “encurtam” o tempo, uma vez que permitem que muitos anos sejam analisados em períodos extremamente curtos; e
 - diferentes alternativas podem ser analisadas, muitas vezes mediante simples alterações de parâmetros.

Existem diversos modelos de qualidade de água aplicáveis a reservatório. A Tabela 01 apresenta uma listagem de alguns modelos mais conhecidos e mais utilizados, que foi feita baseado no levantamento bibliográfico realizado neste trabalho.

Tabela 1 Lista dos modelos de qualidade de água

Modelo	Características
CE-QUAL-W2	O modelo CE-QUAL-W2 é bidimensional vertical, hidrodinâmico e de qualidade da água. Inclui temperatura, salinidade, ciclo de oxigênio dissolvido/carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo, fitoplâncton e bactéria. Vários níveis de complexidade são possíveis devido à organização modular das simulações de qualidade d'água. O CE-QUAL-W2 tem sido aplicado largamente para rios, lagos, reservatórios e estuários nos Estados Unidos.

QUAL2E

QUAL2E é um modelo unidimensional de estado permanente, usado freqüentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não-pontuais na qualidade da água de rios e eventualmente para reservatórios com características de rio lento. Ciclos detalhados de OD/DBO e de nutriente são simulados, considerando os efeitos de respiração de algas, reaeração e demanda de oxigênio de sedimentos. Os metais podem ser simulados arbitrariamente como constituintes conservativos ou não. Sua hidrodinâmica baseia-se na equação unidimensional de advecção-dispersão. É amplamente utilizado em todo o mundo, havendo diversos exemplos de aplicação no Brasil.

MIKE 11

Este modelo foi desenvolvido pelo Instituto Dinamarquês de hidráulica para simular processos de águas pluviais, escoamento em bacias e qualidade da água em corpos de águas unidimensionais. Sua hidrodinâmica é baseada em uma solução diferencial finita para as equações completas de Saint Venant para escoamento de canal aberto, é simulado escoamento não-permanente. Os módulos de águas pluviais/escoamento usam uma abordagem global para simular escoamentos, mas as cargas poluentes não são simuladas.

WASP

Water Analysis Simulation Program – Este programa de simulação de análise da água foi desenvolvido para simular os processos de hidrodinâmica e de grande qualidade de água em 1, 2 ou 3 dimensões para avaliar o destino e

transporte de contaminantes convencionais e tóxicos. Ciclos de OD/DBO detalhados, nitrogênio, fósforo e fitoplâncton são simulados, usando-se o componente de qualidade da água neutro. O módulo toxi também avalia a cinética de substâncias tóxicas. O WASP tem sido usado em conjunto com o SWMM e aplicado largamente nos Estados Unidos e freqüentemente na América Latina.

WQRRS

O WQRRS é um modelo que permite a simulação hidráulica e da qualidade de água de rios e reservatórios. Cada componente é modelado em módulos separadamente. O módulo de reservatório assume a condição de sistema unidimensional completamente misturado e estratificado, e deve ser usado para reservatórios com grandes profundidades e longo tempo de residência. O módulo de hidráulica de rios simula os fluxos por diferentes métodos e é capaz de modelar regime permanente e não permanente. O módulo de qualidade de água de rios simula tanto processos de degradação aeróbica quanto dispersão de poluentes conservativos e não conservativos.

No trabalho de Silva (2004) é realizado a aplicação de dos modelos QUAL2E e WQRRS para simulação da qualidade da água do reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, e os resultados obtidos nos processos de simulação com esses dois programas, é considerado pela autora como satisfatório.

O QUAL2E, The Enhanced Stream Water Quality Model, é um modelo de qualidade de água capaz de simular até quinze constituintes (poluentes, contaminantes, traçadores ou substâncias naturais) em várias combinações, a critério do usuário.

Este programa computacional foi criado pela Agência Norte Americana de Meio Ambiente (U. S. Environmental Protection Agency – EPA) em parceria com o *National Council for Air and Stream Improvement* (NCASI) e o *Department of Civil Engineering at Tufts University*. Com a utilização deste programa é possível avaliar a capacidade de autodepuração de um curso d'água qualquer, assim como, simular o transporte e a cinética de reações de qualquer um dos seguintes constituintes:

- Oxigênio dissolvido (OD);
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO);
- Temperatura;
- Alga como clorofila a;
- Nitrogênio Orgânico;
- Amônia;
- Nitrito;
- Nitrato;
- Fósforo Orgânico;
- Fósforo dissolvido;
- Coliformes;
- Constituinte não Conservativo Arbitrário;
- Três Constituintes Conservativos.

O maior número de aplicações desse modelo é na simulação do oxigênio dissolvido. Todavia, além de modelar o OD, o QUAL2E contempla, em qualquer combinação desejada pelo operador, a simulação dos demais constituintes hídricos (considerando que os mesmos estejam completamente misturados ao volume de escoamento). Aliado a isso, o modelo contempla, ainda, as interações entre os coeficientes de desoxigenação e reaeração atmosférica e seus efeitos no

comportamento do oxigênio dissolvido (MELCHING e YOON, 1996; DAI e LABADIE, 2001; MCAVOY *et al.*, 2002; BRANDÃO, 2003; ZEILHOFER *et al.*, 2003; PALMIERI, 2004).

3.4 TESTES DE TOXICIDADE

O interesse sobre a presença e a detecção de agentes tóxicos nos ecossistemas aumentou drasticamente nos últimos anos, principalmente nos ambientes aquáticos. O uso de métodos biológicos para a avaliação da contaminação aquática mostra-se uma alternativa importante, principalmente nos casos de alerta ou de poluição difusa, causadores potenciais de envenenamentos agudos humanos (MARTINS; OLIVA TELES; VASCONCELOS, 2007).

Atualmente se tem utilizado testes de toxicidade com organismos aquáticos em complementação às análises físico-químicas, como uma ferramenta no controle de emissões líquidas, em virtude da complexidade e diversidade das substâncias químicas presentes em muitos efluentes. Outro fator que justifica a utilização dos testes de toxicidade é que padrões numéricos de emissões dificilmente podem prever o efeito conjunto de várias substâncias à biota aquática.

Os estudos relativos a esse assunto podem ser conduzidos por meio de testes experimentais com metodologias distintas, estabelecidas de acordo com os objetivos que se procuram alcançar (FERREIRA, C., 2003).

Esses testes podem ser definidos como procedimentos nos quais as respostas de organismos-teste são utilizadas para detectar ou avaliar os efeitos adversos ou não de uma ou mais substâncias sobre os sistemas biológicos, constituem-se basicamente na exposição de organismos a diferentes condições, as quais tentam simular o ambiente natural, visando assim detectar seus efeitos letais e/ou subletais (LAITANO & MATIAS, 2006).

O microcrustáceo de água doce *Daphnia magna* tem sido amplamente utilizado como indicador biológico em estudos e controle da qualidade da água e em testes

de toxicidade na avaliação de efluentes (NIETO, 2000). As espécies de cladóceros tradicionalmente utilizadas (*D. similis*, *D. magna*, *D. pulex* e *ceriodaphnia dubia*) são escolhidas por sua representatividade ecológica, distribuição e ampla facilidade de cultivo.

As *Daphnias* são abundantes no meio aquático e exercem funções importantes na cadeia alimentar. Ocupam diferentes níveis tróficos e, quando cultivadas em laboratório, apresentam sensibilidade definida às substâncias de referência. Por meio de ensaios, podem-se estabelecer padrões de emissão que permitam identificar problemas de lançamento de misturas de substâncias tóxicas, estabelecer prioridades de controle em regiões críticas, viabilizar as ações corretivas apropriadas, bem como monitorar o ecossistema aquático, tendo em vista os usos predominantes das águas.

Atualmente, para avaliar a toxicidade das cianobactérias presentes nas florações são usados os testes de toxicidade, utilizam-se como organismos-teste mamíferos (camundongos), invertebrados aquáticos (*Artemia* e *Daphnia*) ou bactérias (HARADA *et al.*, 1999). Para Minillo (2005) o uso de organismos aquáticos nos bioensaios poderá se tornar uma alternativa viável na prática de monitoramento de florações de cianobactérias. Estudos realizados com *Daphnia* têm demonstrado bons resultados como uma alternativa para avaliação toxicológica (DE MOTT; ZHANG; CARMICHAEL, 1991; JUNGSMANN e BENNDORF, 1994; NOGUEIRA, I. C., 2004; SOTERO-SANTOS *et al.*, 2006).

A toxicidade presente nos florescimentos de cianobactérias produz agentes tóxicos secundários de seu metabolismo, e a maioria deles são bioativos como hepatotoxinas, neurotoxinas, ou irritantes para a pele (CARMICHAEL, 1996; FASTNER *et al.*, 2001; CHORUS, 2001). Entre as hepatotoxinas, as microcistinas geralmente são as mais detectadas. As estruturas químicas e o modo de ação de um número dessas cianotoxinas, tais como microcistinas, e anatoxinas, foram estudadas por Codd *et al.* (1989), Carmichael (1992), e Carmichael e Falconer (1993). As observações dos efeitos destas toxinas puras em vários organismos são numerosas (e.g., CODD *et al.*, 1989; CODD, 1995; FASTNER *et al.*, 1995; DAWSON, 1998; TÖRÖKNE *et al.*, 2000; WIEGAND *et al.*, 2002). A maioria dos estudos dos efeitos da toxicidade de florações de cianobactérias envolve o uso de

toxinas isoladas (PIETSCH *et al.*, 2001), mas amostras ambientais também são utilizadas nos testes.

A Portaria 518, de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde, estabelece a obrigatoriedade do monitoramento de cianotoxinas como microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas na água potável, sendo estabelecidos os valores-guia de 1,0 µg de equivalentes de microcistinas/L, 3,0 µg de equivalentes de saxitoxinas/L e 15 µg de equivalentes para cilindrospermopsinas (BRASIL, 2004).

De acordo com a Portaria, o monitoramento de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, deve obedecer a uma frequência mensal, quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células/mL (ou mm³/ L de biovolume), e semanal, quando exceder esse valor. Exige-se também, quando o número de cianobactérias no ponto de captação do manancial exceder 20.000 células/mL (ou 2 mm³/ L de biovolume), a análise semanal de cianotoxinas, na água de saída de tratamento, nas entradas das clínicas de hemodiálise e nas indústrias de injetáveis.

A Resolução CONAMA nº 357, 17/03/2005, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de águas superficiais, bem como estabelece padrões de lançamentos de efluentes, estabelece para águas doces de classe II, a densidade de cianobactérias de até 50.000 cel/mL (BRASIL, 2005).

Na natureza, os compostos bioativos podem ameaçar todos os organismos aquáticos que coexistem com ou se alimentam de cianobactérias (SOTERO-SANTOS *et al.*, 2006). De interesse particular são os efeitos no microcrustáceo *Daphnia spp.*, pois representam os potenciais perigos das cianobactérias. Daphnideos são os representantes mais comuns dos Cladóceros, um grupo chave de organismos em sistemas tropicais, e os distúrbios em suas populações podem ter efeitos em toda cadeia alimentar aquática (ROHRLACK *et al.*, 2003).

Para Sotero-Santos *et al.* (2006) os dados dos efeitos da toxicidade dos florescimentos de cianobactérias em meio natural sobre as comunidades de zooplâncton estão faltando, e também não existem muitos estudos em que

organismos zooplancctônicos são expostos às algas tóxicas e/ou as suas toxinas usando amostras naturais coletadas em campo durante eventos de florescimentos.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

4.1.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães está localizado no Estado do Tocantins entre os municípios de Ipueiras e Lajeado (local da barragem) sendo que ao longo desse percurso ocorrem outros centros urbanos como Porto Nacional, Brejinho de Nazaré e Palmas. Na área de influência do reservatório em questão, predomina clima tropical úmido que se caracteriza por períodos chuvosos de outubro a março (que concentram 85% da pluviosidade anual) e secos, de abril a setembro. As temperaturas médias da região variam de 24° C a 35,4° C (SEAGRO, 2006).

O reservatório é relativamente raso, com gradientes espaciais bem estabelecidos ao longo de seu eixo horizontal, com tempo de retenção baixo (24 dias), com mecanismos de circulação especiais que caracteristicamente acumulam água ao longo da Ponte Presidente Fernando Henrique Cardoso (IIE, 2003).

4.1.2 LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM

Os pontos de amostragem foram selecionados considerando a influência direta das principais ações antrópicas e lançamentos de esgotos das estações de tratamento, do Município de Palmas. Segue a descrição dos pontos e a localização geográfica (Figura 01).

P 01: Longitude: -48°23' 40"; Latitude: -10°25' 11":

Esse ponto situa-se na confluência do Córrego São João com o reservatório e recebe toda carga de nutrientes da bacia.

P 02: Longitude: -48°19' 32"; Latitude: -10°17' 17":

Esse ponto situa-se na confluência do Ribeirão Taquaruçu Grande com o reservatório e sofre influência do lançamento da ETE Aurenny.

P 03: Longitude: -48°22' 23"; Latitude: -10°13' 23":

Esse ponto situa-se na confluência do Córrego Prata com o reservatório que recebe influência da ETE Prata. O processo de tratamento da ETE Prata consiste em um reator anaeróbio de fluxo ascendente, seguido de filtro anaeróbio ascendente, o efluente final é lançado diretamente no solo, sendo carregado posteriormente em direção ao Córrego.

P 04: Longitude: -48°23' 40"; Latitude: -10°10' 59":

Esse ponto situa-se próximo ao aterro da Ponte Fernando Henrique Cardoso em Palmas – TO e a Universidade Federal do Tocantins, sofre a influência direta das atividades da Praia da Graciosa.

P 05: Longitude: -48°21' 46"; Latitude: -10°10' 02":

Esse ponto situa-se na confluência do Córrego Brejo Comprido com o Reservatório e recebe a influência da ETE Brejo Comprido, o processo de tratamento da ETE Brejo Comprido consiste de reator anaeróbio de fluxo ascendente, seguido de filtro anaeróbio ascendente.

P 06: Longitude: -48°21' 41"; Latitude: -10°09' 17":

Esse ponto localiza-se na confluência do Córrego Água Fria com o reservatório. O reservatório recebe a influência da ETE Vila União nesse ponto, que lança seu efluente final a cerca de 500 m da confluência. O processo de tratamento da ETE Vila União consiste de reator anaeróbio de fluxo ascendente, seguido de lagoa facultativa.

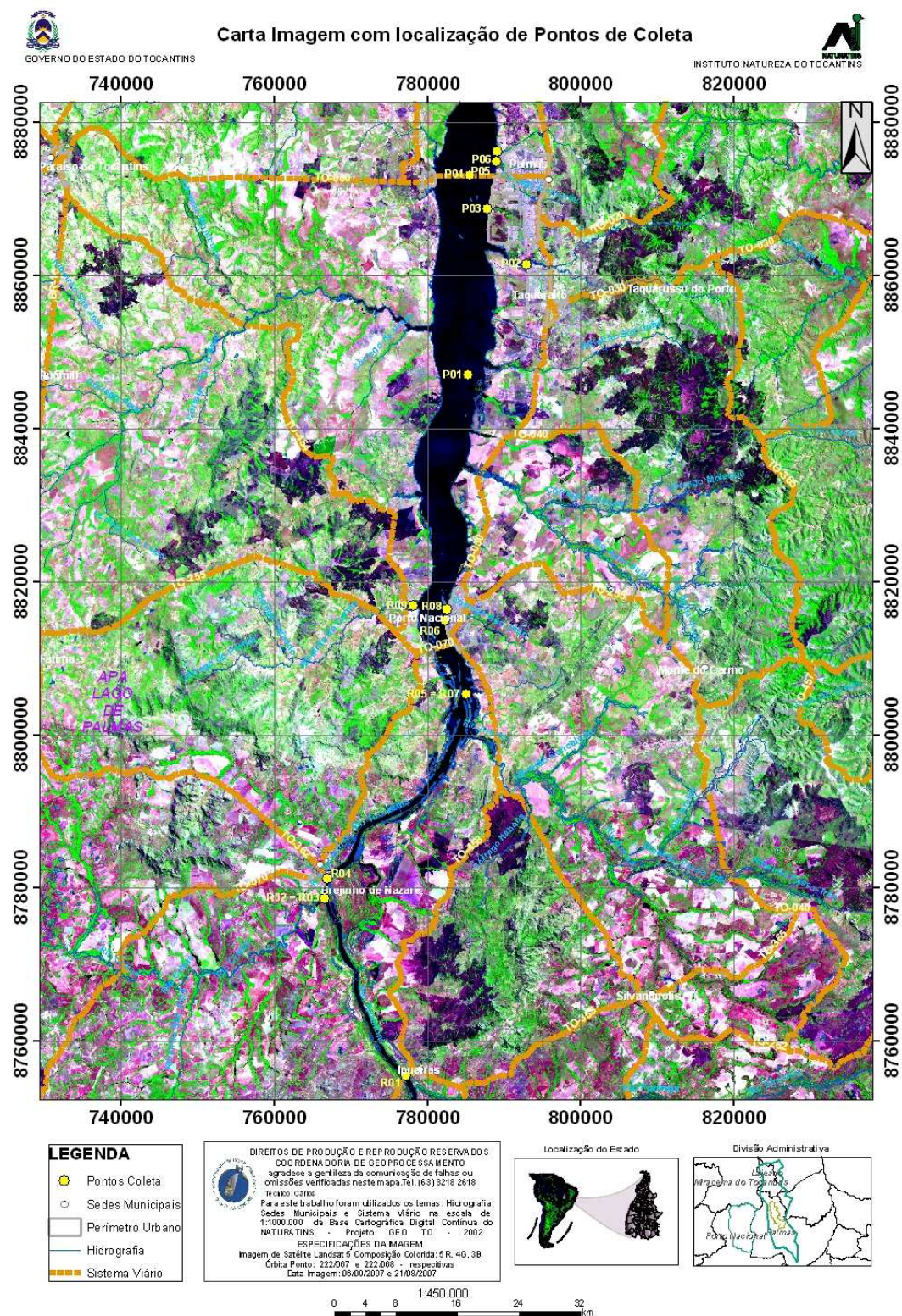


Figura 1 Localização da área e dos pontos de coleta

4.2 MÉTODOS

4.2.1 APLICAÇÃO DO MODELO QUAL2E

Para que modelagem possa representar o comportamento de um corpo hídrico, fornecendo respostas satisfatórias e coerentes com a realidade do escoamento natural estudado, é necessário que as informações de entrada sejam representativas da realidade e que o modelo escolhido seja adequado as condições do corpo hídrico. Nesse estudo os dados utilizados foram obtidos em campo, em outras pesquisas científicas no local, ou quando isso não foi possível foram estimados baseados na literatura existente.

Desta forma, o presente estudo de modelagem da qualidade da água foi desenvolvido de acordo com a sequência: definição do trecho do reservatório a ser modelado e discretização do sistema; obtenção de dados hidráulicos e de qualidade da água; incorporação de dados no modelo e calibração do modelo.

O modelo escolhido para realização do estudo foi o QUAL2E, com base na pesquisa de Silva (2004) que realizou na área do reservatório, um estudo comparativo entre vários modelos matemáticos de qualidade de água e concluiu que o único modelo que apresentou calibragem satisfatória para o reservatório foi o QUAL2E, apesar de ser um modelo empregado para sistemas lóticos, mas a conclusão que se apresentou é que devido as características hidrológicas do reservatório, que apresenta características de rio lento, com baixo tempo de retenção, o mesmo apresentou-se adequado. Além disso, consideraram-se outros fatores, tais como:

- Por ser um modelo unidimensional, requer uma quantidade de dados de entrada relativamente pequena;
- Possibilita a divisão em trechos do sistema a ser estudado, de acordo com as características hidráulicas e de escoamento, o que permite uma representação mais próxima da realidade do corpo hídrico a ser estudado;

- Por ele trabalhar em regime permanente, o que implica na não necessidade de representar variações nas variáveis de estado em curto espaço de tempo;
- Pela simplificação da geometria do reservatório o que facilita o processo de calibração;
- Pelo fato do modelo QUAL2E considerar a demanda bentônica, o que viabiliza a calibração do modelo para a variável oxigênio dissolvido, dentro de valores aceitáveis.

A escolha do trecho a ser estudado, abrangeu uma área que de acordo com a definição do zoneamento ambiental do reservatório, é considerada de alto e médio risco potencial de deterioração da qualidade da água, sendo um trecho que recebe toda a influência da área urbana de Palmas. A escolha do trecho também levou em consideração algumas questões como a disponibilidade de informações existentes, relacionados à qualidade de água e dados hidráulicos, a facilidade de acesso na realização das campanhas de coleta de dados, uma vez que a logística para realização de uma pesquisa dessa envergadura é dispendiosa e complexa, e levou-se também em consideração a limitação dos recursos financeiros para se empreender uma campanha mais abrangente.

4.2.1.1 DETERMINAÇÃO DOS COEFICIENTES DE ENTRADA NO MODELO QUAL2E

Com o objetivo de avaliar o comportamento dos parâmetros de qualidade de água no trecho estudado, realizaram-se num período de um ano, nove campanhas de coleta de dados. Foram considerados os dados coletados no estudo batimétrico simplificado, onde foram feitas as medições de vazão, velocidade de fluxo, medições de largura e profundidades em seções dentro do trecho estudado, no ano de 2004, pelo Laboratório de Saneamento Ambiental/Universidade Federal do Tocantins.

As campanhas de coleta de dados abrangeram um trecho que inicia na confluência do Córrego São João com o reservatório UHE Luís Eduardo Magalhães, passando pela Ribeirão Taquaruçu, Córrego Prata, toda a área urbana de Palmas, Córrego Brejo Comprido e finalizando na confluência do Ribeirão Água Fria com o

reservatório (Tabelas 02 e 03). É importante ressaltar que todos esses afluentes citados tiveram suas vazões e suas cargas antrópicas incorporadas à modelagem.

