

**Universidade Federal de São Carlos**  
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais  
Departamento de Hidrobiologia

**Utilização e destino do carbono orgânico dissolvido em um  
reservatório eutrófico (Barra Bonita, SP)**

RAFAEL SPADACCIA PANHOTA

São Carlos-SP

2007

**Universidade Federal de São Carlos**  
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais  
Departamento de Hidrobiologia

**Utilização e destino do carbono orgânico dissolvido em um reservatório eutrófico (Barra Bonita, SP)**

RAFAEL SPADACCIA PANHOTA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais, campo de pesquisa: Limnologia.

São Carlos-SP

2007

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da  
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

P191ud

Panhota, Rafael Spadaccia.

Utilização e destino do carbono orgânico dissolvido em um reservatório eutrófico (Barra Bonita, SP) / Rafael Spadaccia Panhota. -- São Carlos : UFSCar, 2007.  
106 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2007.

1. Limnologia. 2. Bacterioplâncton. 3. Modelagem. 4. Líquidos lixiviados. 5. Macrófitas aquáticas. 6. cinética. I. Título.

CDD: 551.48 (20<sup>a</sup>)


Rafael Spadaccia Panhota

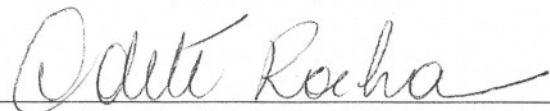
Utilização e destino do carbono orgânico dissolvido em um reservatório eutrófico  
(Barra Bonita, SP)

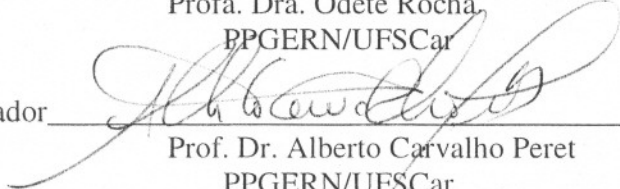
Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

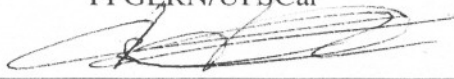
Aprovada em 31 de julho de 2007

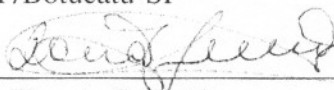
BANCA EXAMINADORA

Presidente   
Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior  
(Orientador)

1º Examinador   
Profa. Dra. Odete Rocha,  
PPGERN/UFSCar

2º Examinador   
Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret  
PPGERN/UFSCar

3º Examinador   
Prof. Dr. Raoul Henry  
UNESP/Botucatu-SP

4º Examinador   
Prof. Dr. Donato Seiji Abe  
IIE/São Carlos-SP

ORIENTADOR

---

**Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr.**

*Aos meus pais, Emídio e Elenice e à minha irmã Lígia.*

“Acredito que a visão do mundo sugerida pela física moderna seja incompatível com a nossa sociedade atual, que não reflete o harmonioso estado de inter-relacionamento que observamos na natureza. Para alcançar tal estado de equilíbrio dinâmico, será necessária uma estrutura social e econômica radicalmente diferente: uma revolução cultural na verdadeira acepção da palavra. A sobrevivência de toda a nossa civilização pode depender de sermos ou não capazes de realizar tal mudança.”

Fritjof Capra (O ponto de mutação)

## AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr. pela oportunidade proporcionada, ensinamentos, incentivo, solicitude, amizade e bom convívio por quase uma década.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) e Departamento de Hidrobiologia (DHB) pela infra-estrutura disponibilizada para realização desse trabalho.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela concessão da bolsa de estudo e pelo subsídio financeiro (Processo nº 140413/2003-0).

Ao Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret pelo auxílio e valiosas sugestões no tratamento estatístico dos dados.

Ao Prof. Dr. Armando A. H. Vieira e ao pessoal do Laboratório de Ficologia (Departamento de Botânica - UFSCar), pelo auxílio e por disponibilizar os sistemas de ultrafiltração tangencial e de água ultrapura.

Aos Profs. Drs. membros da banca examinadora do exame de qualificação (Odete Rocha, Alberto C. Peret e Marcela B. Cunha-Santino) pelas valiosas críticas e sugestões.

Aos Drs. Marcela Bianchessi da Cunha-Santino e Rogério Marchetto Antonio pelo convívio e amizade e, principalmente, pela atenção, auxílio e valiosas contribuições.

À Dra. Maura Maria Pezzato pela amizade, companheirismo, ajuda e pelas conversas frutíferas.

