

DETERMINAÇÃO DAS PRESSÕES QUÍMICAS POR MEIO DE MODELAGEM MATEMÁTICA E ESTUDOS ECOTOXICOLÓGICOS

AUTORAS

Luzimeire Ribeiro de Moura Carreira

Mestrado em Ciências do Ambiente pela Universidade Federal do Tocantins – UFT

Secretaria da Saúde

Liliana Pena Naval

Doutora em Engenharia Química pela Universidad Complutense de Madrid

ABSTRACT

In the study there were known the possible situations of the quality of the water of this reservoir, through the use of the mathematical model of quality of water QUAL2E, and the toxicity of the water was evaluated through the accomplishment of ecotoxicological studies. It was applied a model of dissolved oxygen (DO) and of biochemical oxygen demand (BOD). For calibration, campaigns of field were performed with the aim to characterize spatially the quality parameters of water. For the toxicological tests, concentrated samples were tested for the acute toxicity through the use of the organism-test *Daphnia magna*. The values experimentally for the coefficient of deoxygenation, K_1 was of 0,01 d⁻¹; coefficient of reaeration, K_2 was of 0,29 d⁻¹. The coefficient of decay BOD, K_3 was of 0,0 d⁻¹. The tests demonstrated that 61,11 % presented toxicity, 11,11 % sign of toxicity and 27,78 % did not present toxicity. It was concluded that it is possible the calibration of the model QUAL2E for the parameters DO and BOD, it was shown a tool that will be able to serve of support for the management. The toxicological tests demonstrated that the reservoir presented toxic.

Key words: reservoir, mathematic model, ecotoxicology.

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.

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 objetiva-se conhecer as possíveis situações da qualidade da água do reservatório por meio do modelo matemático QUAL2E e realizar estudos ecotoxicológicos que auxiliem na avaliação da qualidade da água, através da calibração, para o trecho do reservatório do modelo QUAL2E com dados de campo para OD e DBO e da análise da toxicidade das amostras de água coletadas no reservatório.

MÉTODOS

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. 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). Segue a descrição dos pontos e a localização geográfica.

Tabela 1 Coordenadas dos pontos de coletas para calibração do modelo

Ponto de coleta	Coordenadas Geográficas	
	Latitude	Longitude
P 01 – Confluência do Córrego São João com o reservatório e recebe toda carga de nutrientes da bacia.	-10° 25' 11"	- 48° 23' 40"
P 02 - Confluência do Ribeirão Taquaruçu Grande com o reservatório e sofre influência do lançamento da ETE Aurenny.	-10° 17' 17"	-48° 19' 32"

P 03 – Confluência do Córrego Prata com o reservatório que recebe influência da ETE Prata. O processo de tratamento consiste em um reator anaeróbio de fluxo ascendente, seguido de filtro anaeróbio ascendente, o efluente final é lançado diretamente no solo, sendo carreado posteriormente em direção ao Córrego.	-10° 13' 23"	-48° 22' 23"
P 04 – 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.	-10° 10' 59"	-48° 23' 40"
P 05 – 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 de fluxo ascendente.	-10° 10' 02"	-48° 21' 46"
P 06 – 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.	-10° 09' 17"	-48° 21' 41"

Aplicação do modelo QUAL2E

A modelagem da qualidade da água foi desenvolvida de acordo com a seqüência: 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 foi o QUAL2E, com base na pesquisa de Silva (2004), apesar de ser um modelo empregado para sistemas lóticos, mas devido as características hidrológicas do reservatório, o mesmo apresentou-se adequado.

A escolha do trecho 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.

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.

Tabela 2 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

Nessa pesquisa as variáveis selecionadas para simulação foram oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio. 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 3 apresenta a ordem de grandeza da constante de decomposição (K_1) usualmente assumida em laboratório.

Tabela 3 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 Tabela 4 apresenta algumas fórmulas empíricas para a previsão do coeficiente de reaeração K_2 (dia⁻¹), a 20°C. A tabela 5 mostra valores típicos de K_2 .

Tabela 4 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 5 Valores típicos dos parâmetros de reaeração K_2 (dia⁻¹), a 20°C.

Corpo d'água	Coefficiente 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 6 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 6 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 $\text{g O}_2/\text{m}^2.\text{dia}$, sendo exercida pela área superficial do leito do rio.

Tabela 7 Valores associados à demanda de oxigênio da camada bentônica

Tipo de leito e situação local	Demanda bentônica ($\text{g O}_2/\text{m}^2.\text{dia}$)	
	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.

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 8 foram incorporados ao modelo como descargas pontuais.

Tabela 8 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, para a primeira 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. 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).

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).

Modelação do oxigênio dissolvido

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, NO₃⁻², (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 09 apresenta a equação que foi utilizada para previsão do coeficiente de reaeração, K_2 (dia⁻¹).