Tabela 2 Coordenadas dos pontos de coletas para calibração do modelo

Ponto de coleta	Coordenadas geográficas	
R 01 – Início reservatório	Latitude – 11°14'50"	Longitude - 48°27'41"
R 02 – Rio Crixás	Latitude – 11°03'17"	Longitude - 48°34'18"
R 03 – confluência Crixás	Latitude – 11°02'19"	Longitude - 48°33'36"
R 04 – Brejinho de Nazaré	Latitude – 11°00'54"	Longitude - 48°33'25"
R 05 – Porto Nacional	Latitude – 10°47'46"	Longitude - 48°23'37"
R 06 – Porto Nacional	Latitude – 10°42'35"	Longitude - 48°25'08"
R 07 – Porto Nacional	Latitude – 10°41'36"	Longitude - 48°25'17"
R 08 – Praia Porto Nacional	Latitude – 10°41'47"	Longitude - 48°25'01"
R 09 – Ribeirão Carmo	Latitude – 10°41'34"	Longitude - 48°27'27"
P 01 – Ribeirão São João	Latitude – 10°25'11"	Longitude - 48°23'40"
P 02 – Ribeirão Taquaruçu	Latitude – 10°16'11"	Longitude - 48°22'38"
P 03 – Córrego Prata	Latitude – 10°13'23"	Longitude - 48°22'23"
P 04 – Ponte FHC	Latitude – 10°11'02"	Longitude - 48°22'03"
P 05 – Ribeirão Brejo Comprido	Latitude – 10°10'02"	Longitude - 48°21'46"
P 06 – Ribeirão Água Fria	Latitude – 10°09'17"	Longitude - 48°21'49"

Tabela 3 Descrição do comprimento e das características dos Trechos

Trecho	Total de elemento	Comprimento (Km)	Características dos trechos
1	13	26	Início do reservatório na região do município de Ipueiras - TO
2	2	04	Área de influência do rio Crixás
3	18	36	Área de influência do município de Brejinho de Nazaré - TO
4	2	04	Área de influência do município de Porto Nacional - TO
5	3	06	Área de influência do município de Porto Nacional - TO
6	11	22	Área de influência do Ribeirão do Carmo
7	14	28	Área de influência do Córrego São João
8	3	06	Área de influência do Ribeirão Taquaruçu
9	2	04	Área de influência do Córrego Prata
10	2	04	Área de influência da praia da Graciosa, Palmas - TO
11	20	40	Área de influência do Córrego Brejo Comprido e Água Fria

Os dados de entrada incluem taxas de reação e variáveis físicas e de qualidade da água, as quais devem ser estimadas ou obtidas *in loco*. Nessa pesquisa as variáveis selecionadas para simulação foram oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio, a escolha destas variáveis baseou-se na disponibilidade de dados de séries históricas confiáveis, sendo que os demais coeficientes e dados de entrada no modelo QUAL2E são apresentados no decorrer deste capítulo.

Para o modelo é considerado que a capacidade de autodepuração de um corpo hídrico pode se expressar de por meio dos parâmetros de degradação (K_1), reaeração (K_2) e sedimentação (K_3), e demanda bentônica de oxigênio (K_4).

Parâmetro de degradação (K_1)

A taxa de degradação da matéria orgânica no meio aquático é representada pelo parâmetro de degradação (K_1). A Tabela 4 apresenta a ordem de grandeza da constante de decomposição (K_1) usualmente assumida em laboratório.

Tabela 4 Ordem de grandeza da taxa de degradação K_1 a 20° C, assumida em laboratório

Tratamento	K_1 (20° C)
Esgoto bruto	0,35 (0,20 – 0,50)
Tratamento primário	0,20 (0,10 – 0,30)
Tratamento secundário	0,075 (0,075 – 0,10)

FONTE: CHAPRA,1997.

Parâmetro de reaeração atmosférica (K_2)

O parâmetro K_2 representa a taxa de reaeração atmosférica, a difusão do oxigênio atmosférico do ar para o corpo receptor. O valor de K_2 pode ser obtido por meio de fórmulas empíricas e semi-empíricas vinculadas a dados hidráulicos do sistema, ou por técnicas de medição. A medição do coeficiente de reaeração requer exaustivos trabalhos de campo e de laboratório, equipamentos e corpo técnico especializado.

A Tabela 5 apresenta algumas fórmulas empíricas para a previsão do coeficiente de reaeração K_2 (dia⁻¹), a 20° C. A tabela 6 mostra valores típicos de K_2 .

Tabela 5 Equações para o parâmetro de reaeração K_2 (dia⁻¹), a 20° C.

Fórmulas					
O'Connor-Dobbins		Churchill		Owens-Gibbs	
$K_2 = 3,93 \frac{U^{0.5}}{H^{1.5}}$		$K_2 = 5,026 \frac{U^{0.969}}{H^{1.67}}$		$K_2 = 3,93 \frac{U^{0.5}}{H^{1.5}}$	
Válida para as faixas:		Válida para as faixas:		Válida para as faixas:	
Velocidades	0,15 – 0,50	Velocidades	0,55 – 1,52	Velocidades	0,03 – 0,55
Profundidades	0,30 – 9,10	Profundidades	0,60 – 3,35	Profundidades	0,10 – 0,73
Onde U = velocidade média no trecho, (m/s) e H = profundidade média no trecho, (m)					
FONTE: CHAPRA, 1997					

Tabela 6 Valores típicos dos parâmetros de reaeração K_2 (dia⁻¹), a 20° C.

Corpo d'água	Coeficiente de reaeração (dia ⁻¹)
Pequeno lago e reservatório	1,10 – 0,23
Curso de água lento e lago de grande dimensão	0,23 – 0,35
Curso de água de grande dimensão com velocidade baixa	0,35 – 0,46
Curso de água de grande dimensão com velocidade normal	0,46 – 0,69
Curso de água com velocidade alta	0,69 – 1,15
Corredeira e cachoeira	> 1,15
FONTE: TCHOBANOGLIOUS E SCHROEDER, 1985 APUD RODRIGUES, R., 2005	

Parâmetro de sedimentação (K_3) e demanda bentônica de oxigênio (K_4)

O coeficiente de sedimentação é dado por:

$$K_3 = \frac{V_s}{H} \quad (1)$$

Onde:

K_3 = parâmetro de sedimentação, (1/d);

V_s = velocidade de sedimentação do poluente, (m/d);

H = profundidade média do leito do rio, (m).

A Tabela 7 apresenta a velocidade média de sedimentação de algumas partículas e colóides suspensos no meio líquido, em condições ideais de laboratório. Sabe-se

que as partículas coloidais, sob certas condições, juntam-se em flocos, e nesse caso, as velocidades de sedimentação são maiores do que as partículas dispersas.

Tabela 7 Sedimentabilidade das partículas suspensas e colóides suspensos

Tamanho da Partícula (em μm)	Tipo de Material	Velocidade de Sedimentação (em m/dia)
100	Areia fina	682,6
10	Silte	13,0
1	Bactéria	0,13
0,1	Colóide	0,0013
0,01	Colóide	0,00013

FONTE: RODRIGUES, R. (2005) ADAPTADO DE BENN E MC AULIFFE (1981)

A demanda de oxigênio dos sedimentos é expressa em $\text{g O}_2/\text{m}^2\cdot\text{dia}$, sendo exercida pela área superficial do leito do rio.

Tabela 8 Valores associados à demanda de oxigênio da camada bentônica

Tipo de leito e situação local	Demanda bentônica ($\text{g O}_2/\text{m}^2\cdot\text{dia}$)	
	Variação	Média
Lodo de esgoto – nas proximidades do ponto de lançamento	2 – 10	4
Lodo de esgoto – a jusante do ponto de lançamento	1 – 2	1,5
Leito estuarino	1 – 2	1,5
Leito arenoso	0,2 – 1,0	0,5
Leito de solo mineral	0,05 – 0,1	0,07

FONTE: THOMANN E MUELLER, 1987 APUD RODRIGUES, R., 2005

Os valores dos parâmetros K_1 , K_2 e K_3 , e a demanda bentônica de oxigênio (K_4), para temperaturas diferentes de 20°C , podem ser corrigidos através da seguinte relação:

$$K_{m,T} = K_{m, 20^\circ\text{C}} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (2)$$

Onde:

$K_{m,T}$ = parâmetro “m” considerado para uma dada temperatura “T”;

T = temperatura, ($^\circ\text{C}$);

θ = coeficiente de temperatura, (adimensional).

Os coeficientes de temperatura θ podem ser influenciados por diversos fatores associados à natureza do respectivo parâmetro. Valores encontrados na literatura são apresentados com *default* na entrada de dados do QUAL2E.

4.2.1.2 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

Características do modelo

O modelo simula, de forma espacial, as seguintes variáveis da qualidade da água: DBO, OD, temperatura, alga (clorofila *a*), nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo inorgânico dissolvido, coliformes, variável não-conservativa arbitrária e três variáveis conservativas arbitrárias. Permite também a incorporação de descargas pontuais, tributários, captações e de incrementos de vazão e poluentes relacionados às fontes difusas. Os valores apresentados na Tabela 9 foram incorporados ao modelo como descargas pontuais.

Tabela 9 Valores médios encontrados no efluente dos sistema de tratamento de esgoto do Município de Palmas

Parâmetro	ETE Taquaruçu	ETE Prata	ETE Brejo Comprido	ETE Água Fria
OD (mg/L)	11,85	3,00	1,70	7,09
DBO (mg/L)	46,24	87,09	49,54	65,23

FONTE: LABORATÓRIO DE SANEAMENTO/UFT, 2006

O programa QUAL2E pode ser operado em duas modalidades, com respostas para simulações em regime permanente e em regime transiente. Para a primeira modalidade, o programa pode ser usado para se avaliar o impacto na qualidade das águas do corpo receptor devido a descargas contínuas pontuais de efluentes líquidos (magnitude, qualidade e locação) bem como, conjuntamente com um programa de monitoramento da qualidade para identificar a magnitude de fontes não pontuais descarga (distribuídas). A segunda modalidade permite que o usuário faça a simulação dos efeitos da variação diurna dos dados meteorológicos na qualidade das águas, principalmente para a avaliação do oxigênio dissolvido e temperatura devido à respiração e crescimento das algas (LIMA, 2001).

O programa também realiza as simulações dos constituintes a partir de elementos computacionais. Esses elementos computacionais representam subdivisões dos trechos do curso d'água a ser estudado como mostrado na Figura 2. Cada trecho deve ter característica hidráulica uniforme e deve ser também dividido em elementos computacionais de igual comprimento, de modo que todos os trechos tenham um número inteiro de elementos computacionais. Para cada elemento é aplicado um balanço hidrológico, em termos da vazão; um balanço de energia térmica, em termos da temperatura, e um balanço de massa para o constituinte, quantificado pela sua concentração. Os processos de advecção e dispersão são considerados nesse último balanço.

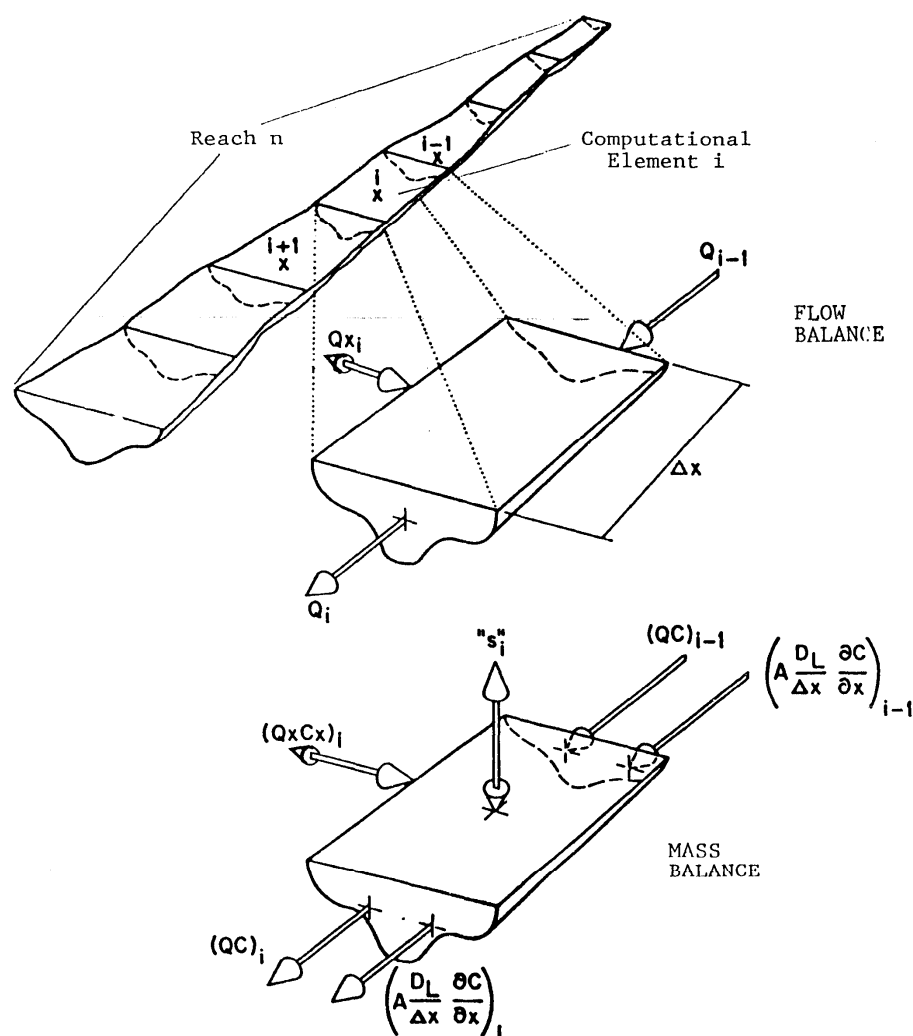


Figura 2 Apresentação da discretização de um rio em trecho e elementos computacionais. Balanço de volume de massa para elemento computacional (BROWN & BARNWELL, 1987).

4.2.1.3 EQUAÇÕES DO MODELO QUAL2E

Remoção de matéria orgânica

No modelo QUAL2E, ocorre a remoção de matéria orgânica pelos processos de degradação e sedimentação do poluente no corpo hídrico. A equação utilizada pelo modelo é:

$$\frac{d(DBOu - DBOe(t))}{dt} = -K_1(DBOu - DBOe(t)) - K_3(DBOu - DBOe(t)) \quad (3)$$

Onde:

DBOu = Demanda Bioquímica de Oxigênio total, (mg/L);

DBOe = Demanda Bioquímica de Oxigênio exercida, (mg/L);

K_1 = parâmetro de degradação, (em d^{-1});

K_3 = parâmetro de sedimentação do poluente no sistema, (1/dia).

O modelo de qualidade da água QUAL2E caracteriza a reação das variáveis por ele simuladas como de primeira ordem, ou seja, a integração da concentração em função do tempo ocorre uma vez. No modelo QUAL2E, o tempo representa o espaço percorrido e a velocidade do fluxo no corpo hídrico, considerando que a velocidade do poluente no eixo longitudinal é a mesma que a velocidade do fluxo e desconsiderando a velocidade do poluente no eixo vertical.

Modelação do oxigênio dissolvido

A concentração de oxigênio dissolvido na água resulta de um balanço entre a quantidade consumida, a quantidade produzida e a quantidade lançada no meio. As principais fontes de produção de oxigênio estão relacionadas a reaeração atmosférica, fotossíntese e cargas afluentes (tributários). Já a depleção de oxigênio dissolvido (consumo e/ou balanço) está geralmente associado à oxidação bioquímica da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, demanda bentônica, ao processo de respiração e aos tributários com menor concentração de oxigênio.

Se as quantidades produzidas e consumidas de oxigênio são conhecidas, um balanço de massa possibilita a obtenção de uma equação diferencial para o cálculo do teor de oxigênio dissolvido na água. No modelo QUAL2E, a equação diferencial usada para o cálculo de oxigênio dissolvido na água é dada a seguir:

$$\frac{dC}{dt} = K_2(C_s - C_o) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A_1 - K_1L - K_4/H - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 \quad (4)$$

Onde:

K_2 = parâmetro de reaeração, (1/dia)

C_s = concentração de saturação de oxigênio dissolvido em condições locais de temperatura e pressão, (mg/L);

C_o = concentração de oxigênio dissolvido, (mg/L);

α_3 = produção de oxigênio por crescimento de algas, (mg A);

μ = taxa de crescimento de algas, (1/dia);

α_4 = taxa de consumo de oxigênio por respiração por unidade de algas, (mg O/ mg A);

ρ = taxa de respiração algal, (1/dia);

A_1 = concentração de biomassa algal, (mg A/L);

K_1 = taxa de desoxigenação carbonácea de oxigênio última, (mg/L);

L = demanda bioquímica carbonácea de oxigênio última, (mg/L);

K_4 = taxa de demanda de oxigênio do sedimento, (g/m² dia);

H = profundidade média, (m);

α_5 = taxa de consumo de oxigênio por oxidação de nitrogênio amoniacal, NH₃, (mg O)/ (mg N);

β_1 = coeficiente de oxidação de amônia, (1/dia);

N_1 = concentração de nitrogênio amoniacal, (mg N/L);

α_6 = taxa de consumo de oxigênio por oxidação de nitrito, NO_3^{-2} , (mg O)/(mg N);

β_2 = coeficiente de oxidação de nitrito, (1/dia);

N_2 = concentração de nitrito, (mg N/L).

Para simulação do modelo QUAL2E, desconsiderando a fotossíntese, a demanda bentônica de oxigênio e a DBO nitrogenada, os mecanismos de consumo e de introdução de oxigênio no corpo de água ficam reduzidos ao consumo de oxigênio pela DBO carbonácea (K_1) e à passagem de oxigênio atmosférico do ar para a água (K_2). Com isso, a equação (5) fica:

$$\frac{dC_o}{dt} = K_2(C_s - C_o) - K_1.L \quad (5)$$

O modelo QUAL2E oferece oito opções para o cálculo do parâmetro de reaeração, sendo seis equações citadas na literatura e duas opções para valores medidos de K_2 . A Tabela 10 apresenta a equação que foi utilizada para previsão do coeficiente de reaeração, $K_2(\text{dia}^{-1})$. Por ocasião da simulação computacional, utilizaram-se as seis equações da literatura, sendo que a de O'Connor e Dobbins, foi a equação que em geral, não apresentou valores que sub ou superestimaram K_2 . Essa escolha também levou em consideração que todas as equações foram desenvolvidas para corpos hídricos específicos e, dentre elas, esta foi a única elaborada para um curso hídrico com características hidráulicas semelhantes com trecho estudado do reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, no estudo de Silva (2004) a mesma equação foi utilizada para previsão de K_2 .

Tabela 10 Equação utilizada para previsão do coeficiente de reaeração, $K_2(\text{dia}^{-1})$, a 20 °C.

Autores	Equação no SI
O'Connor e Dobbins (1958)	$3,95 \frac{U^{0.5}}{H^{1.5}}$
U = velocidade média no trecho, (m/s)	
H = profundidade média no trecho, (m)	
FONTE: BROWN E BARNWELL (1987)	

Concentração de saturação de oxigênio dissolvido

A concentração de saturação de oxigênio é influenciada basicamente por três fatores: pressão atmosférica, salinidade e temperatura da água. Quando o valor de OD presente no meio aquático atinge sua concentração máxima, é dito que a água está saturada desse gás.

Como no reservatório as medições de salinidade não acusam leitura, o efeito desse parâmetro foi desconsiderado. Dessa maneira, é utilizada a equação 6 (TUCCI, 1998):

$$C_{s'} = 14,652 - 0,41022T + 0,00700T^2 - 0,000077774T^3 \quad (6)$$

Onde:

$C_{s'}$ = concentração de oxigênio de equilíbrio, a 1 atmosfera de pressão, (mg/L);

T = temperatura da água, ($^{\circ}$ K) = ($^{\circ}$ C) + 273,15.

A concentração obtida pela equação 6 deverá ser corrigida para a pressão atmosférica local através da equação abaixo:

$$C_s = C_{s'} \times P \quad (7)$$

Onde:

C_s = concentração de saturação de oxigênio dissolvido em condições locais de temperatura e pressão, (mg/L);

P = pressão atmosférica local, (atm.).

Dados hidráulicos

O modelo QUAL2E possui dois métodos de correlação entre velocidade, profundidade e vazão. No primeiro método, utilizam-se coeficientes de descarga, Equações 8, 9 e 10. O segundo método é calculado por meio de dados de

levantamentos batimétricos, relacionados à profundidade do canal e a forma da secção transversal.

$$U = aQ^b \quad (8)$$

$$A = Q/U \quad (9)$$

$$H = \alpha Q^\beta \quad (10)$$

Onde a , b , α e β são constantes empíricas, obtidas por métodos de calibração com os dados de campo correspondentes a cada trecho do segmento fluvial.

Neste trabalho, foram considerados os dados obtidos no estudo Batimétrico Simplificado, portanto esses dados, não possibilitava a determinação dos coeficientes de descarga, sendo então utilizado o segundo método, sendo empregado o coeficiente de Manning.

Dados climatológicos e geográficos

Os dados climatológicos e geográficos utilizados neste estudo estão apresentados na Tabela 11. Os dados foram coletados foram fornecidos pelo NEMET/UNITINS (2006). Quando não foi possível obter os dados, foram considerados os indicados pelo modelo QUAL2E.

Tabela 11 Caracterização dos dados climatológicos e geográficos

Tipo	Faixa*	Valor usual*	Valor utilizado	Unidade
Latitude	0 a 90	23	10	Graus
Longitude	0 a 180	43	48	Graus
Meridiano Padrão	0 a 180	75	75	Graus
Elevação da Bacia	(-120) a 3650	1000	177	m
Coeficiente de Atenuação de Poeira	0,01 a 0,13	0.06	0.06	-
Coeficiente de Evaporação AE	5×10^{-6} a 62×10^{-6}	94×10^{-6}	94×10^{-6}	(m/hr)/mbar
Coeficiente de Evaporação BE	$3,2 \times 10^{-6}$ a $5,5 \times 10^{-6}$	$3,2 \times 10^{-6}$	$3,2 \times 10^{-6}$	(m/hr)/mbar-m/s
Temperatura de Tempo Seco	2 a 50	15	25	°C
Temperatura de Tempo Úmido	2 a 55	20	28	°C
Porcentagem de Nuvem	0 a 1	0	0	-
Pressão Barométrica	900 a 1100	1017	1017	mbar
Velocidade do Vento	0 a 36	0	11,11	m/s

* valores obtidos de RODRIGUES, R. (2005)

Parâmetros de qualidade de água

As coletas foram realizadas de outubro de 2006 a outubro de 2007. Cada coleta foi realizada em um ponto fixo, localizados com a utilização de um GPS (Sistema de Posicionamento Global). As amostras de água foram coletadas, em seguida acondicionadas em frascos de polietileno de 1,5 L e mantidas em caixas térmicas com gelo, até a chegada ao laboratório, a análise das amostras ocorreu a temperatura ambiente. Os parâmetros analisados e as metodologias utilizadas para análise estão apresentadas na Tabela 12.

Tabela 12 Metodologias de análises dos parâmetros físico-químicos (técnica e referência) analisados para calibração dos modelos

Parâmetros Analisados	Técnica	Referência
pH	Leitura direta	APHA, 1998
Condutividade	Leitura direta	APHA, 1998
Oxigênio Dissolvido	Leitura direta	APHA, 1998
Temperatura	Leitura direta	APHA, 1998
Nitrogênio Orgânico Total	Espectroscopia	APHA, 1998
Amônia	Espectroscopia	APHA, 1998
Nitrito	Espectroscopia	APHA, 1998
Nitrato	Espectroscopia	APHA, 1998
Fósforo Total	Espectroscopia	APHA, 1998
DQO	Espectroscopia	APHA, 1998
DBO ₅	Incubação	APHA, 1998

Para as medidas da temperatura da água (termômetro digital portátil Instrutemp, modelo ITTH), concentração de oxigênio dissolvido (oxímetro digital Digimed, modelo DM4), pH (medidor de pH digital Tecnal, modelo TEC-3MP) e condutividade (medidor de condutividade digital Tecnal, modelo TEC-4MP), foram utilizados equipamentos de campo realizando-se leituras diretas no epilímnio, de acordo com APHA (1998).

A transparência da água foi determinada utilizando disco de Secchi com 20 cm de diâmetro. A leitura foi feita em função da profundidade de desaparecimento e ressurgimento do disco imerso verticalmente na água.

Os dados referentes a temperatura do ar e precipitação foram obtidas na Secretaria da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Estado do Tocantins, a qual mantém postos de medição próximos ao reservatório.

Na modelagem que se propôs essa pesquisa foram utilizados os valores de oxigênio obtidos nas campanhas de campo, sendo o OD médio: média aritmética dos valores medidos em cada ponto durante as nove coletas. E ainda foram considerados os dados obtidos do monitoramento da qualidade da água do reservatório, realizado pelo laboratório de saneamento ambiental/UFT, no período de 24/04/2002 a 09/09/2003.

4.2.1.4 CALIBRAÇÃO

O processo de calibração consiste, após a entrada dos dados hidráulicos e qualitativos, na calibração dos parâmetros considerados (reaeração K_2 , desoxigenação K_1 e sedimentação K_3) aos valores calculados e observados das variáveis de estado selecionados (OD e DBO).

Desta maneira, após várias simulações, objetivando observar as respostas do modelo frente às alterações nos valores dos parâmetros considerados pelo usuário, é possível chegar ao “melhor modelo”. No presente trabalho, foi ajustado apenas um modelo QUAL2E para o reservatório UHE Luís Eduardo Magalhães, pois como foi considerado que vazão do reservatório é constante, não promove variações nos valores de K_1 , e os valores de K_2 apresentaram comportamento relativamente constante durante as diferentes estações do ano.

A vazão média considerada para calibração do modelo QUAL2E foi de 337,87 m³/s e a profundidade média é de 3m. A comparação entre os valores observados e calculados foi realizada por meio dos dados de monitoramento de qualidade da água em dezesseis pontos, realizado pelo laboratório de Saneamento Ambiental/UFT, no período de 24/04/2002 a 15/10/2004, e pela presente pesquisa de coleta e análises durante o período de 19/10/2006 a 10/10/2007, os valores de OD e DBO utilizados nessa calibração foram oriundos da média aritmética dos dados dessas coletas.

Para o processo de simulação cada trecho foi discretizado em elementos computacionais de 2 Km, ficando o sistema composto por 11 trechos. Para se definirem as condições iniciais e de contorno da calibração (valores de início do trecho) utilizaram-se os valores de OD, DBO dados de campanhas de campo realizadas neste estudo de out/2006 a out/2007 e dados do monitoramento realizado no período de abril/2002 a out/2004.

As cargas domésticas de DBO e as vazões dos sete principais tributários do reservatório no trecho estudado, utilizados na calibração, foram determinados com base nos valores médios obtidos do monitoramento realizado pelo laboratório de Saneamento Ambiental/UFT. Posteriormente, comparam-se os resultados calculados pelo modelo com os dados observados nos pontos de monitoramento, definidos ao longo desse trecho.

Os principais afluentes considerados na calibração, como pontos de lançamentos domésticos, devido a carga de efluentes tratados que recebem das ETEs, foram: Ponto 02 - Ribeirão Taquaruçu; Ponto 03 (Córrego Prata); Ponto 05 (Córrego Brejo Comprido); Ponto 06 (Ribeirão Água Fria).

4.2.2 ESTUDO ECOTOXICOLÓGICO

As coletas de água foram realizadas de julho à outubro de 2007. Cada coleta foi realizada em um ponto fixo, localizados com a utilização de um GPS (Sistema de Posicionamento Global), as amostras de água foram coletadas seguindo o proposto pela CETESB (1987), e as respectivas análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da UFT, *Campus* de Palmas e no Laboratório de Hidrobiologia da Companhia de Saneamento do Tocantins - SANEATINS. Para as medidas da temperatura da água (termômetro digital portátil Instrutemp, modelo ITTH), concentração de oxigênio dissolvido (oxímetro digital Digimed, modelo DM4), pH (medidor de pH digital Tecnal, modelo TEC-3MP) e condutividade (medidor de condutividade digital Tecnal, modelo TEC-4MP) foram utilizados equipamentos de campo realizando-se leituras diretas no epilímnio.

A transparência da água foi determinada utilizando disco de Secchi com 20 cm de diâmetro. A leitura foi feita em função da média da profundidade de desaparecimento e ressurgimento do disco imerso verticalmente na água. Com a leitura obtida foi calculado o coeficiente desatenuação de contraste.

Para análise de clorofila amostras de água foram coletadas na camada superficial (epilímnio), foram acondicionadas em frascos de polietileno de 1,5 L e mantidas caixas térmicas com gelo, até o laboratório de análise, em seguida as amostras foram filtradas em filtros de fibra WHATMAN, do tipo GF/C, com retenção de 0,47 µm, colocados em frascos escuros e mantidos a baixa temperatura até o momento da extração. O solvente utilizado na extração foi o clorofórmio metanol na proporção 2:1. Após extração, as amostras permaneceram no escuro por um período mínimo de 14 horas e as absorbâncias foram lidas em espectrofotômetro DR 5000 nos comprimentos de ondas de 665 nm e 750 nm. A fórmula utilizada para os cálculos da clorofila *a* foi:

$$\text{Clorofila } a \text{ (}\mu\text{g/L)} = 27,9 \{1,7 \times (Eu \text{ 665} - Eu \text{ 750}) - (Ea \text{ 665} - Ea \text{ 750})\} \times v/V \quad (11)$$

Onde,

Eu = absorbância da amostra não acidificada;

Ea = absorbância da amostra acidificada;

v = volume do extrato (mL);

V = volume da amostra filtrada (L);

27,9 = coeficiente de absorção específica da clorofila *a*;

1,7 = razão de rendimento da clorofila *a* não acidificada para acidificada.

Para análise de toxicidade foram coletadas amostras com o uso de rede de plâncton (20 µm de abertura de malha), sendo filtrados 20 L, a fim de obter-se o volume aproximado de 200 mL do material concentrado. O material coletado e concentrado foi congelado a -20° C até a realização dos ensaios. Os testes de toxicidade aguda foram realizados com o microcrustáceo *Daphnia magna*.

As Culturas de *Daphnia* foram mantidas no Laboratório de Hidrobiologia da SANEATINS, para serem usados nos testes de toxicidade aguda. As *Daphnias* foram cultivadas em frascos de 2 L em meio de cultura padronizada em câmara com temperatura média controlada de 20⁰ C e fotoperíodo de 16/8h luz-escuro e intensidade luminosa de 1000 lux. As trocas de água foram feitas uma vez por semana, utilizando água reconstituída padronizada como meio de cultura de acordo com a norma ABNT (2003).

Para os testes de toxicidade aguda, foram utilizadas as amostras concentradas e congeladas, no instante do ensaio as amostras foram descongeladas à temperatura ambiente, sendo separadas alíquotas de 50mL por ensaio. Para os testes, organismos jovens (neonatas com 2 a 26 horas de vida) foram separados. Para cada amostra foram utilizados 10 organismos, com quatro réplicas, em frascos de vidro de 50mL, contendo 50mL da amostra concentrada. Paralelamente aos testes com as amostras, foram realizados testes controle, visando observar a sobrevivência dos organismos nas condições do ensaio. A duração dos testes foi de 48 horas, efetuando-se a contagem dos organismos imóveis após esse período. Durante os ensaios os organismos foram mantidos no escuro, sem qualquer tipo de alimentação ou provisão de nutriente, sob temperatura variável entre 18 a 22 ⁰C. No princípio e no fim dos bioensaios, foram medidos o pH e o oxigênio dissolvido. Foram efetuados testes de sensibilidade durante todo o período dos bioensaios, a fim de verificar as condições fisiológicas dos organismos, (ABNT, 2003).

A determinação da toxicidade a *D. magna* baseou-se nos seguintes critérios (RODGHER *et al.*, 2005):

- tóxico, se houver mortalidade acima ou igual a 40% dos organismos;
- indício de toxicidade, se a mortalidade situou-se acima de 10% e abaixo de 40% dos organismos, e;
- não tóxico, se a mortalidade não excedeu os 10% dos organismos.

Para análise quantitativa de cianobactérias amostras foram coletadas de acordo com APHA (1998), utilizando-se frascos âmbar sendo essas amostras fixadas com solução de lugol. As análises foram realizadas utilizando a contagem por transectos

em câmara de Utermohl, num aumento de 400x em microscópio invertido Nikon Eclipse TS100F, equipado com sistema de fotomicrografia.

Para complementar as análises referentes as condições ambientais atuais do reservatório, foi realizada a verificação do grau de trofia da área estudada, em função das concentrações de fósforo e clorofila a, avaliando-se as respectivas faixas de valores explicitadas na Tabela 13.

Tabela 13 Classificação do grau de trofia quanto as variáveis de fósforo e clorofila a

Classe de trofia	Fósforo Total (µg/L)	Clorofila-a (µg/L)
Oligotrófico	<20	0 a 2,1
Mesotrófico	20 a 50	2,1 a 6,25
Eutrófico	50 a 200	6,25 a 19,2
Hipereutrófico	>200	>19,2

FONTE: STRASKRABA E TUNDISI (2000); SALAS E MARTINO (2001).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados da pesquisa ora realizada, sendo a caracterização espacial e temporal da qualidade da água de um trecho do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães, bem como a calibração do modelo QUAL2E e os resultados dos estudos ecotoxicológicos por meio do emprego da *Daphnia magna*.

5.1 CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DA UHE LUIS EDUARDO MAGALHÃES

Para todos os parâmetros analisados elaborou-se um gráfico que objetivou ilustrar o comportamento dos mesmos em relação ao espaço e às variações sazonais, em 06 pontos de amostragem.

5.1.1 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

O pH é uma importante variável ambiental na avaliação da qualidade da água, apesar da dificuldade de se fazer sua interpretação, pois é grande o número de fatores que podem influenciá-lo (ESTEVES, 1988). A bacia do Tocantins drena solos de cerrado cujo pH é bastante ácido, do qual se esperam águas com características ácidas.

As alterações de pH em um corpo hídrico influenciam nos processos biológicos (fotossíntese e respiração). A aeração (teor de oxigênio dissolvido) altera o pH pela variação de dióxido de carbono. Os lançamentos de efluentes nos corpos d'água, provocam a transformação microbiana da matéria orgânica, e os poluentes atmosféricos também contribuem para a modificação do pH. Violações demoradas

do valor de pH de um corpo hídrico ou fortes oscilações de pH em curto prazo resultam na inibição dos processos metabólicos, na redução de espécies de organismos ou no poder de autodepuração. O valor de pH tem processo decisivo na biodisponibilidade das substâncias.

Os valores de pH básicos tendem a solubilizar a Amônia na água, metais pesados e outros sais e precipitar sais de carbonato. Níveis baixos de pH interferem, aumentando as concentrações de dióxido de carbono e ácido carbônico. Os efeitos letais para a vida aquática ocorrem abaixo de pH 4,5 e acima de 9,5.

Os resultados das medições dos valores de pH ao longo do trecho estudado podem ser visualizadas na Figura 3.

É possível perceber que não houve variações sazonais tão grandes, o menor valor observado foi de 5,75 (Córrego São João) no período chuvoso e o maior foi de 8,43 (Ribeirão Água Fria) no período de estiagem. A média anual do pH da água no epilímnio foi de 7,36 no ponto 01 (Córrego São João); 7,57 no ponto 02 (Ribeirão Taquaruçu); 7,51 no ponto 03 (Córrego Prata); 7,70 no ponto 04 (Ponte FHC); 7,67 no ponto 05 (Córrego Brejo Comprido) e 7,82 no ponto 06 (Ribeirão Água Fria). A Resolução CONAMA nº 357/05 para águas de classe II (BRASIL, 2005) estipula que o potencial hidrogeniônico deve estar compreendido entre 6,00 e 9,00.

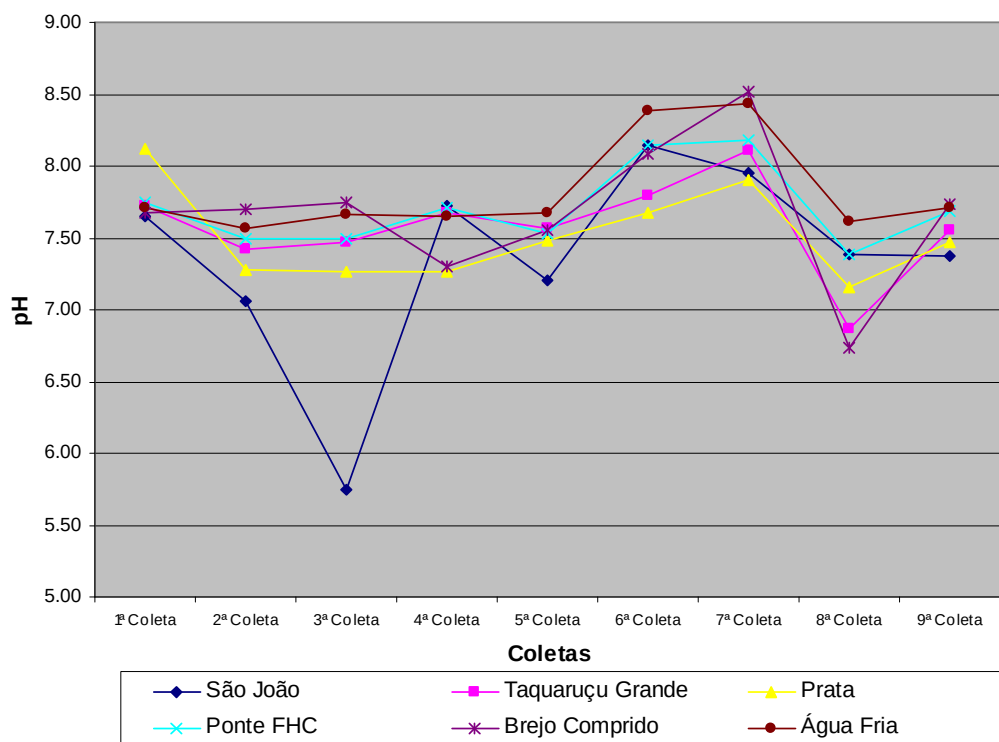


Figura 3 Variação espacial e temporal do potencial hidrogeniônico no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

5.1.2 CONDUTIVIDADE

Como mostra a Figura 4, a condutividade apresentou variação sazonal, seus valores oscilaram entre 37,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Córrego Prata), no período chuvoso e 103,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Ribeirão Água Fria) no início período de estiagem.

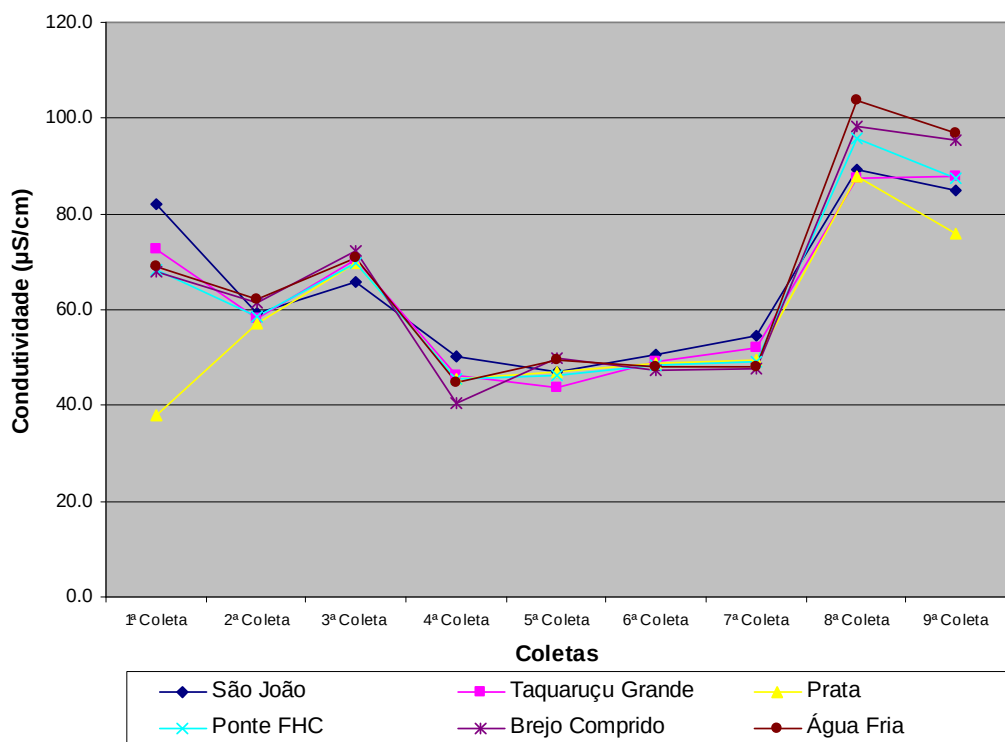


Figura 4 Variação espacial e temporal da condutividade no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

5.1.3 TEMPERATURA DA ÁGUA

A distribuição espacial da temperatura da água na área limnética do reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães teve valor máximo de 35,6° C (Ribeirão Água Fria), e valor mínimo de 26,1° C (Córrego Brejo Comprido) (Figura 5). O estudo mostra que no final do período de estiagem a água apresentou temperaturas mais elevadas, ocorrendo decréscimo a partir do início do período chuvoso, e nova elevação gradativa nos meses de maior intensidade de chuva.

De acordo com Reis-Pereira (2002a), na fase enchimento o reservatório apresentou queda na temperatura no período chuvoso e temperaturas máximas em novembro (término da estiagem). A média da temperatura da água no epilímnio foi 29,9° C (Córrego São João); 29,9° C (Ribeirão Taquaruçu); 30,0° C (Córrego Prata); 30,0° C (Ponte FHC); 29,8° C (Córrego Brejo Comprido) e 30,4° C (Ribeirão Água Fria).

Findlay e Kling (2001), observaram que o epilímnio é a porção do reservatório caracterizada por ser bem misturada e possuir temperaturas quase que uniformes.

Esteves (1988), destaca que em lagos tropicais a temperatura encontra-se acima dos valores limitantes ao crescimento. Dos vários parâmetros analisados, a temperatura é um fator de grande relevância nos sistemas aquáticos, pois exerce grande influência sobre as propriedades físicas e químicas da água.