Tabela 1 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

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, (° K) = (° 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 10 NEMET/UNITINS (2006).

Tabela 10 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
Coefficiente de Atenuação de Poeira	0,01 a 0,13	0.06	0.06	-

Coeficiente de Evaporação AE	5x10 ⁻⁶ a 62x10 ⁻⁶	94x10 ⁻⁶	94x10 ⁻⁶	(m/hr)/mbar
Coeficiente de Evaporação BE	3,2x10 ⁻⁶ a 5,5x10 ⁻⁶	3,2x10 ⁻⁶	3,2x10 ⁻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
Percentagem 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 pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura foram analisados através de leitura direta e nitrogênio orgânico total, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total e DQO, espectroscopia e DBO₅, 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.

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).

No trabalho, foi ajustado apenas um modelo QUAL2E para o reservatório, 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).

Estudo Ecotoxicológico

As coletas de água foram realizadas de julho à outubro de 2007 em pontos fixos, localizados com a utilização de um GPS (Sistema de Posicionamento Global), 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), 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 mm, 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 absorvâncias 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 = absorvância da amostra não acidificada;

Ea = absorvância 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 20°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 °C. 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;
- início 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*.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Caracterização espacial e temporal da Qualidade da Água do Reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães

Potencial hidrogeniônico

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. 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.

Condutividade

Como mostra a Figura 1, a condutividade apresentou variação sazonal, seus valores oscilaram entre 37,9 $\mu\text{S/cm}$ (Córrego Prata), no período chuvoso e 103,6 $\mu\text{S/cm}$ (Ribeirão Água Fria) no início período de estiagem.

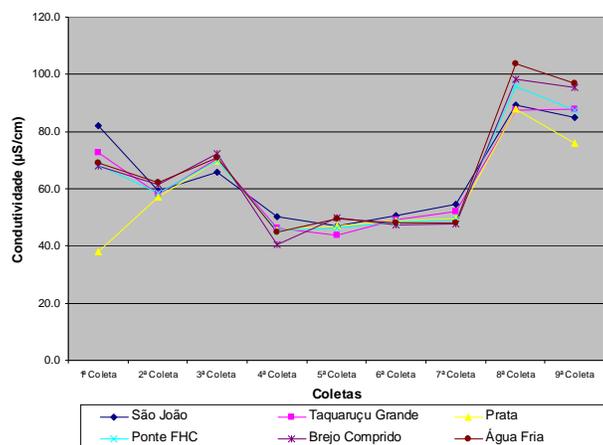


Figura 1 Variação espacial e temporal da condutividade no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

Temperatura da água

A distribuição espacial da temperatura da água na área limnética do reservatório 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.

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).

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.

Transparência

A variação da transparência da água 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 Luis Eduardo Magalhães. 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).

Nitrogênio Total, Nitrato e Amônia

Relativamente às formas de Nitrogênio avaliadas foi possível determinar que a distribuição horizontal dos nitritos (Figura 4) 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.

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 Total de acordo com a Figura 2, 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.

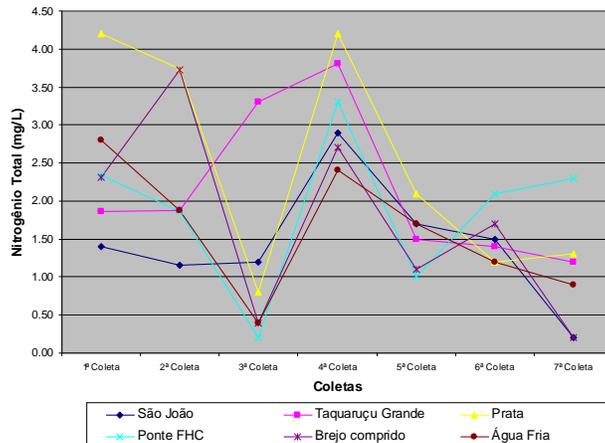


Figura 2 Variação espacial e temporal do Nitrogênio no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

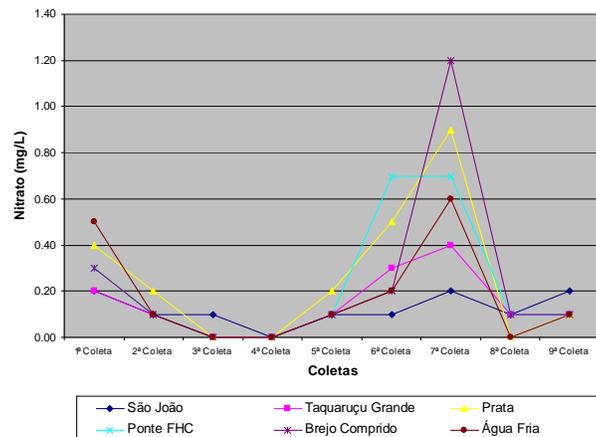


Figura 3 Variação espacial e temporal do Nitrato no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

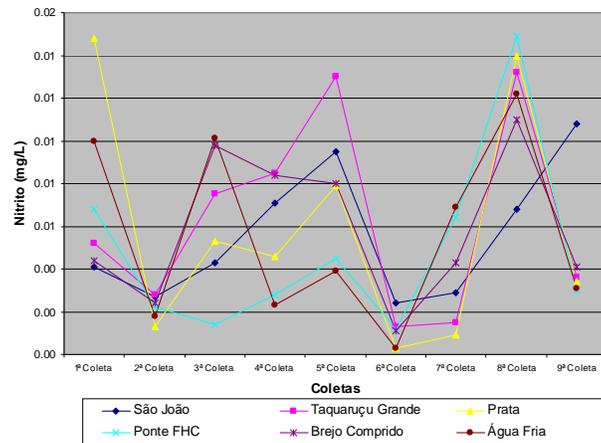


Figura 4 Variação espacial e temporal do Nitrito no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

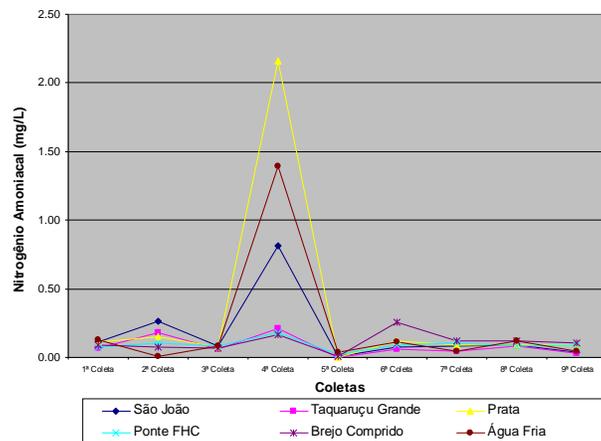


Figura 05 Variação espacial e temporal do Nitrogênio Amoniacoal no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

Fósforo Total

O fósforo 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.

Os valores de fósforo total no reservatório, em todos os pontos amostrados apresentaram suas maiores concentrações no período chuvoso, de acordo com a Figura 06, 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 n° 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. 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.

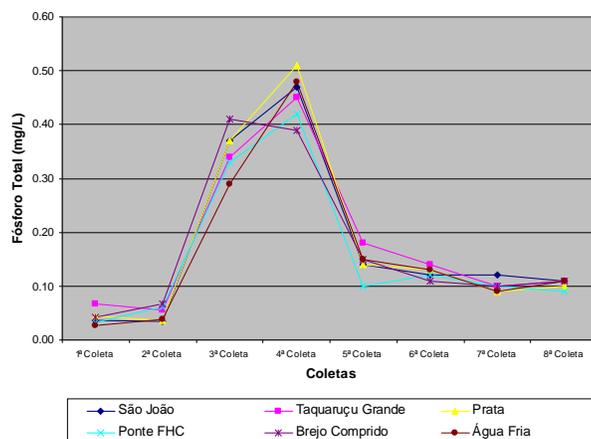


Figura 1 Variação espacial e temporal do Fósforo Total no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

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. 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. 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 dos despejos de esgotos da cidade.

Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) obtido nas campanhas estão apresentados na Figura 07, 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. 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 lançamentos de esgotos.

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).

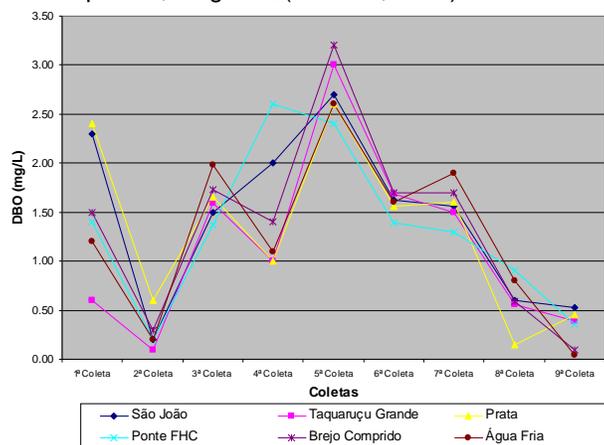


Figura 2 Variação espacial e temporal da DBO no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

Oxigênio Dissolvido

No trecho estudado e durante o período estudado, o reservatório apresentou-se bem oxigenado no epilânio, 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. 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 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).

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, 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).

Os teores de clorofila *a* encontrados no reservatório (Figura 08) ficaram entre 1,2 a 19,6 µg/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.