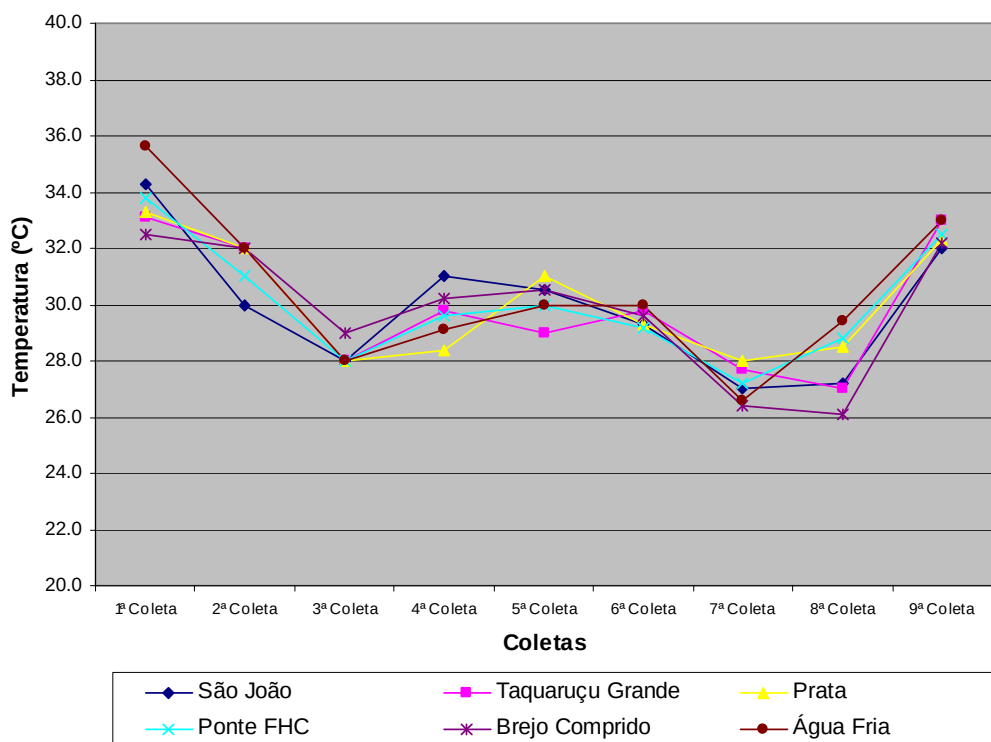


Figura 5 Variação espacial e temporal da temperatura no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

5.1.4 TRANSPARÊNCIA

A variação da transparência da água está apresentada na Figura 6, que mostra os maiores valores registrados de 2,31 m (Córrego São João) e 2,73 m (Ribeirão Taquaruçu) no período de estiagem. Nos meses de seca ocorreu a elevação dos valores de transparência nesses dois pontos.

Em todos os pontos, no período de estiagem, apresentaram águas mais transparentes, excetuando os valores ocorridos no ponto 05 (Córrego Brejo Comprido). Nos meses chuvosos foram registrados os menores valores de transparência, exceto os valores ocorridos em agosto (Córrego Brejo Comprido e Ribeirão Água Fria), o menor valor registrado foi de 0,72 m (Córrego São João) no

período chuvoso. Menores transparências são esperadas no período chuvoso, pois com a precipitação aumentam os sólidos em suspensão no sistema decorrente do transporte de material alóctone.

O IIEGA (2004) observou que os principais contribuintes para sólidos em suspensão são sólidos inorgânicos, e que os sólidos de origem orgânica tendem a elevar-se no período chuvoso no reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães. Reis-Pereira (2002b) também atribui às chuvas o decréscimo da transparência, observando dinâmica de valores mais elevados em setembro, que se reduziram de outubro a janeiro e voltaram a elevar-se em fevereiro (oscilando entre 0,56 e 1,30 m).

Em termos de média aritmética, as médias anuais de transparência são de 1,85 m (Córrego São João); 2,04 m (Ribeirão Taquaruçu); 1,21 m (Córrego Prata); 1,19 m (Ponte FHC); 0,95 m (Córrego Brejo Comprido) e 1,14 m (Ribeirão Água Fria).

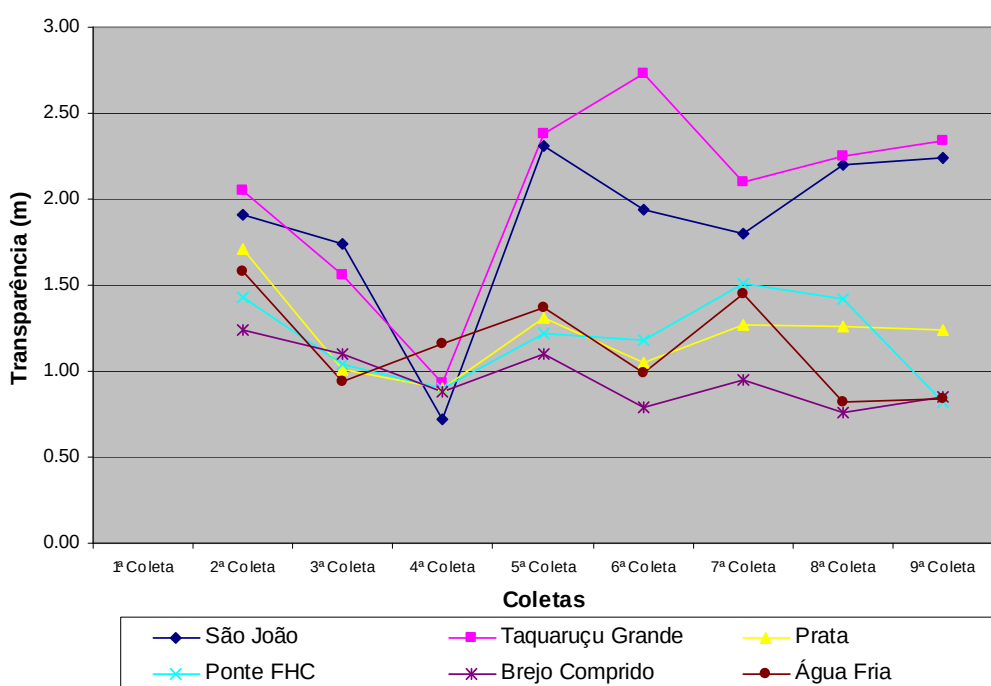


Figura 6 Variação espacial e temporal da transparência no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

5.1.5 NITROGÊNIO TOTAL, NITRATO, NITRITO E AMÔNIA

Relativamente às formas de Nitrogênio avaliadas foi possível determinar que a distribuição horizontal dos nitritos (Figura 9) no reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães não apresentou comportamento sazonal definido, em todos os pontos os teores de Nitrito foram baixos. Relacionando com os resultados do oxigênio, como o reservatório apresentou-se bem oxigenado, era esperado que os teores de nitritos fossem encontrados em baixas concentrações.

Esse composto normalmente aparece na água em uma fase intermediária natural do ciclo do Nitrogênio, na oxidação microbiana do Nitrato. O Nitrito uma vez formado é imediatamente oxidado para a forma de Nitrato (nitrificação), ou, reduzido para a forma de Nitrogênio gás (desnitrificação).

O Nitrato também apresentou concentrações baixas em todos os pontos e esteve abaixo do limite legal estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05, para águas de classe II (BRASIL, 2005) que é de até 10,00 mg/L. Nos corpos de água, o Nitrato está geralmente presente em concentrações moderadas como metabólito natural do processo de nitrificação (conversão da Amônia ou Nitrito para Nitrato). Quantidades excessivas podem resultar na proliferação em massa de fitoplâncton e macrófitas aquáticas, principalmente em lagos e reservatórios.

Comparando-se os resultados obtidos com os limites de Nitrogênio Amoniacal relacionados ao pH das amostras, foi observado que não houve infrações dos limites para o parâmetro. Os valores mínimo e máximo de amônia foram respectivamente de 0,02 mg/L (Ribeirão Taquaruçu) período estiagem e 2,2 mg/L (Córrego Prata) período chuvoso. Como a Amônia representa a fase primária do Nitrogênio, nos pontos que esse parâmetro acusou valores maiores poderá estar indicando uma contaminação proveniente de fezes "*in natura*" ou de esgotos em fase de tratamento primário.

O Nitrogênio Amoniacal é um nutriente presente na água na forma de cátion amônio (NH_4^+). O amônio é liberado continuamente na água com a decomposição das substâncias nitrogenadas. Em ambiente anaeróbico o amônio pode surgir pela redução do Nitrato (amonificação do Nitrato). Via de regra, o Nitrogênio Amoniacal, nas águas é oxidado por microrganismos nitrificantes, via Nitrito, para o Nitrato, o que pode significar sobrecarga para o equilíbrio do Oxigênio no corpo hídrico. Está

relacionado com o Amoníaco tóxico (NH_3). Favorece a eutrofização através de sua transformação em Nitrato. Em situações com valores de pH acima de 7,0 e temperatura crescente, o Amoníaco se faz presente e poderá estar associado a toxicidade da água e conseqüente morte de peixes.

O Nitrogênio Total de acordo com a Figura 7, oscilou entre 0,20 mg/L (Córrego São João e Córrego Brejo Comprido) no período seco e 4,20 mg/L (Córrego Prata) no período chuvoso, o mesmo apresentou-se bastante variável.

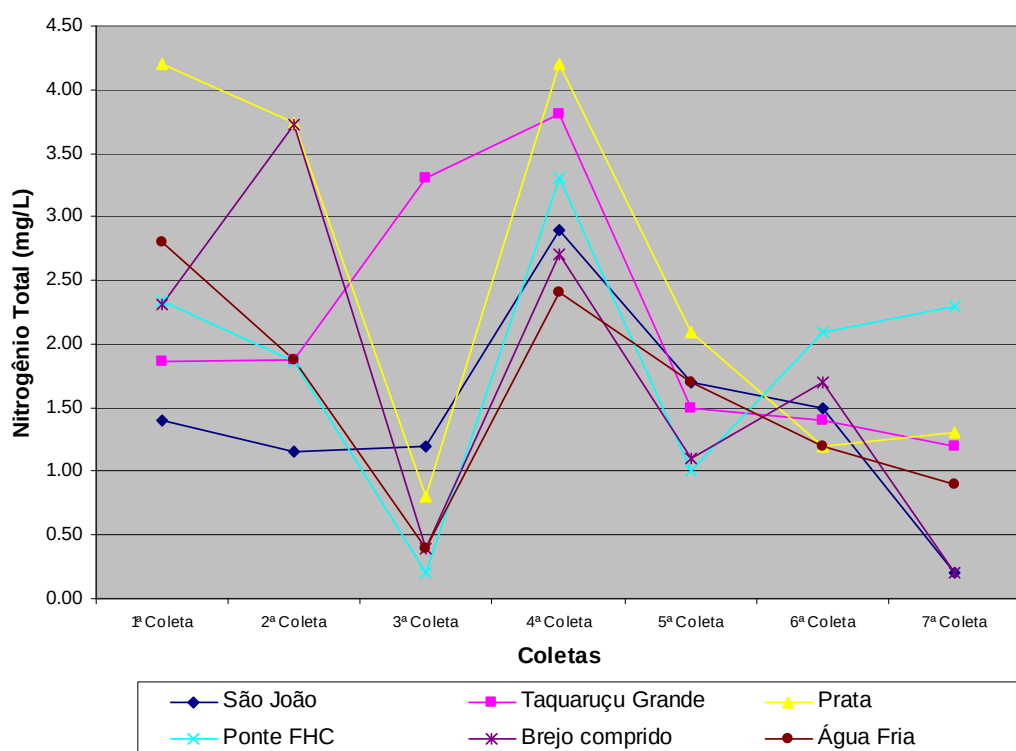


Figura 7 Variação espacial e temporal do Nitrogênio no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

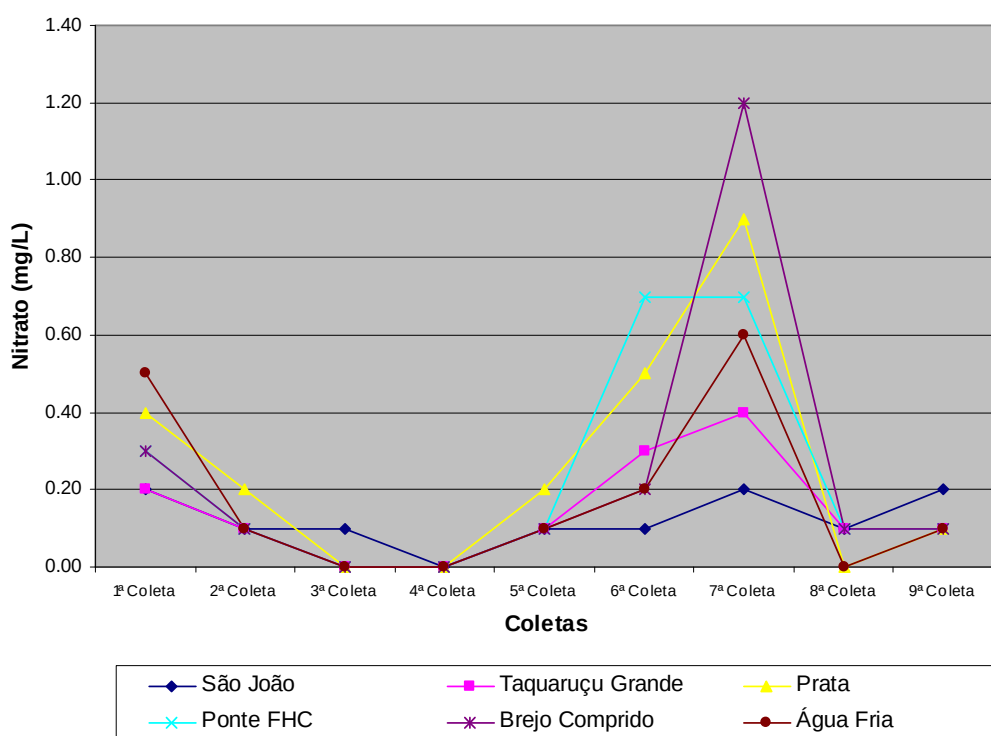


Figura 8 Variação espacial e temporal do Nitrato no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

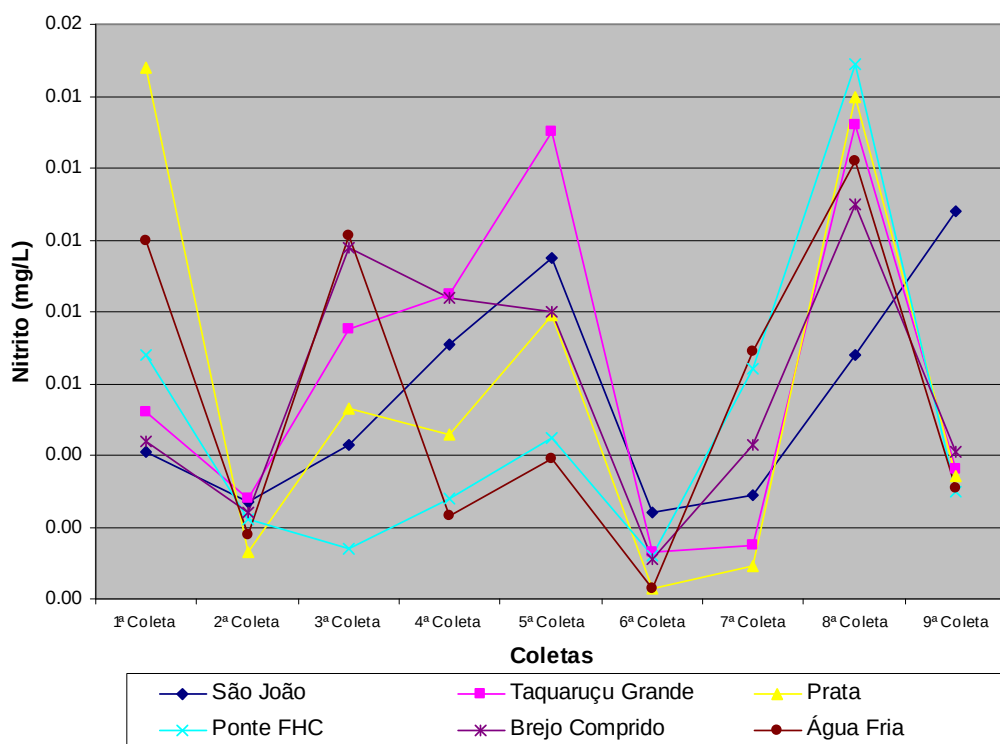


Figura 9 Variação espacial e temporal do Nitrito no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

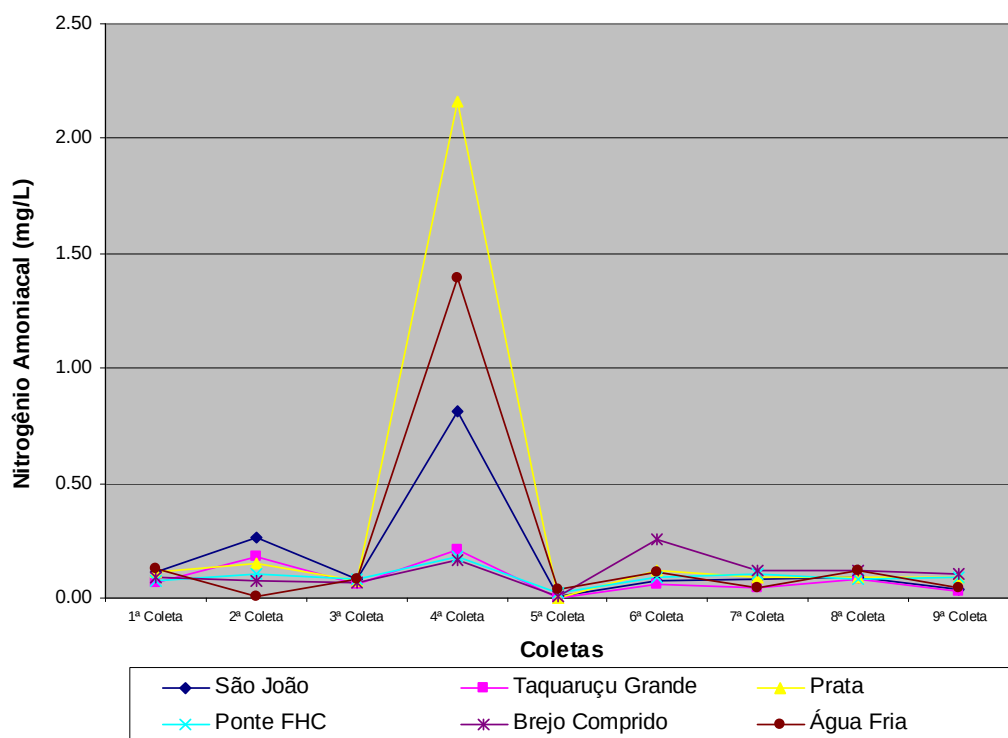


Figura 10 Variação espacial e temporal do Nitrogênio Amônia no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

5.1.6 FÓSFORO TOTAL

O fósforo é um nutriente essencial para os organismos vivos e existe nos corpos de água na forma dissolvida e particulada. Geralmente é o fator limitante da produtividade primária e incrementos artificiais nas concentrações podem indicar poluição, sendo a principal causa da eutrofização nos corpos de água. Águas residuárias domésticas (particularmente contendo detergentes), e efluentes industriais e fertilizantes (escoamento superficial) contribuem para a elevação dos níveis de fósforo nas águas superficiais.

Os valores de fósforo total no reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, em todos os pontos amostrados apresentaram suas maiores concentrações no período chuvoso, de acordo com a Figura 11, os valores medidos durante a campanha de campo variaram entre o mínimo de 0,03 mg/L (Ribeirão Água Fria) e o máximo de 0,51 mg/L (Córrego Prata). O limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para ambientes lênticos de águas de classe II (BRASIL, 2005) para o fósforo

é de até 0,03 mg/L, assim, apenas os pontos Córrego São João, Ponte FHC e Ribeirão Água Fria, e Córrego Prata para coletas realizadas no período chuvoso estiveram dentro desse limite. Uma das principais fontes de fósforo no ambiente aquático é a entrada por escoamento superficial da bacia de drenagem, e por meio das descargas dos efluentes domésticos. Os resultados indicam que a maior parte do fósforo presente na água do reservatório provém da influência do escoamento superficial, configurando a contribuição das atividades agrícolas no ponto 01 (Córrego São João) e nos demais pontos a influência das atividades urbanas da cidade de Palmas.

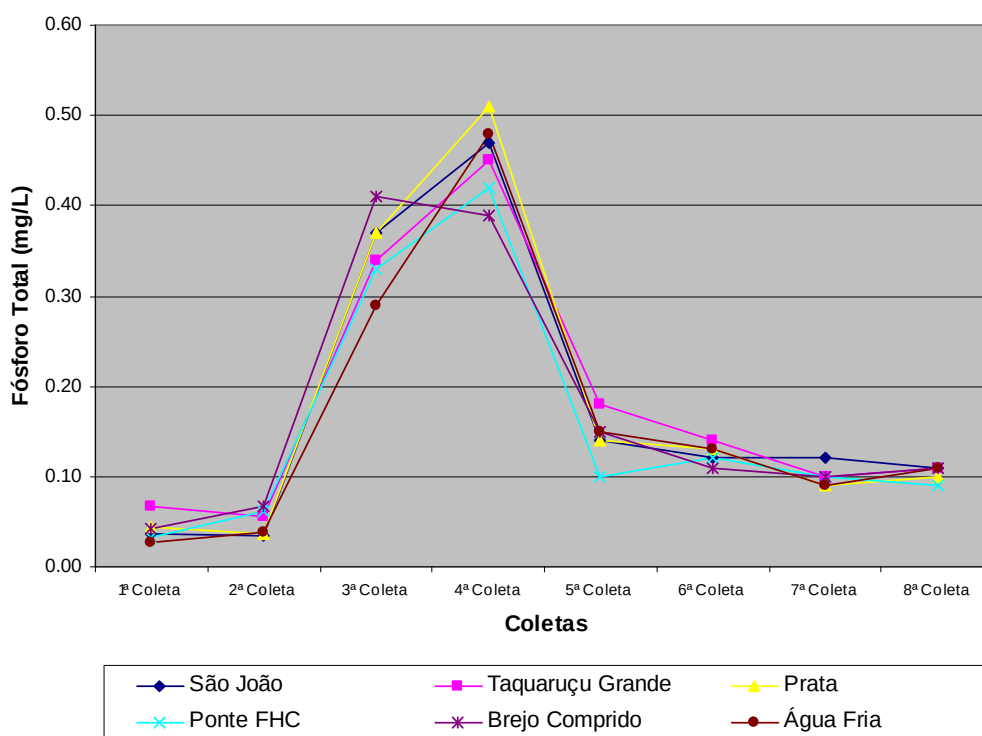


Figura 11 Variação espacial e temporal do Fósforo Total no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

5.1.7 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

A demanda química de oxigênio (DQO) é uma medida equivalente à matéria orgânica em amostras de água que é suscetível à oxidação. A DQO é amplamente usada como uma medida da quantidade de materiais orgânicos e inorgânicos presentes no corpo de água suscetíveis à oxidação. Os valores medidos durante as

campanhas de campo demonstraram uma variação grande, compreendida entre o mínimo de 0,72 mg/L e máximo de 31,0 mg/L (Figura 12). Em termos de média aritmética, as médias anuais de DQO foram de: 11,37 mg/L (Córrego São João); 7,12 mg/L (Ribeirão Taquaruçu); 12,75 mg/L (Córrego Prata); 9,75 mg/L (Ponte FHC); 9,00 mg/L (Córrego Brejo Comprido) e 8,62 mg/L (Ribeirão Água Fria). Os valores de DQO estiveram dentro de uma faixa normal para águas superficiais não contaminadas, com valores inferiores a 20,0 mg/L (CHAPMAN, 1992), com exceção para os pontos 03 (Córrego Prata), 04 (Ponte FHC), 05 (Córrego Brejo Comprido) e 06 (Ribeirão Água Fria), que são pontos próximos a área urbana de Palmas e poderão estar revelando o excesso de matéria orgânica oriunda das estações de tratamento de esgotos da cidade.

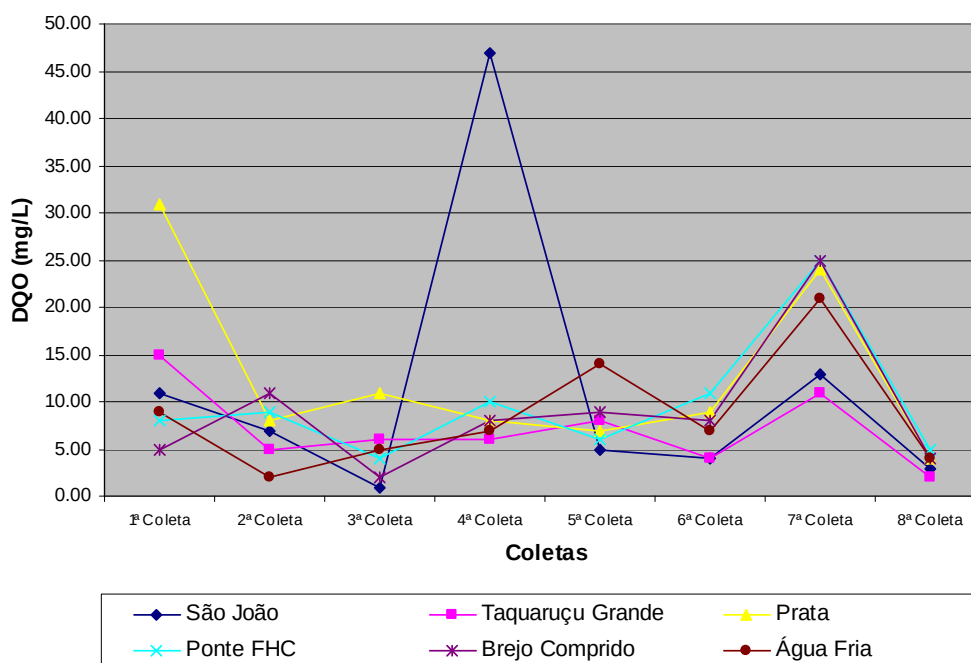


Figura 12 Variação espacial e temporal da DQO no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

5.1.8 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

Os valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) obtido nas campanhas estão apresentados na Figura 13, sendo os valores mínimo e máximo respectivamente de 0,04 mg/L (Ribeirão Água Fria) e de 3,20 mg/L (Córrego Brejo Comprido).

Observando a Figura 13 é possível notar que, os valores nos pontos amostrais, durante o período estudado variaram muito, não apresentando um comportamento bem definido pela sazonalidade, portanto em todas as estações, notaram-se que no período chuvoso houve um maior comprometimento da qualidade da água, contrariando a hipótese de que é esperado valores mais altos do teor de matéria orgânica oxidável, no período de estiagem para as estações onde ocorrem descargas de efluentes, devido a pouca diluição de lançamentos.

A presença de altos teores de matéria orgânica, pode induzir a completa extinção do oxigênio na água, provocando a morte de peixes e outras formas de vida aquática.

Comparando com o teor de matéria inorgânica oxidável (expressa pela DQO), esse em todas as estações, demonstrou que na estiagem ocorreu um maior comprometimento da qualidade da água no reservatório, que é situação característica da presença de efluentes domésticos.

Em termos de média aritmética, as médias anuais de DBO foram de: 1,44 mg/L (Córrego São João); 1,15 mg/L (Ribeirão Taquaruçu); 1,33 mg/L (Córrego Prata); 1,32 mg/L (Ponte FHC); 1,35 mg/L (Córrego Brejo Comprido) e 1,26 mg/L (Ribeirão Água Fria), todos dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para águas de classe II que é 5,0 mg/L O₂ (BRASIL, 2005).

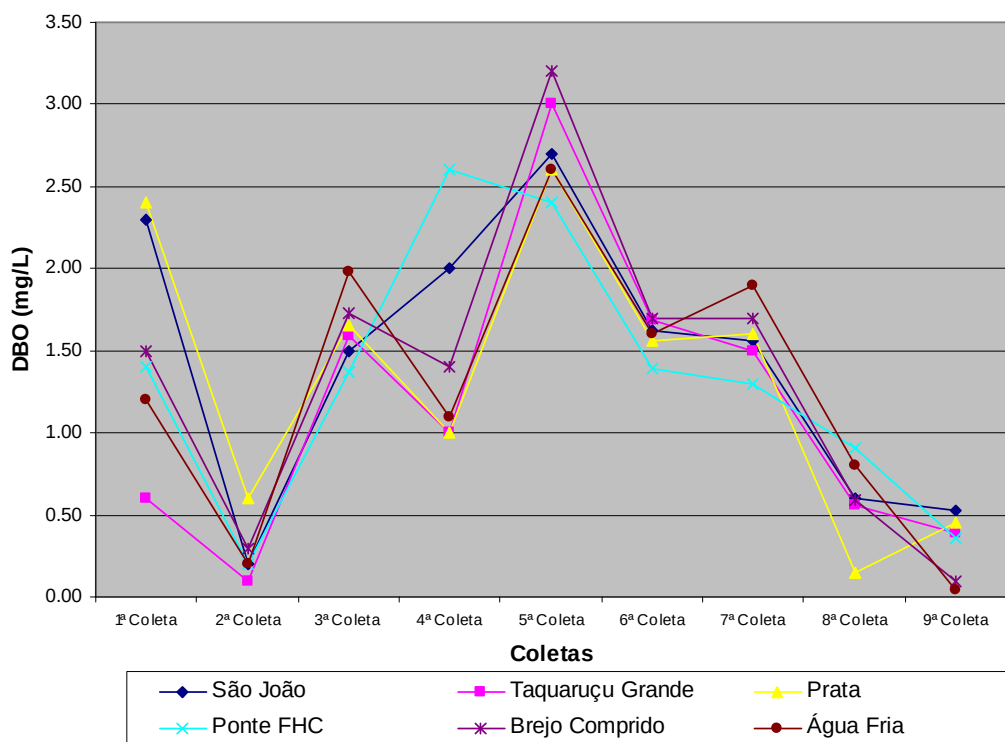


Figura 13 Variação espacial e temporal da DBO no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

5.1.9 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Baixas concentrações de Oxigênio (<5,0 mg/L) indicam processos de consumo de substâncias orgânicas ou inorgânicas lançadas na água. Saturações de Oxigênio na água (maior do que 100%) podem ser resultados de alta atividade biológica (fotossíntese e respiração) indicando processos de eutrofização. Esse fenômeno ocorre em águas onde a decomposição dos compostos orgânicos lançados leva à liberação de sais minerais no meio, especialmente os de Nitrogênio e Fósforo, que são utilizados como nutrientes pelas algas.

A contribuição fotossintética de oxigênio só é expressiva após grande parte da atividade bacteriana na decomposição de matéria orgânica ter ocorrido, bem como após terem se desenvolvido os protozoários que além de decompositores, consomem bactérias, clarificando as águas e permitindo a penetração de luz. Esse efeito pode "mascarar" a avaliação do grau de poluição de uma água, quando se toma por base apenas a concentração de oxigênio dissolvido. Sob esse aspecto,

águas poluídas são aquelas que apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido (devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos), enquanto que as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido elevadas, chegando até a um pouco abaixo da concentração de saturação.

No trecho estudado e durante o período estudado, o reservatório apresentou-se bem oxigenado no epilímnio, sendo que os valores de oxigênio dissolvido oscilaram entre 5,5 mg/L (Córrego Brejo Comprido e Ribeirão Água Fria) para a coleta realizada no período de estiagem e 8,8 mg/L (Córrego Prata) para a coleta realizada no início período chuvoso (Figura 14). A partir dos resultados para esse parâmetro, observou-se que não houve a predominância do efeito da sazonalidade em conjunto com as características físicas do reservatório. É importante salientar que o ambiente estudado, com a implantação da UHE Luís Eduardo Magalhães, teve seu nível regularizado, então possivelmente diminuiu o efeito da capacidade de reaeração do sistema, sendo que o impacto das cargas orgânicas pode ser avaliado mais diretamente. Em alguns pontos (Córrego Prata, Ponte FHC) os resultados mostram-se coerentes com as situações encontradas no reservatório para os contaminantes relacionados com a presença de matéria orgânica (DQO, Amônia, Nitrogênio, Nitrato).

A média anual para o período estudado foram de: 6,57 mg/L (Córrego São João); 6,71 mg/L (Ribeirão Taquaruçu); 6,61 mg/L (Córrego Prata); 6,64 mg/L (Ponte FHC); 6,81 mg/L (Córrego Brejo Comprido) e 6,89 mg/L (Ribeirão Água Fria), todos compatíveis com os valores propostos pela Resolução CONAMA nº 357/05 para águas de classe II (BRASIL, 2005).

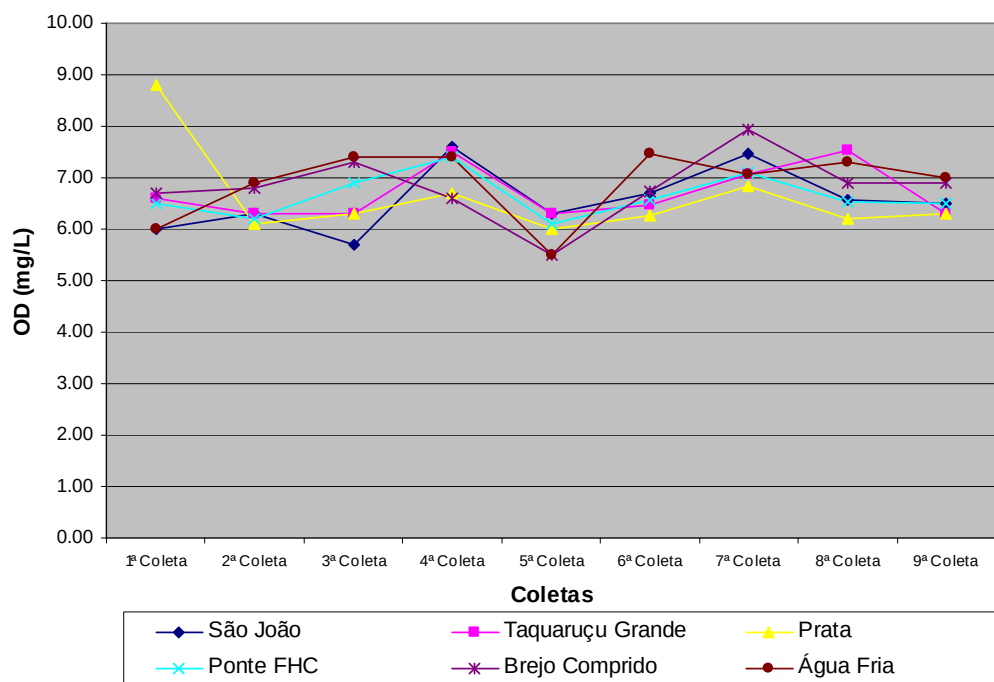


Figura 14 Variação espacial e temporal do Oxigênio Dissolvido no reservatório UHE Luís Eduardo Magalhães

5.1.10 CLOROFILA

Juntamente com a determinação da densidade do fitoplâncton, um dos métodos mais adequados para a determinação do *standing stock* é a medida da clorofila *a*, que expressa a biomassa do fitoplâncton. Sendo a clorofila um dos principais responsáveis pela fotossíntese, o conhecimento de sua concentração pode dar indicações da biomassa do fitoplâncton e tem se tornado freqüente a utilização da concentração de clorofila para expressar a biomassa fitoplactônica (ESTEVES, 1988).

No reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, na fase de enchimento, a clorofila *a* encontrou suas maiores concentrações (até 12,78 µg/L) na antiga calha do rio, atualmente onde se localiza a parte limnética (REIS-PEREIRA, 2002a). Em lagos tropicais os maiores valores de clorofila *a* geralmente estão relacionados a maior densidade do fitoplâncton e aos menores valores de transparência, no reservatório os valores de clorofila *a* não apresentaram relação direta com os valores de densidade de fitoplâncton e os de transparência da água. Em um estudo no Lago

das Garças, São Paulo, MOURA (1996) também, verificou a falta de padrão da concentração de clorofila *a*, e não tratou essa variável como um bom índice de biomassa do fitoplâncton.

Os teores de clorofila *a* encontrados no reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, de acordo com a Figura 15, ficaram entre 1,2 a 19,6 $\mu\text{g/L}$, respectivamente nos pontos Ribeirão Taquaruçu e Água Fria ambos na coleta durante o período de estiagem, de maneira geral, esse parâmetro apresentou picos mais elevados no período de estiagem.

Os resultados mostraram relações pouco consistentes entre os nutrientes (P e N) e a clorofila *a*, a revisão de Huszar *et al.* (2005), afirmam que para os sistemas aquáticos continentais do Brasil, os nutrientes (P e N) não indicam ser limitantes ao crescimento fitoplanctônico. Esses autores destacaram que, pode-se inferir que outros fatores, como a limitação ou disponibilidade de luz, outros nutrientes, assim como o efeito da herbivoria, possam ser responsáveis pelas diferenças do poder preditivo de P e N em relação à biomassa fitoplanctônica expressa na forma de clorofila *a*, em ambientes aquáticos do Brasil.

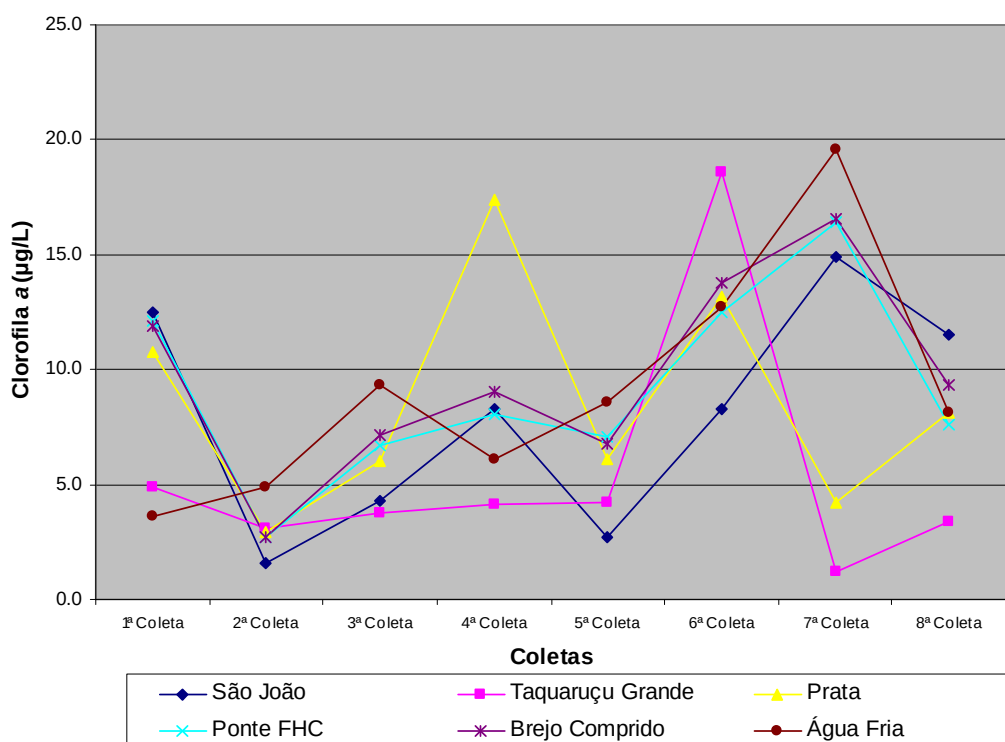


Figura 15 Variação espacial e temporal da clorofila *a* no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

5.2 CARACTERIZAÇÃO HIDRODINÂMICA DO RESERVATÓRIO DA UHE LUIS EDUARDO MAGALHÃES

Os resultados apresentados a seguir foram obtidos do Estudo Batimétrico Simplificado. Foram obtidos dados de velocidade, áreas das seções estudadas, distâncias entre os pontos de coleta e entre as seções batimétricas, larguras das seções, profundidade, dados de fundamental importância para a aplicação do modelo.

São apresentados a seguir os perfis encontrados para as diversas seções durante o Estudo Batimétrico Simplificado.