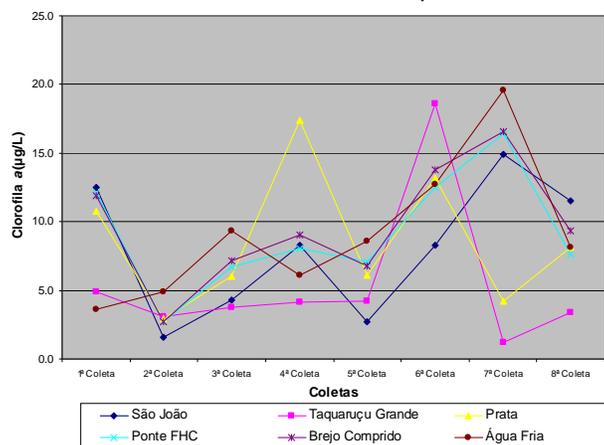


Figura 3 Variação espacial e temporal da clorofila *a* no reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães

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.

Descrição da seção	Profundidade média (m)	Área total (m ²)	Velocidade média (m/s)	Vazão média (m ³ /s)
Seção a 15 km da UHE Lajeado	15,4	37.552,1	0,08	3.004,1
Seção no Ribeirão Santa Luzia	6,9	17.799,75	0,01	177,9
Seção na Ponte FHC em Palmas - TO	8,3	69.046,5	0,08	5.523,7

Seção no Ribeirão Taquaruçu Grande em Palmas/TO	3,7	2.587,5	0,01	25,9
Seção na Confluência do Ribeirão Taquaruçu Grande e Rio Mangues em Palmas - TO	7,8	40.213,8	0,04	1.608,5
Seção no Rio Mangues em Palmas - TO	3,8	3.070,5	0,01	30,7
Seção no Rio Água Suja em Palmas - TO	3,1	2.191,5	0,01	21,9
Seção no Ribeirão do Carmo, divisa de município Palmas – Porto Nacional - TO	2,5	1.619	0,01	16,1
Seção na Ponte de Porto Nacional	11,3	11.310	0,12	1357,2
Seção no Rio Crixás	3,3	267,5	0,06	16,0
Seção na Confluência do Rio Crixás	2,2	1.545,2	0,2	316,7
Seção no início do reservatório em Ipueiras - TO	2,8	1.351,5	0,2	337,8

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.

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. 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 12 estão demonstrados os valores de OD e DBO medidos por meio do monitoramento da qualidade da água e os valores calibrados pelo modelo.

Tabela 12 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 na Tabela 13 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 2 Valores de K_1 , K_2 , K_3 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) calibração	Valores limites de K_2 (1/dia)	Valor de K_2 (1/dia) calibração	Valores limites de K_3 (1/dia)	Valor de K_3 (1/dia) calibração
1	0 a 10	0,01	0,23 a 0,35	0,29	0 a 10	0
2	0 a 10	0,01	0,23 a 0,35	0,29	0 a 10	0
3	0 a 10	0,01	0,23 a 0,35	0,29	0 a 10	0
4	0 a 10	0,01	0,23 a 0,35	0,29	0 a 10	0
5	0 a 10	0,01	0,23 a 0,35	0,29	0 a 10	0
6	0 a 10	0,01	0,23 a 0,35	0,29	0 a 10	0
7	0 a 10	0,01	0,23 a 0,35	0,29	0 a 10	0
8	0 a 10	0,01	0,23 a 0,35	0,29	0 a 10	0
9	0 a 10	0,01	0,23 a 0,35	0,29	0 a 10	0
10	0 a 10	0,01	0,23 a 0,35	0,29	0 a 10	0
11	0 a 10	0,01	0,23 a 0,35	0,29	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 g/m².dia, como na região onde está inserido o reservatório a predominância é de solos minerais, esse foi o valor utilizado.

Teste de Toxicidade Aguda com água do 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 14 a 16 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. Os resultados obtidos durante este estudo demonstraram que em todos os pontos 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. 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 14 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 ≤ 10%; TT (indício de toxicidade) = 10% < imobilidade < 40%; T (tóxico) = imobilidade ≥ 40%.

Tabela 3 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 ≤ 10%; TT (indício de toxicidade) = 10% < imobilidade < 40%; T (tóxico) = imobilidade ≥ 40%.

Tabela 4 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 ≤ 10%; TT (indício de toxicidade) = 10% < imobilidade < 40%; T (tóxico) = imobilidade ≥ 40%.

Análise quantitativa de cianobactérias

Nos resultados (Tabelas 17 a 20) 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 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).

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 5 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
	<i>Planktothrix sp.</i>	9,6	
Ponto 06 – Água Fria	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	3,36	1100
	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	0,96	

Tabela 6 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 19 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 20 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	

Determinação do grau de trofia

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.

CONCLUSÕES

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. 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 OD e DBO, pois essas variáveis ambientais mostraram-se muito próximas às medidas durante as campanhas de campo. 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

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.

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 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.

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.

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

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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