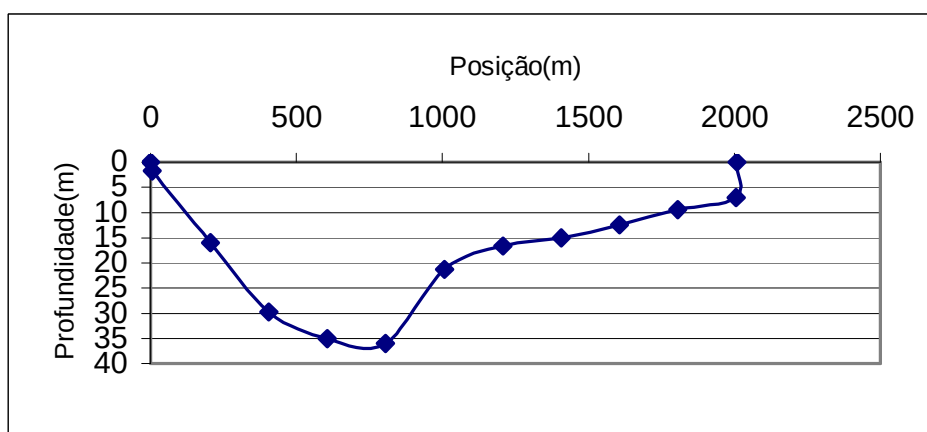


Figura 16 Perfil da seção a 15 km da UHE Lajeado

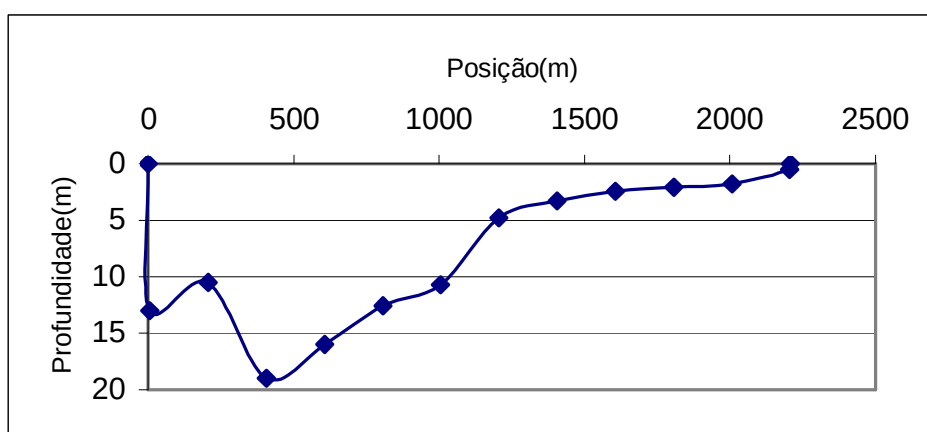


Figura 17 Perfil da seção no ribeirão Santa Luzia

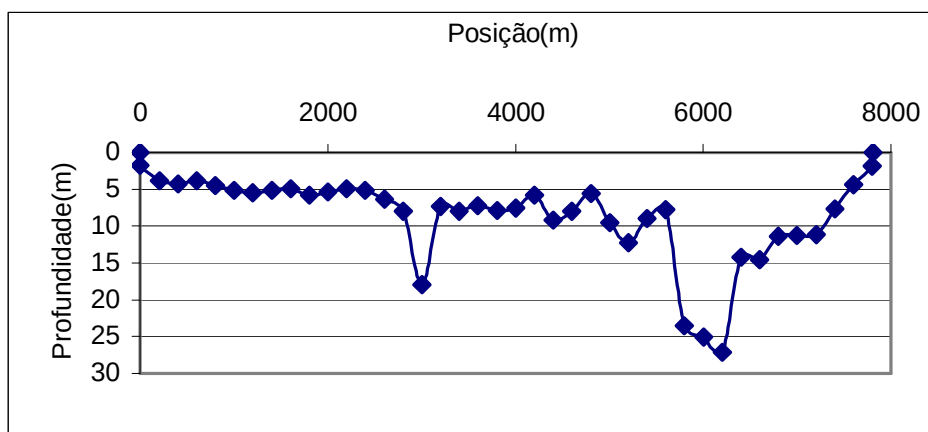


Figura 18 Perfil da seção próxima à ponte FHC em Palmas/TO

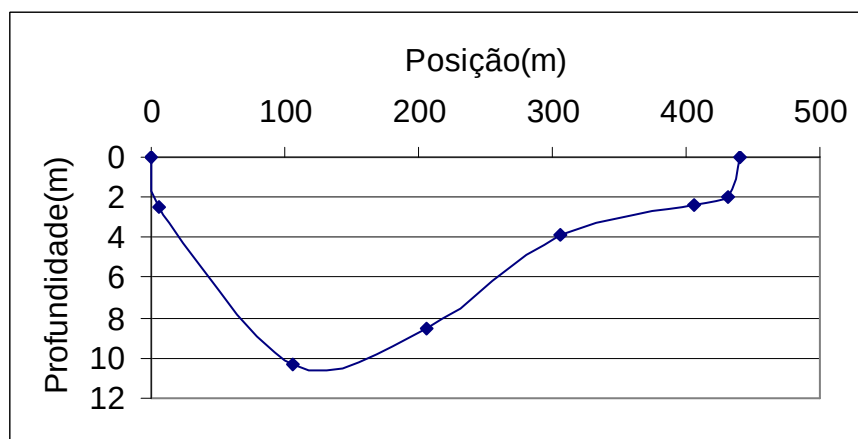


Figura 19 Perfil da seção no ribeirão Taquaruçu Grande em Palmas/TO

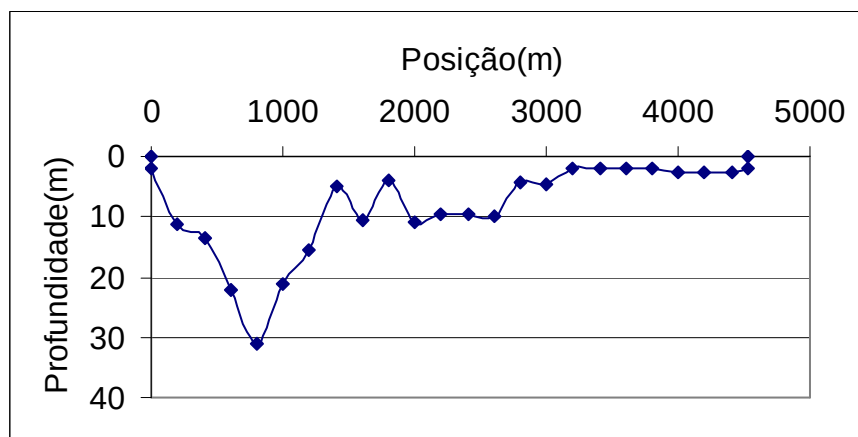


Figura 20 Perfil da seção no reservatório entre a confluência do ribeirão Taquaruçu Grande e rio Mangues em Palmas/TO

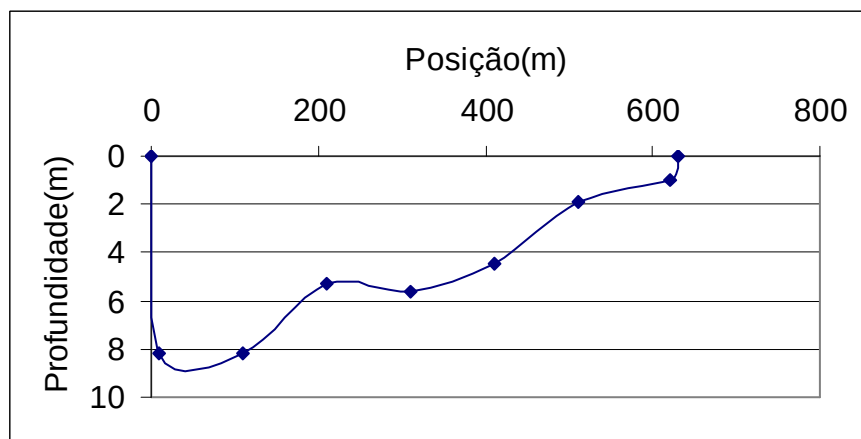


Figura 21 Perfil da seção no rio Mangues em Palmas/TO

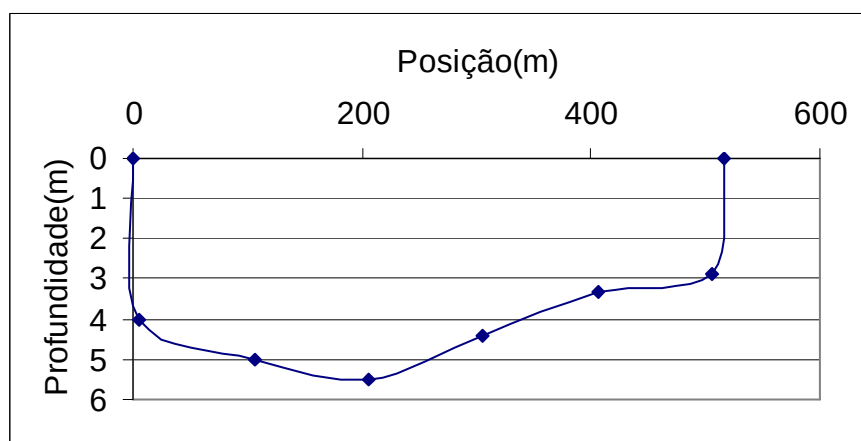


Figura 22 Perfil da seção no rio Água Suja em Palmas/TO

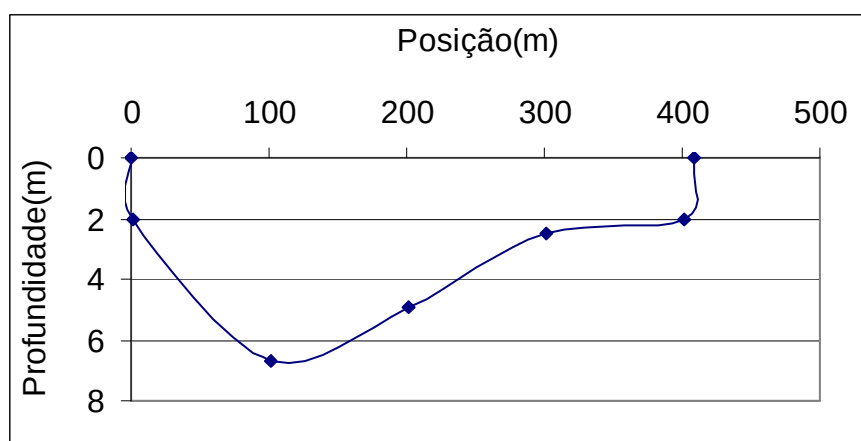


Figura 23 Perfil da seção no ribeirão do Carmo (Palmas-Porto Nacional/TO)

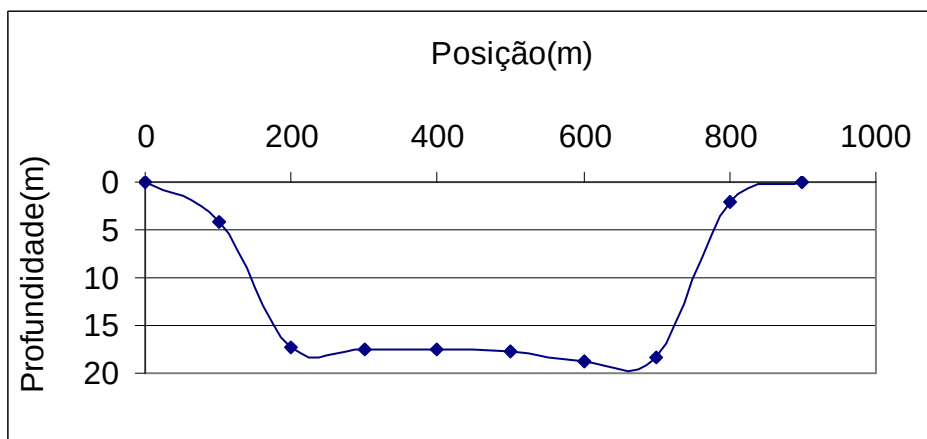


Figura 24 Perfil da seção próxima à ponte de Porto Nacional/TO

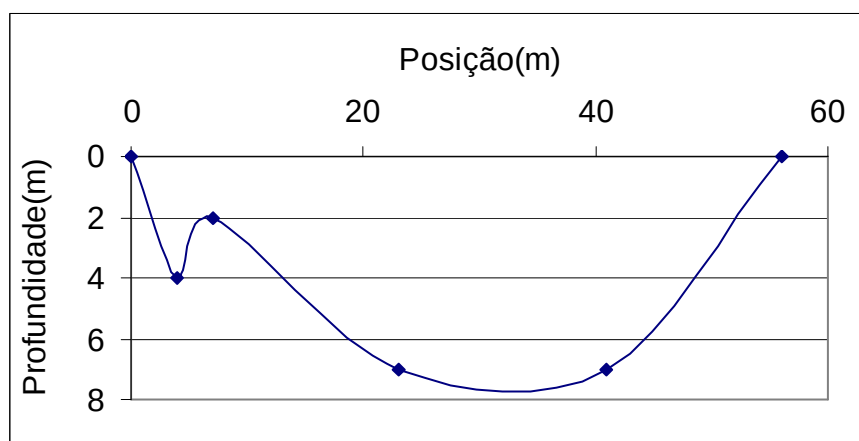


Figura 25 Perfil da seção no rio Crixás em Porto Nacional/TO

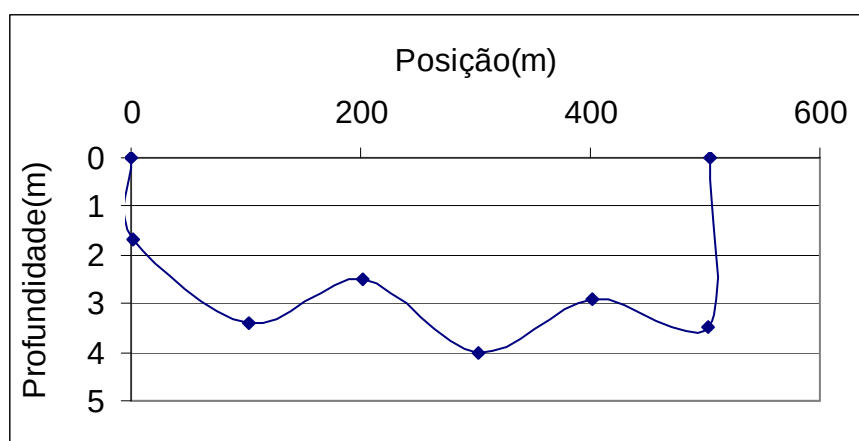


Figura 26 Perfil da seção no reservatório próximo ao rio Crixás em Porto Nacional/TO

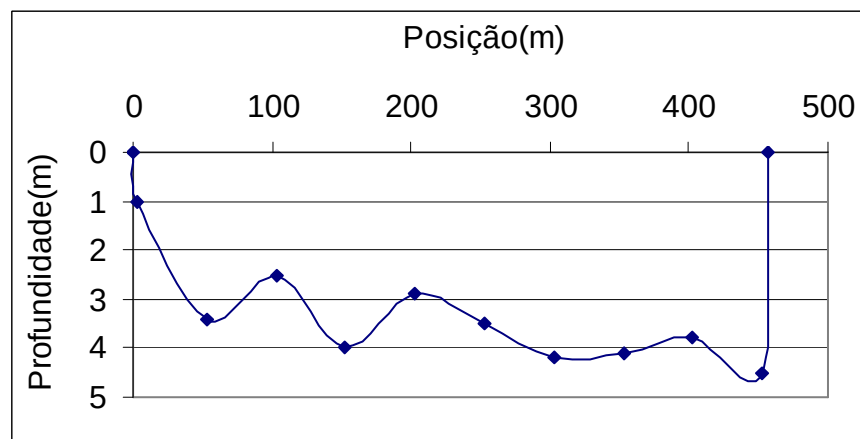


Figura 27 Perfil da seção no início do reservatório em Ipueiras/TO

A velocidade média do reservatório está em torno de 0,08 e 0,10 m/s, vazão máxima 2352 m³/s e vazão mínima 338 m³/s no curso principal do reservatório. Esses dados foram coletados na estação seca entre julho e agosto de 2004. Para a estação chuvosa as vazões foram estimadas segundo a tendência de vazões de dados fornecidos pela Eletrobrás e do regime de chuvas analisado da região segundo dados do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) e do NEMET (Núcleo de Estudos Meteorológicos da Fundação Universidade Federal do Tocantins). As larguras do reservatório estão entre 500m (no início do Reservatório) a 8km (região da ponte em Palmas). E as declividades estão entre 0,00000857 a 0,000025 m/m.

5.3 CALIBRAÇÃO DO MODELO QUAL2E

Na calibração realizada não foram consideradas cargas difusas, em virtude do reservatório ainda se encontrar em boas condições de conservação e apresentar relativamente poucas influências antrópicas. Após a calibração, o QUAL2E apresentou resultados de simulações do oxigênio dissolvido e da demanda bioquímica de oxigênio que podem ser visualizadas nas Figuras 29 e 31.

Para uma melhor visualização entre os valores calculados e observados foram utilizados “Box plot” que representam estatisticamente a porcentagem de distribuição da variável observada.

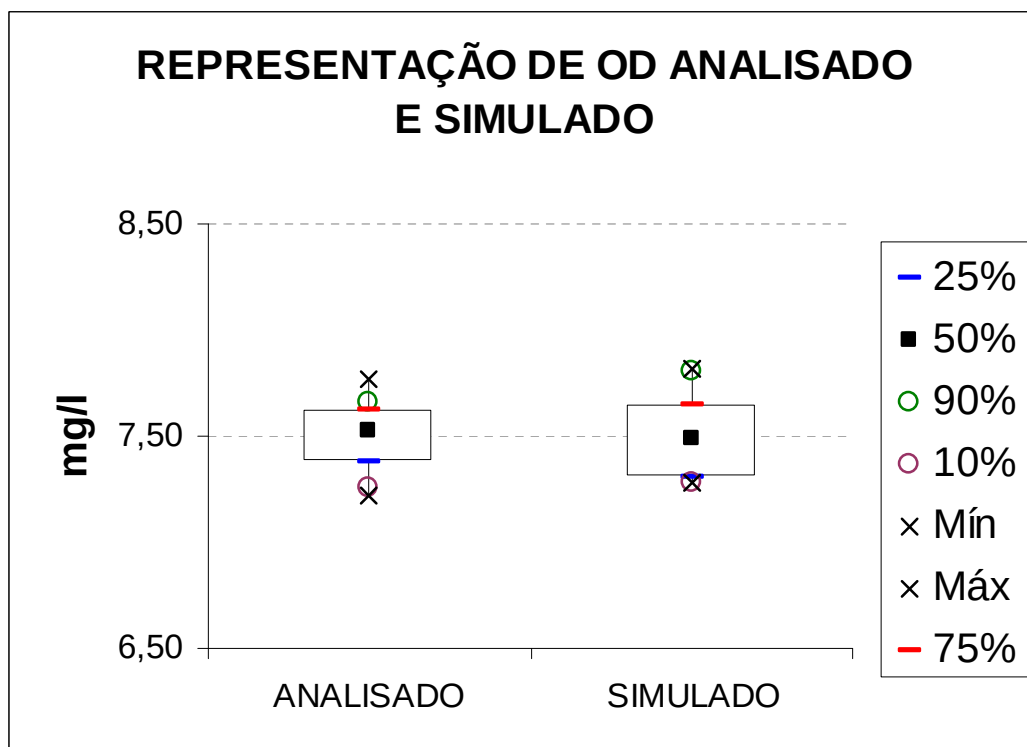


Figura 28 Representação do *BOX PLOT* de OD analisado e calibrado

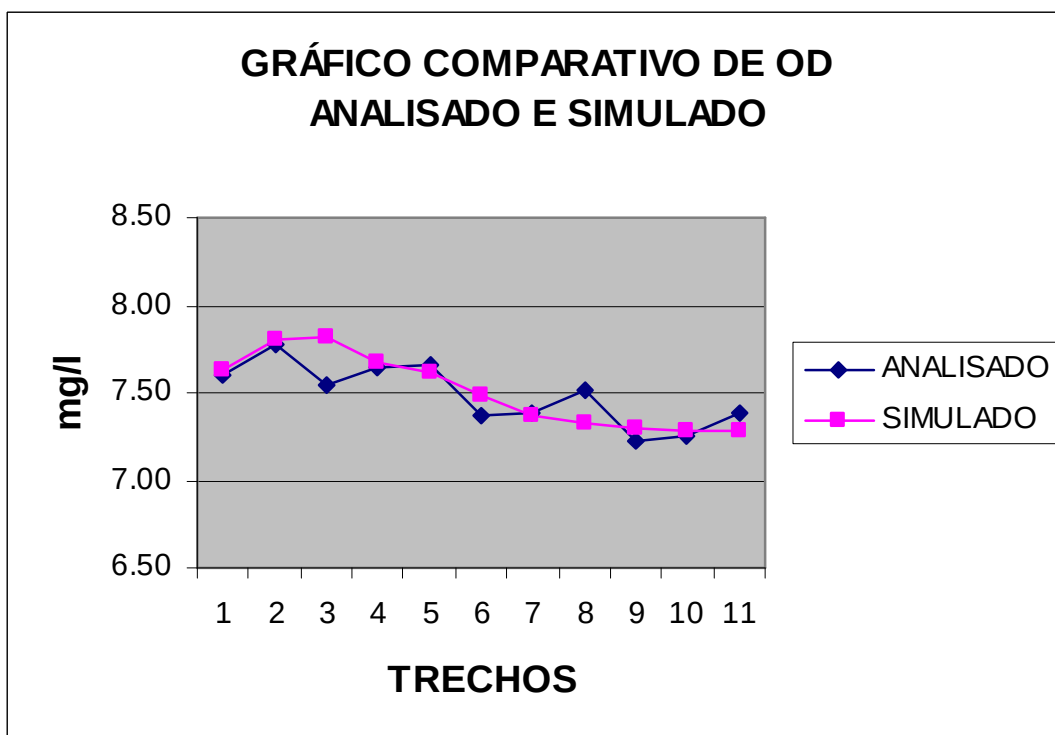


Figura 29 Comparação do OD analisado e o calibrado pelo QUAL2E

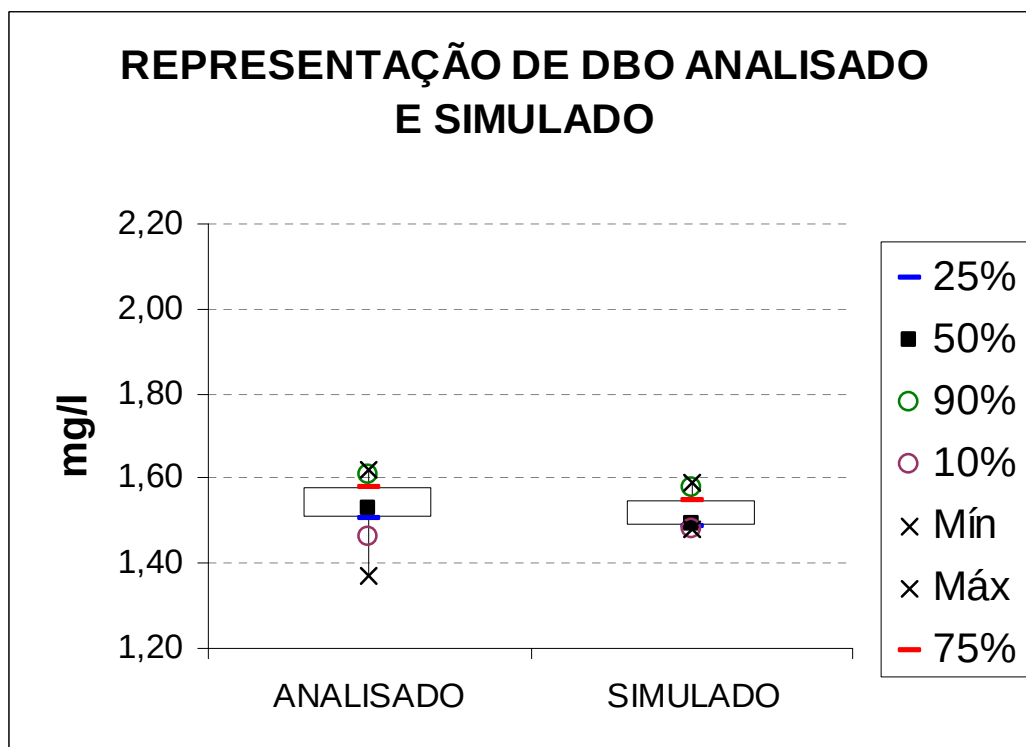


Figura 30 Representação do *BOX PLOT* de DBO analisado e calibrado

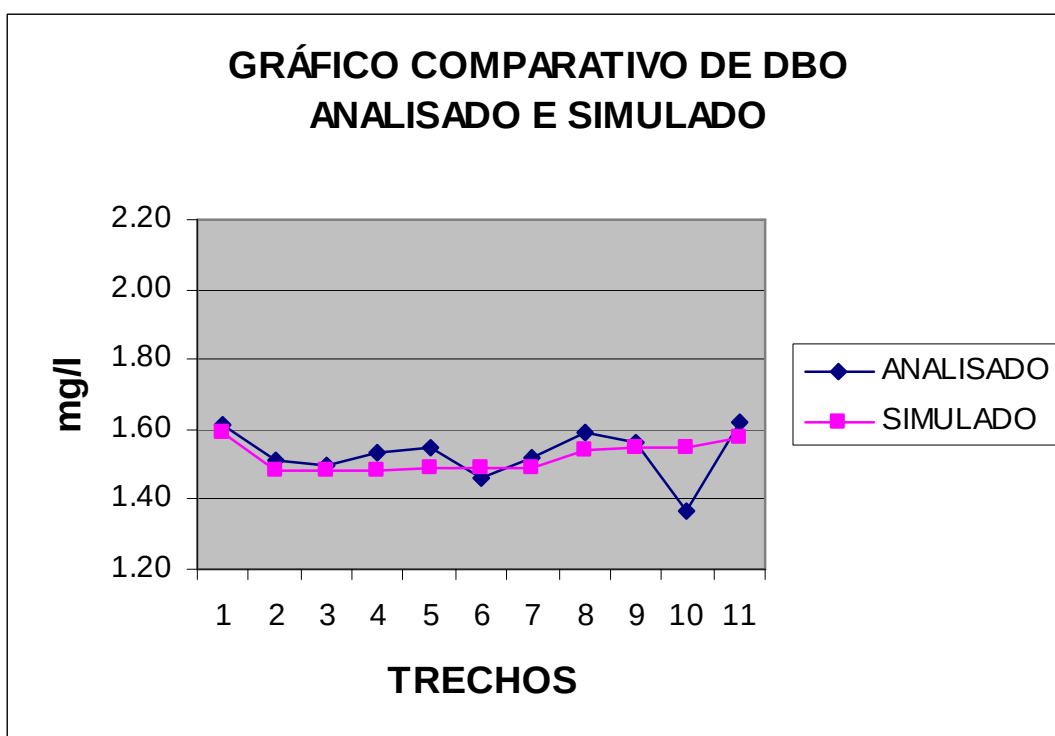


Figura 31 Comparação de DBO analisado e o pelo QUAL2E

O que se percebe é que os valores calibrados pelo modelo mostraram-se coerentes com os valores medidos *in loco* no levantamento de campo, durante o período estudado. Na Tabela 14 estão demonstrados os valores de OD e DBO medidos por meio do monitoramento da qualidade da água e os valores calibrados pelo modelo.

Tabela 14 Valores de OD e DBO medidos por meio do monitoramento e calibrado pelo modelo

Trecho	Valor de OD medido (mg/L)	Valor de OD calibrado (mg/L)	Valor de DBO medido (mg/L)	Valor de DBO calibrado (mg/L)
1	7,60	7,63	1,61	1,59
2	6,77	7,81	1,51	1,48
3	7,55	7,82	1,50	1,48
4	7,64	6,67	1,53	1,48
5	7,66	7,62	1,55	1,49
6	7,37	7,49	1,46	1,49
7	7,39	7,37	1,52	1,49
8	7,52	7,32	1,59	1,54
9	6,22	7,30	1,56	1,55
10	7,26	7,28	1,37	1,55
11	7,38	7,28	1,62	1,58

O modelo foi dado por calibrado para o reservatório, quando as respostas do modelo obtidas se aproximaram do aceitável. Para cada simulação era calculado o erro do programa. Após várias simulações conseguiu-se diminuir a variação média entre os valores medidos e calculados para 0,086 mg/L para o OD e 0,048 mg/L para o DBO, quando o modelo foi dado por calibrado.

A seguir nas Tabelas 15, 16 e 17 são apresentados os valores dos parâmetros de degradação K_1 (1/dia), de reaeração K_2 (1/dia) e de sedimentação K_3 (1/dia), obtidos para a calibração do QUAL2E para o reservatório UHE Luís Eduardo Magalhães.

Tabela 15 Valores de K_1 utilizados na calibração do QUAL2E para o reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

Trecho	Valores limites de K_1 (1/dia)	Valor de K_1 (1/dia) utilizado na calibração
1	0 a 10	0,01
2	0 a 10	0,01
3	0 a 10	0,01
4	0 a 10	0,01
5	0 a 10	0,01
6	0 a 10	0,01
7	0 a 10	0,01
8	0 a 10	0,01
9	0 a 10	0,01
10	0 a 10	0,01
11	0 a 10	0,01

Tabela 16 Valores de K_2 utilizados na calibração do QUAL2E para o reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

Trecho	Valores limites de K_2 (1/dia)	Valor de K_2 (1/dia) utilizado na calibração
1	0,23 a 0,35	0,29
2	0,23 a 0,35	0,29
3	0,23 a 0,35	0,29
4	0,23 a 0,35	0,29
5	0,23 a 0,35	0,29
6	0,23 a 0,35	0,29
7	0,23 a 0,35	0,29
8	0,23 a 0,35	0,29
9	0,23 a 0,35	0,29
10	0,23 a 0,35	0,29
11	0,23 a 0,35	0,29

Tabela 17 Valores de K_3 utilizados na calibração do QUAL2E para o reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

Trecho	Valores limites de K_3 (1/dia)	Valor de K_3 (1/dia) utilizado na calibração
1	0 a 10	0
2	0 a 10	0
3	0 a 10	0
4	0 a 10	0
5	0 a 10	0
6	0 a 10	0
7	0 a 10	0
8	0 a 10	0
9	0 a 10	0
10	0 a 10	0
11	0 a 10	0

O valor utilizado para a taxa de consumo de OD pelo sedimento, ou a demanda bentônica, foi obtido com base em dados da literatura considerados por Thomann e Mueller (1987 apud RODRIGUES, R., 2005), que estabelece para corpos d'água com leito de solos minerais, o valor médio desse parâmetro de $0,07 \text{ g/m}^2\cdot\text{dia}$, como na região onde está inserido o reservatório a predominância é de solos minerais, esse foi o valor utilizado.

5.4 TESTE DE TOXICIDADE AGUDA COM ÁGUA RESERVATÓRIO DA UHE LUIS EDUARDO MAGALHÃES

De acordo com os resultados obtidos nos testes de ecotoxicidade aguda com o microcrustáceo *Daphnia magna*, das 18 amostras testadas, 61,11% apresentaram toxicidade, 11,11% apresentaram indício de toxicidade e 27,78% não apresentou toxicidade, segundo os critérios adotados por Rodgher *et al.* (2005). Todos os lotes de *D.magna* apresentaram sensibilidade compatível e confiável de acordo com a NBR 12713 (2003). Os resultados expostos nas Tabelas 18 a 20, demonstraram que o ponto 02 (Ribeirão Taquaruçu) apresentou apenas indício de toxicidade, já no ponto 03 (Córrego Prata) e 05 (Córrego Brejo Comprido) os resultados demonstraram efeitos tóxicos intermitentes em todas as coletas para o organismo

teste utilizado. De modo geral os resultados obtidos durante este estudo demonstraram que em todos, a água apresentou toxicidade, ou indício de toxicidade aguda para o organismo-teste utilizado.

Dentre os elementos pesquisados neste estudo, não foi possível correlacionar diretamente o teor das substâncias pesquisadas com os efeitos tóxicos detectados. Como foi verificado efeito tóxico em todos os pontos, e sabe-se que esses estão localizados em áreas onde recebem descargas de efluentes domésticos tratados, seria importante desenvolver pesquisas para verificar a correlação desses com a presença de substâncias surfactantes e desinfectantes.

O resultado esperado no presente estudo seria que em todos os pontos monitorados não houvesse detecção de efeito tóxico nenhum ao organismo-teste, já que a caracterização da qualidade da água do reservatório demonstrou que no período estudado, o ambiente apresentou-se qualitativamente em boas condições.

Pode-se afirmar que a ocorrência de efeitos tóxicos muito raramente pode ser correlacionada com a presença apenas de uma ou outra substância. Esses efeitos podem ser advindos de fontes diversas como: descargas de amônia, agrotóxicos, pequenos derrames de óleo combustível das embarcações, presença de microcistina, entre outros, cuja presença em níveis tóxicos não foi possível comprovar neste estudo, ou ainda do efeito sinérgico ou antagônico desse fator. Esta situação é justificada pela impossibilidade da determinação química e quantitativa dos efeitos sinérgicos das substâncias. Assim o teor de uma determinada substância, muitas vezes, não se correlaciona com os efeitos das mesmas sob os organismos. Concluindo pode-se afirmar que a detecção de efeito tóxico agudo de forma repetida representa a existência de substâncias tóxicas para organismos aquáticos no corpo hídrico estudado.

A importância da avaliação da toxicidade está na possibilidade da detecção dos efeitos tóxicos produzidos por substâncias químicas, por meio de ensaios com organismos vivos.

Tabela 18 Porcentagem de imobilidade de *Daphnia magna* em teste de toxicidade aguda com amostras de água coletada no período de estiagem (julho/2007), e valores de temperatura, pH e oxigênio dissolvido.

Descrição dos Pontos	Organismos imóveis (%)	Resultado	Temperatura (°C)	pH	OD (mg/L)
Controle	0	TA	22	7,5	-
Ponto 01 – São João	90	T	22	7,82	10,1
Ponto 02 – Taquaruçu	30	TT	22	7,71	8,5
Ponto 03 – Prata	90	T	22	7,69	9,9
Ponto 04 – Ponte FHC	80	T	22	7,74	8,7
Ponto 05 – Brejo	70	T	22	7,51	4,36
Ponto 06 – Água Fria	100	T	22	7,62	9,5

D. magna: TA (teste aceito); NT (não tóxico) = imobilidade $\leq 10\%$; TT (indício de toxicidade) = $10\% < \text{imobilidade} < 40\%$; T (tóxico) = imobilidade $\geq 40\%$.

Tabela 19 Porcentagem de imobilidade de *Daphnia magna* em teste de toxicidade aguda com amostras de água coletada no período de estiagem (agosto/2007), e valores de temperatura, pH e oxigênio dissolvido.

Descrição dos Pontos	Organismos imóveis (%)	Resultado	Temperatura (°C)	pH	OD (mg/L)
Controle	0	TA	22	7,5	-
Ponto 01 – São João	90	T	22	7,84	11,2
Ponto 02 – Taquaruçu	10	NT	22	7,92	8,6
Ponto 03 – Prata	70	T	22	7,82	8,5
Ponto 04 – Ponte FHC	0	NT	22	7,70	8,7
Ponto 05 – Brejo	20	TT	22	7,72	8,5
Ponto 06 – Água Fria	10	NT	22	7,63	9,8

D. magna: TA (teste aceito); NT (não tóxico) = imobilidade $\leq 10\%$; TT (indício de toxicidade) = $10\% < \text{imobilidade} < 40\%$; T (tóxico) = imobilidade $\geq 40\%$.

Tabela 20 Porcentagem de imobilidade de *Daphnia magna* em teste de toxicidade aguda com amostras de água coletada no início do período chuvoso (outubro/2007), e valores de temperatura, pH e oxigênio dissolvido.

Descrição dos Pontos	Organismos imóveis (%)	Resultado	Temperatura (°C)	pH	OD (mg/L)
Controle	0	TA	22	7,5	-
Ponto 01 – São João	0	NT	22	7,78	9,7
Ponto 02 – Taquaruçu	0	NT	22	7,88	7,9
Ponto 03 – Prata	100	T	22	7,79	8,0
Ponto 04 – Ponte FHC	50	T	22	7,73	8,1
Ponto 05 – Brejo	80	T	22	7,74	8,3
Ponto 06 – Água Fria	80	T	22	7,71	8,8

D. magna: TA (teste aceito); NT (não tóxico) = imobilidade $\leq 10\%$; TT (indício de toxicidade) = $10\% < \text{imobilidade} < 40\%$; T (tóxico) = imobilidade $\geq 40\%$.

5.5 ANÁLISE QUANTITATIVA DE CIANOBACTÉRIAS

O controle e o monitoramento da comunidade fitoplanctônica, que pode ser realizado por meio da contagem das células cianobacterianas em água bruta, é de extrema importância, pois dependendo da quantidade de células encontradas, devem-se tomar precauções, alertando sobre os riscos quanto ao consumo humano e animal e sua possível bioacumulação ao longo da cadeia trófica (MINILLO *et al.*, 2000) e ainda o seu uso para atividades de contato direto (recreação e lazer). Nos resultados (Tabelas 21 a 24) obtidos observou-se a presença constante de cianobactérias em todos os períodos avaliados durante o monitoramento, mas em concentrações bem abaixo dos limites legais estabelecidos que é 50.000 cel./mL. Todas as espécies foram encontradas em condições eutróficas, sendo que as condições hidrobiológicas do reservatório foram: pH (7,36 – 7,82); Temperatura (29,53 – 30,08 °C); transparência (0,96 – 2,04 m); Clorofila *a* (5,41 – 9,65 µg/L); Fósforo total (0,15 – 0,18 mg/L); Nitrogênio total (1,11 – 1,94 mg/L); Amônia (0,08 – 0,022)

Para as condições do ambiente estudado, o resultado obtido para análise quantitativa de cianobactérias está dentro da expectativa esperada, que era a de não ocorrência de florações de algas.

No reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, a primeira citação de ocorrência de cianobactérias foi em outubro de 2002 (JARDIN *et al.*, 2002), em um ensaio promovido pela Companhia de Saneamento do Tocantins, a fim de treinar seus técnicos para a futura implementação da Portaria n.º 1.469 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2003). Coletaram-se amostras de vários pontos do reservatório para análises qualitativas e quantitativas. Como os resultados apontaram maior diversidade de cianobactérias na Praia da Graciosa, no município de Palmas, com a presença dos táxons *Microcystis aeruginosa*, *Radiocystis fernandoi*, *Cylindrospermopsis sp*, *Aphanotece sp*, e *Cylindrospermopsis raciborskii*, realizou-se o ensaio para a detecção da presença de microcistina, embora a densidade de células de cianobactérias no exame quantitativo tenha sido reduzida. Nesse ponto foi detectada a presença de microcistina nas frações solúvel e particulada, com valores superiores a 3,0 ppb (limite superior de detecção do método) (MARQUES, 2006).

Mesmo que as condições da qualidade da água do reservatório, na atualidade estejam dentro dos padrões legais estabelecidos, devemos considerar que o ambiente estudado possui características lênticas, recebe alta taxa de radiação solar atividades antrópicas no entorno tendem a aumentar, principalmente o uso desse corpo hídrico como receptor de efluentes domésticos, associado às atividades urbanas e agrícolas, podendo contribuir para a aceleração do processo de eutrofização artificial com a introdução de nutrientes (nitrogênio e fósforo) para o sistema, o que torna o reservatório em risco potencial para a formação de florações de cianobactérias, uma vez que já possui em sua comunidade espécies potencialmente tóxicas, como *Cylindrospermopsis raciborskii* (encontradas em quase todos os pontos) ou presentes qualitativamente como *Microcystis aeruginosa* (JARDIN *et al.*, 2002).

Tabela 21 Resultado quantitativo de cianobactérias com amostras de água coletada no período de estiagem (30/05/2007)

Descrição dos Pontos	Cianobactéria (espécie)	Org./mL	Total (cel./mL)
Ponto 01 – São João	<i>Phormidium spp.</i>	1,7	280
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	3,06	
Ponto 02 – Taquaruçu	<i>Planktothrix sp.</i>	1,8	390
	<i>Geitlerinema sp.</i>	0,45	
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	0,45	
Ponto 03 – Prata	<i>Geitlerinema sp.</i>	0,4	190
	<i>Planktothrix sp.</i>	0,8	
Ponto 04 – Ponte FHC	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	0,4	40
Ponto 05 – Brejo	<i>Phormidium spp.</i>	0,43	170
Ponto 06 – Água Fria	<i>Planktothrix sp.</i>	9,6	1100
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	3,36	
	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	0,96	

Tabela 22 Resultado quantitativo de cianobactérias com amostras de água coletada no período de estiagem (02/07/2007)

Descrição dos Pontos	Cianobactéria (espécie)	Org./mL	Total (cel./mL)
Ponto 01 – São João	<i>Phormidium spp.</i>	0,4	110
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	2,4	
Ponto 02 – Taquaruçu	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	13,33	540
	<i>Jaaginema pseudogeminatum</i>	0,43	
Ponto 03 – Prata	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	0,4	240
Ponto 04 – Ponte FHC	<i>Phormidium sp.</i>	0,43	310
Ponto 05 – Brejo	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	12	5500
	<i>Phormidium sp.</i>	50,4	
Ponto 06 – Água Fria	<i>Phormidium sp.</i>	1,23	400

Tabela 23 Resultado quantitativo de cianobactérias com amostras de água coletada no período de estiagem (21/08/2007)

Descrição dos Pontos	Cianobactéria (espécie)	Org./mL	Total (cel./mL)
Ponto 01 – São João	<i>Phormidium spp.</i>	11,62	1300
	<i>Aphanocapsa sp.</i>	11,62	
Ponto 02 – Taquaruçu	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	7,75	380
Ponto 03 – Prata	<i>Aphanizomenon sp.</i>	2,86	4100
	<i>Aphanocapsa sp.</i>	2,86	
	<i>Planktothrix sp.</i>	17,16	
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	8,58	
Ponto 04 – Ponte FHC	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	2,36	93
Ponto 05 – Brejo	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	8,47	1900
	<i>Aphanocapsa sp.</i>	1,21	
	<i>Oscillatoria sp.</i>	3,63	
Ponto 06 – Água Fria	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	5,6	220

Tabela 24 Resultado quantitativo de cianobactérias com amostras de água coletada no início do período chuvoso (10/10/2007)

Descrição dos Pontos	Cianobactéria (espécie)	Org./mL	Total (cel./mL)
Ponto 01 – São João	<i>Aphanocapsa sp.</i>	4,8	480
Ponto 02 – Taquaruçu	<i>Phormidium sp.</i>	2,5	1000
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	15	
Ponto 03 – Prata	<i>Phormidium sp.</i>	9,84	3900
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii.</i>	30,75	
	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	2,46	
	<i>Aphanizomenon sp.</i>	1,23	
Ponto 04 – Ponte FHC	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	24	1540
	<i>Phormidium sp.</i>	1	
Ponto 05 – Brejo	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	12,5	750
Ponto 06 – Água Fria	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	7,07	450
	<i>Aphanizomenon sp.</i>	1,01	

5.6 DETERMINAÇÃO DO GRAU DE TROFIA

Buscando relacionar os resultados obtidos no estudo ecotoxicológico, nas análises físico-químicas e quantitativa de cianobactérias com a caracterização trófica do sistema, foi determinado o grau de trofia do reservatório, na área de estudo, em função apenas dos valores de fósforo e clorofila *a*. Nas Figuras 32 e 33 podem ser observadas as variações pontuais do grau de trofia em função do fósforo e da clorofila.

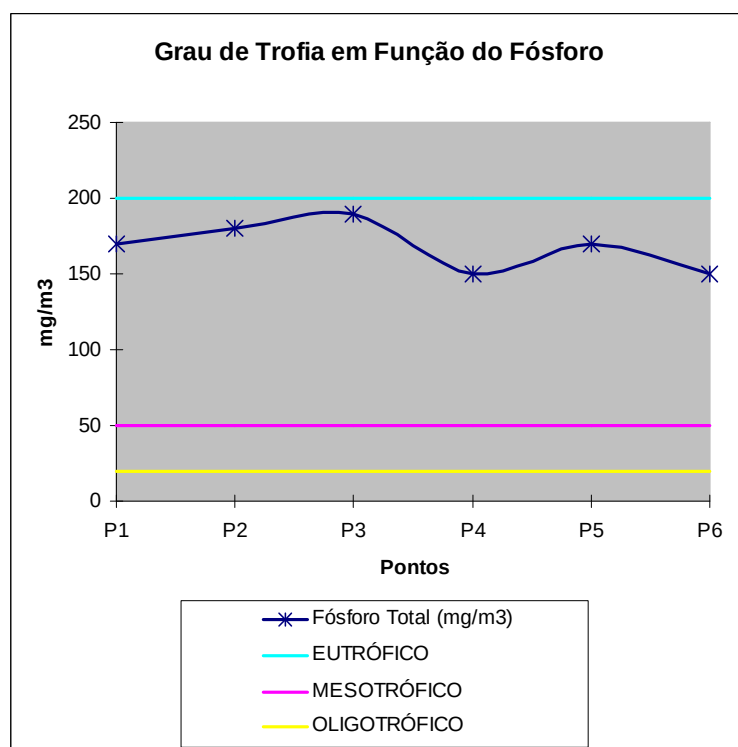


Figura 32 Gráfico de variações pontuais do grau de trofia em função do fósforo

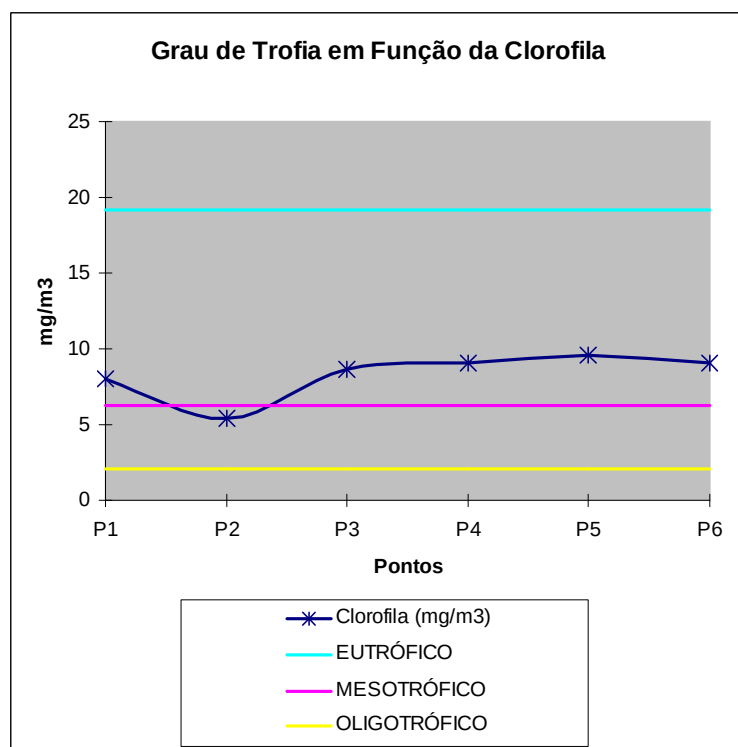


Figura 33 Gráfico de variações pontuais do grau de trofia em função da clorofila

Avaliando-se a concentração média de fósforo total e clorofila *a* dentro das faixas de valores proposta para a classificação do grau de trofia, verificou-se que espacialmente e durante o período estudado o reservatório apresentou-se como eutrófico. Essa indicação do grau de trofia do sistema demonstra relação com os resultados obtidos com os testes de toxicidade que apontou a presença de agentes tóxicos em todos os pontos monitorados, e com a análise de cianobactérias, pois observou-se a presença de cianobactérias em todos pontos monitorados, apontando que na área está ocorrendo crescimento algal, pois quando as condições de temperatura, luminosidade e disponibilidade de nutrientes são favoráveis ao desenvolvimento do fitoplâncton, algas e cianobactérias podem multiplicar-se com facilidade. Caso ocorra aumento do grau de trofia desse sistema, tornar-se-á um risco potencial para a formação de florações de cianobactérias tóxicas, pois quando esta proliferação é dominada por uma ou mais espécies, mas em número limitado, pode dizer-se que se está na presença de uma florescência. A exemplo do lago Paranoá (DF), que por mais de 35 anos tem sido considerado eutrófico e como consequência estabeleceu-se a dominância de *C. raciborskii* e florações recorrentes de *Microcystis aeruginosa* (BRANCO; SENNA, 1994; MENDONÇA-GALVÃO; PADOVESI-FONSECA, 2005). Essa mudança foi associada ao aumento do grau trófico do sistema.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães espacialmente e durante o período estudado apresenta-se em boas condições ambientais. Esse reservatório atualmente é utilizado para vários usos: geração de energia elétrica, exploração de areia, pesca, recreação, lazer, recepção de efluentes domésticos tratados e não tratados, e outros.

Os dados obtidos neste estudo permitem concluir que:

- O reservatório apresenta indícios de alterações ambientais na qualidade da água, sendo que os parâmetros que acusaram algum tipo de desequilíbrio nesse sistema foram o fósforo e a presença de toxicidade aquática ao organismo teste empregado;
- Durante o estudo foi possível calibração o modelo QUAL2E, para os parâmetros oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, pois essas variáveis ambientais mostraram-se muito próximas às medidas durante as campanhas de campo;
- O modelo QUAL2E mesmo considerando algumas simplificações, por parte do usuário, dos processos que ocorrem no meio ambiente aquático, mostrou-se uma ferramenta adequada e importante que poderá servir como apoio ao órgãos responsáveis pela tomada de decisões, para realização de um gerenciamento preditivo e integrado dos usos múltiplos do reservatório;
- Dependendo do interesse ou da necessidade dos órgãos responsáveis pela gestão desse reservatório, poderão ser simulados cenários futuros, empregando-se os resultados deste estudo;
- Para os resultados de toxicidade aguda com o organismo teste *Daphnia magna* era esperado que em todos os pontos monitorados não houvesse detecção de efeito tóxico nenhum ao organismo-teste, já que a caracterização

da qualidade da água do reservatório demonstrou que no período estudado, o ambiente apresentou-se qualitativamente em boas condições, no entanto detectou-se efeito tóxico em todos os pontos;

- Pode se afirmar que a detecção de efeito tóxico agudo de forma repetida representa a existência de substâncias tóxicas para organismos aquáticos nos pontos do reservatório estudado, no entanto não foi possível correlacionar diretamente o teor das substâncias pesquisadas com os efeitos tóxicos detectados;
- Os estudos ecotoxicológicos mostraram-se uma alternativa importante para avaliação da qualidade da água, que juntamente com as análises físicas e químicas poderão ser adotados como uma estratégia de avaliação e monitoramento desse reservatório, pois possibilitará uma indicação dos riscos potenciais para as atividades recreacionais e para a saúde pública;
- Observou-se a presença de cianobactérias em todos pontos monitorados, apontando que na área está ocorrendo crescimento algal, e que caso ocorra aumento do grau de trofia desse sistema ou o mesmo permaneça como eutrófico, tornar-se-á um risco potencial para a formação de florações de cianobactérias, que poderá promover um desequilíbrio ambiental e comprometer a qualidade da água, e conseqüentemente os usos atuais, dentre eles, as atividades recreacionais, que ocorrem intensamente nas cinco praias artificiais de Palmas e futuros como o abastecimento público de água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBANO, G. D.; PORTA, R.L.L. **Aplicação Integrada de Modelos Matemáticos de Qualidade e de Quantidade de Água: o caso das represas Jaguari-Jacareí no Sistema Cantareira**. 2005.

APHA (American Public Health Association). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington APHA/WEF/AWWA, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713: ecotoxicologia aquática – toxicidade aguda – método de ensaio com *Daphnia* ssp (Crustácea, Cladocera)**. Rio de Janeiro, 2003. 19 p.

AZEVEDO, S. M. F. O. et al. First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Applied Phycology**, v. 6, p. 261-265, 1994.

AZEVEDO, S. M. F. O. Toxic Cyanobacteria and the Caruaru tragedy. In: SIMPÓSIO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE TOXICOLOGIA, 4., 1996, Recife. **Anais...** Resumos. Recife, PE, 1996.

AZEVEDO, S. M. F. O. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil. **Toxicology**, v. 181-182, p. 441-446, 2002.

BELLOS, D.; SAWIDIS, T. Chemical Pollution Monitoring of the River Pinios (Tesalia - Greece). **Journal of Environmental Management**, p. 282 – 292, 2005.

BRANCO, C. W. C.; SENNA, P. A. C. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. **Archieve Hydrobiology**, v. 75, p. 85-96, 1994.

BRANDÃO, C. C. S.; AZEVEDO, S. M. F. O. **Cianobactérias tóxicas: impactos na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília, 2001.

BRANDÃO, M. E. F. **Modelo Dinâmico de Qualidade e Escoamento de Água como Mecanismo para Implementação de Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos**. 2003. 216 f. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília, 2003. 46 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004: **estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas**

ao controle e vigilância da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005: **dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Brasília, 2005.

BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. **The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS:** documentation and user manual. Athens, Georgia. 1987.

CARMICHAEL, W. W. Toxic Microcystis and the environment. In: WATANABE, M. F. et al. (Ed.). **Toxic Microcystis.** Boca raton: CRC press, 1996. p. 1-11.

CARMICHAEL, W. W.; FALCONER, I. A. Diseases related to freshwater blue-green algae toxins, and control measures. In: FALCONER, I. R. (Ed.). **Algal toxins in seafood and drinking water.** Cambrigde: Academic Press, 1993. p. 187-209.

CARMICHAEL, W. W.; GORHAN, P. R. The mosaic nature of toxic blooms of cyanobacteria. In: CARMICHAEL, W. W. (Ed.). **The water environment: algal toxic and health.** New York: Plenum Press, 1981. Cap. 8. p. 161-172.

CARMICHAEL, W. W.; SAFFERMAN, I. R. **A status report on cyanobacteria (blue-green algae) and their toxins.** EPA/ 600/ R 92/ 079. 1992.

CETESB. **Guia de coletas e preservação de amostras de água.** 1ed. São Paulo: Cetesb, 1987.

CHAPRA, S. C. **Surface water quality modeling.** Colorado: MacGraw-Hill, 1997, 843p.

CHORUS, I. Cyanotoxins occurrence in freshwaters: a summary of survey results from different countries. In: CHORUS, I. (Ed.). **Cyanotoxins.** Springer, Berlin, 2001, p. 75–82.

CODD, G. A. Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance. **Water Sci. Technol.** v. 32, p.149–156, 1995

CODD, G. A., BELL, S. G., BROOKS, W. P. Cyanobacterial toxins in waters. **Water Sci. Technol.** v. 21, p. 1–13, 1989

COSTA, S. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Implantação de um Banco de Culturas de Cianofíceas Tóxicas. **Iheringia Série Botânica.** v. 45, p. 69-74, 1994.

CUNHA, A. C.; SIQUEIRA, E. Q; CUNHA, H. F. A. Avaliação das Equações de Previsão do Coeficiente de Reaeração no Modelo QUAL2E para Modelagem de Oxigênio Dissolvido: estudo de caso no ribeirão do Feijão (São Carlos - SP). **Revista de Ciência e Tecnologia do Estado do Amapá.** Macapá, AP, v. 2, n. 1, p. 90 – 111, 2001.

DAI, T.; LABADIE, J. W. River Basin Network Model for Integrated Water Quantity/Quality Management. **Journal of Water Resources Planning and Management**. p. 295 – 305, 2001.

DAWSON, R.M. The toxicology of microcystins: review. **Toxicon**. v. 36, p. 953–962, 1998.

DE MOTT, W. R.; ZHANG, Q. X.; CARMICHAEL, W. W. Effect of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. **Limnology Oceanography**, Grafton, v. 36, n. 7, p. 1346-1357, 1991.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos da limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1988.

FALCONER, I. A. An overview of problems caused by toxic blue gree algal (cyanobacteria) in drinking and recreation water. **Environmental Toxicology**, v. 14, n. 1, p. 5-12, 1999.

FALCONER, I. R. Health problems from exposure to cyanobacteria and proposed safety guidelines for drinking and recreational water. In: CODD, G. A., JEFFERIES, T. M., KEEVIL, C. W., POTTER, E. (Eds.). **Detection Methods for Cyanobacterial Toxins**. The Royal Society for Chemistry, Cambridge, 1994. p. 3-10.

FALCONER, I. R. Toxic cyanobacterial bloom problems in Australian waters: risk and impacts on human health. **Phycologia**, v. 46, n. 3, p. 228-233, 2001.

FASTNER, J., HEINZE, R., CHORUS, I. Microcystin-content, hepatotoxicity and cytotoxicity of cyanobacteria in some German water bodies. **Water Res. Technol.**, v. 32, p.165–170, 1995.

FASTNER, J.; WIRSING, B.; WIEDNER, C.; HEINZE, R.; NEUMANN, U.; CHORUS, I. Microcystins and hepatocyte toxicity. In: CHORUS, I. (Ed.). **Cyanotoxins**. Springer, Berlin, 2001, p. 22–37.

FERREIRA, C. M. Palestra: Teste de toxicidade aquática para monitoramento ambiental. **Biológico**, São Paulo, v. 65, n, 1/2, p. 17-18, 2003.

HARADA, K. I.; KONDO, F.; LAWTON, L. Laboratory analysis of cyanotoxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed). Toxic cyanobacteria water: a guide to their public healt consequences, monitoring and management. London: E & FN Spon, 1999. p. 369-405.

HUSZAR, V.L.M; BICUDO, D.C.; GIANI, A.; FERRAGUT, C.; MARTINELLI, L.A.; HENRY, R. Subsídios para compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil. In.:ROLAND, F.; CESAR, D. & MARINHO, M. (Eds.). Lições de Limnologia. RIMA, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Informações do estado do Tocantins. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=to>>. Acesso em: 14 de dez. 2007.

IIE (Instituto Internacional de Ecologia). Plano de conservação e usos múltiplos do reservatório da UHE – Luis Eduardo Magalhães – Lajeado – Estado de Tocantins e seu entorno. São Carlos, 2003. 1 CD-ROM.

IIEGA (Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental). Relatório Técnico Final do PBA-09. Análise global do Projeto de Monitoramento do Reservatório de Lajeado (TO), desde a fase rio até a fase lago, compreendendo o período de 1998 a 2003. São Carlos, 2004. Série relatórios bimestral.

JARDIN, F. A. et al. **Relatório das atividades desenvolvidas no curso diagnóstico preliminar da ocorrência de cianobactérias tóxicas ou potencialmente tóxicas em ecossistemas aquáticos de Palmas - TO**. Palmas, 2002. 1 CD-ROM. Curso.

JUNGMAN, D.; BENNDORF, J. Toxic to *Daphnia* of a compound extracted from laboratory and natural *Microcystis* ssp., and the role of microcystins. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 32, n.1, p.13-20, Aug. 1994.

LAITANO, K. S.; MATIAS, W. G. Teste de toxicidade com *Daphnia magna* uma ferramenta para avaliação de reator experimental UASB. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.** v. 1, n. 1, p. 43-47, 2006.

LAWTON, L. A.; COOD, G. A. Cyanobacterial (blue-green algae) toxins and their significance in UK and European waters. **Journal in the Institution of Water and Environmental Management**, Suffolk, v, 5, n. 4, p. 460-465, Aug. 1991.

LIMA, E. B. N. **Modelação Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 184 f. Tese (Doutorado)-Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

LITWACK, H.S. et al. Development of a Simple Phosphorus Model for a Large Urban Watershed: a case study. **Journal of Environmental Engineering**. Asce, 2006.

LUNG, W. S.; SOBECK JR., R. G. Renewed Use of BOD/DO Models in Water Quality Management. **Journal of Water Resources Planning and Management**, p. 222 – 227, 1999.

MANSON, J. R.; WALLIS, S. G. A Conservative, Semi-Lagrangian Fate and Transport Model for Fluvial Systems - I: theoretical development. **Elsevier Science**, Pergamon, v. 34, n. 15, p. 3796 – 3777, 2000.

MARQUES, A. K. **Análise da diversidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, no Médio Tocantins-TO: estrutura da comunidade, flutuações temporais e espaciais**. 2006. 157 f. Dissertação (Mestrado)–Universidade Federal do Tocantins. Palmas.

MARTINS, J.; OLIVA TELES, L.; VASCONCELOS, V. Assays With *Daphnia magna* and *Danio rerio* as alert systems in aquatic toxicology. **Environmental International**, v. 33, p. 414-425, 2007.

MCAVOY, D. C. et al. **Risk Assessment Approach for Untreated Wastewater Using the QUAL2E Water Quality Model**. 2002.

MELCHING, C. S.; YOON, C.G. Key Sources of Uncertainty in QUAL2E Model of Passaic River. **Water Resource Plan Manage**, v. 122, n. 2, p. 105 – 113, 1996.

MENDONÇA, A. S. F. et al. Desenvolvimento de Sistema de Suporte à Decisão para Subsídio à Outorga de Uso de Água de Rios: fontes pontuais e difusas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2005.

MENDONÇA-GALVÃO, L. M.; PADOVESI-FONSECA, C. P. Mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica, nos períodos de seca e chuva e a qualidade da água do lago Paranoá (DF). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 10., 2005, Ilhéus. **Anais...** Ilhéus, BA, 2005.

MINILLO, A. et al. **Concentrações de microcistinas e toxicidade nas formas coloniais de *Microcystis aeruginosa* de florações no estuário da Lagoa dos Patos, RS**. Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI. São Carlos: Rima, 2000.

MINILLO, A. Análise da distribuição, densidade e toxicidade de florações de cianobactérias e suas toxinas nos reservatórios do médio e baixo Tietê (SP) e relação com as características limnológicas do sistema. 2005. 400 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos.

MOURA, A T. N Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica numa lagoa eutrófica, São Paulo, SP, Brasil, a curtos intervalos de tempo: comparação entre épocas de chuva e seca. Rio Claro, 1996. 198 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Aplicada). Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista.

MUJUMDAR, P.P.; VEMULA, V.R.S. Fuzzy Waste Load Allocation Model: simulationoptimization approach. Journal of Computing in Civil Engineering. ASCE. 2004.

NIETO, R. Caracterização ecotoxicológica de efluentes líquidos industriais – ferramenta para ações de controle da poluição das águas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., 2000. **Anais...**2000.

NOGUEIRA, I. C. G. Toxicity of of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborkii* to *Daphnia magna*. **Environmental Toxicology**, Hoboke. v. 19, n. 5, p. 453-459, Oct. 2004.

NÚCLEO ESTADUAL DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO TOCANTINS – NEMET-RH: banco de dados. Disponível em: <<http://simeto.unitins.br/wrf/index.html>>. Acesso em: 09 de dez. 2007.

OUYANG, Y. et al. Assessment of seasonal variations in surface water quality. **Water Research**, v. 40, p. 3800-3810, 2006.

PALMIERI, V. **Calibração do Modelo QUAL2E para o Rio Corumbataí (SP)**. 2004. Dissertação (Mestrado) - PUC/RJ. Rio de Janeiro.

PIETSCH, C. et. al. The effects of a cyanobacterial crude extract on different aquatic organisms: evidence for cyanobacterial toxin modulating factors. **Environmental Toxicology**, Hoboken, v. 16, n. 6, p. 535-542, 2001.

PORTO, R. L. L.; AZEVEDO, L. G. T. Sistemas de Suporte a Decisões Aplicados a Problemas de Recursos Hídricos. In: PORTO, R. L. (Org.). **Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos**. 2. ed. Porto Alegre, RS: UFRGS. 2002. 420 p.

REIS-PEREIRA, V. L. **A Limnologia e o gerenciamento integrado do reservatório da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães – UHE Lajeado, Tocantins**. 2002 (a). Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos/SP.

REIS-PEREIRA, V. L. **Caracterização limnológica dos sistemas aquáticos da área e influência do aproveitamento hidroelétrico de Ipueiras - AHE Ipueiras-TO**. Relatório técnico, Palmas, 2002(b).

RODGHER, S. et al. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê River (São Paulo, Brazil). **Braz. J. Biol.**, v. 65, n. 4, p. 697-710, 2005.

RODRIGUES, R. B. **Sistema de Suporte à Decisão Proposto para a Gestão Quali-Quantitativa dos Processos de Outorga e Cobrança pelo Uso da Água**. 2005. 155 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo. São Paulo.

ROHRLACK, T. et al. Isolation, characterization, and quantitative analysis of Microviridin J, a new Microcystis metabolite toxic to *Daphnia*. **J. Chem. Ecol.**, v. 29, p. 1757–1770, 2003.

ROSMAN, P.C.C. **Referência Técnica do SISBAHIA**. Rio de Janeiro, RJ: UFRJ. 2005.

SALAS, H.; MARTINO, P. Metodologias Simplificadas para la evaluación de Eutroficación em Lagos Cálidos Tropicales. **Programa Regional CEPIS/HPE/IOPS**. Versão Revisada, 2001. 52p.

SEAGRO. Secretaria da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Estado do Tocantins. Condições ambientais: banco de dados. Disponível em: <http://www.seagro.to.gov.br>. Acesso em 26 de jul. de 2006.

SILVA, A. L. **Aplicação de modelos de simulação da qualidade da água da bacia hidrográfica do reservatório e realização do levantamento de cargas de poluição da água na bacia hidrográfica do reservatório em estudo**. 2004. 99 f. Relatório Final, Universidade Federal do Tocantins.

SIVONEN, K. et al. Toxic Cyanobacterial (blue-green algae) in finish fresh and coastal waters. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 190, n. 3, p. 267- 275, 1990.

SOTERO-SANTOS, R. B. et al. Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita Reservoir (Middle Tietê River, São Paulo, Brazil). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 64, p.163–17, 2006.

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. In: TUNDISI, J. G. (ed. série português). **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. 9. ed. São Carlos: ILEC; IIE, 2000. 280 p.

TEIXEIRA, M. G. L. C. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil. **Bulletin of PAHO**, v. 27, n. 3, p. 244-253, 1993.

TÖRÖKNE, A. K. et al. Cyanobacterial toxins detected by Thamnotoxkit: a double blind experiment. **Environ. Toxicol.**, v. 15, p. 549–553, 2000.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 1. ed. Porto Alegre, RS: UFRGS. 1998. 669 p.

TUNDISI, J. G. Ambiente de represas e barragens. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 27, p. 49-54, 1986.

TUNDISI, J. G. Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. In: TUNDISI, J. G. (Ed). **Limnologia e manejo de represas**. São Paulo: Academia de Ciências de São Paulo, 1988. (série monografias em limnologia, 1).

TUNDISI, J. G. Limnologia no século XXI: perspectivas. International Institute of Ecology. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 7., 1999, Florianópolis. **Resumos...** Florianópolis: UFSC, 1999. 24 p.

UTHERMÖHL, H. Zur Vervollkomnigung der quantitativen. Phytoplankton – Methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958.

WATANABE, M. F. et al. Toxins contained in *Microcystis* species of cyanobacteria (blue-green algae). **Toxicon**, Oxford, v. 26, n. 11, p. 1017-1025, 1988.

WIEGAND, C. et al. Effects of microcin SF608 and microcystin-LR, two cyanotobacterial compounds produced by *Microcystis* sp., on aquatic organisms. **Environ. Toxicol.**, v. 17, p. 400–406, 2002.

ZEILHOFER, P. et al. Um Ambiente SIG para Modelagem Integrada da Qualidade da Água Utilizando QUAL2E. Revista Caminhos da Geografia, v. 8, n. 10, p. 107 – 125, 2003.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)