Aos colegas Francisco, Lucília, Bitar, André, Paula, Ângelo, Mariana, Luciana, Renato, Leandro, Maíra pelos momentos agradáveis no laboratório.

Ao técnico Luís Aparecido Joaquim por todo apoio e auxílio nas coletas de campo, pelo companheirismo e amizade.

Aos técnicos Luís Sartori pela prontidão e ajuda no Laboratório de Ficologia e Jurity A. Machado pelas análises de nutrientes e pelo “cafezinho”.

Ao pessoal da secretaria do PPGERN-UFSCar: Profs. Drs. José Eduardo dos Santos e José Roberto Verani e ao João, Renata, Roseli, Graça e Eduardo pelo auxílio, paciência e pronta ajuda nas questões administrativas.

À Prof. Dra. Mirna H. R. Selegim e ao amigo Fernando Racy pela disponibilidade e ajuda no Laboratório de Microbiologia (Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva - UFSCar).

A AES Tiête pelo fornecimento dos dados de vazão, pluviometria e relatórios técnicos.



À Regina pelo companheirismo, amor, carinho, paciência, compreensão e ajuda em todos os momentos. Ao S. Antonio, D. Lina e Silvana pela amizade e hospitalidade.

A toda minha família, em especial, Lígia e João Miguel, meus avós (*in memoriam*), meus tios Marilena e Antônio, meus primos Márcio, Luciele, Caco, Graziela, Paulo, Tânia, Daniel, Raquel, Gabriel, Tiago, Felipe, Maria Luiza e Gabriela, pelos bons momentos e principalmente por nossa união. Ao Caio, tio Lando (*in memoriam*), tia Amélia e demais familiares pela amizade e ajuda nesses anos em São Carlos.

À D. Tereza pela confiança, carinho, auxílio e amizade.

À banda Dakar (Hugo, Gazotti, Vitor, Marco, Daril, Xandão e Alexandre) pela amizade, paciência e bons momentos.

Aos amigos que conheci em São Carlos: Sandro, Fernando, Nelson, Márcio, Marcelo, Alexandre (Pimpinela), Alessandro (Bispo), Patrícia, Cristina (Yulka), David, Fran, Ramon e Tito.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para minha formação e para que esse trabalho pudesse ser realizado, o meu sincero agradecimento.

Em especial aos meus pais Emídio e Elenice, pelo amor, carinho e incentivo em toda minha trajetória. E a Deus.

## Lista de Figuras

Figura 1: Frações da matéria orgânica nos ambientes aquáticos e suas interações (modificado de MAYORGA & AUFDENKAMPE, 2002) .....	4
Figura 2: Localização do reservatório de Barra Bonita (região central do estado de São Paulo). Foto: EMBRAPA (2002) .....	9
Figura 3: Representação esquemática do processo de concentração do COD .....	14
Figura 4: Representação esquemática do fracionamento do COD em compostos de alta e baixa massas moleculares .....	15
Figura 5: Pontos de coleta dos inóculos (PB = ponto próximo à Barragem; PbT = ponto braço do rio Tietê; PbP = ponto braço do rio Piracicaba). Foto: EMBRAPA (2002) .....	16
Figura 6: Representação esquemática da montagem das câmaras de decomposição do COD do reservatório .....	17
Figura 7: Representação esquemática das análises de carbono e oxigênio dissolvido .....	19
Figura 8: Modelo cinético da mineralização do COD; em que: $COD_L$ = carbono orgânico dissolvido lábil; $COD_R$ = carbono orgânico dissolvido refratário; COP = carbono orgânico particulado; CI = carbono inorgânico (e.g., $CO_2$ , $H_2CO_3$ , $HCO_3^-$ , $CO_3^{2-}$ ); $k_T$ = coeficiente de perda de massa do COD lábil ( $k_T = k_1 + k_2$ ; $k_1$ = coeficiente oxidação (biológica e/ou química); $k_2$ = coeficiente de formação do COP); $k_4$ = coeficiente de oxidação do COD refratário ( $dia^{-1}$ ) .....	20
Figura 9: <i>Eichhornia crassipes</i> : (1) planta inteira; (2) banco de <i>E. crassipes</i> ; (3) flor; (4) na região próximo ao ponto de coleta no reservatório de Barra Bonita. Fotos 1, 2 e 3 (IFAS, 2007) .....	25
Figura 10: <i>Pistia stratiotes</i> : (1) planta inteira; (2) banco de <i>Pistia stratiotes</i> ; (3) flor; (4) na região próximo ao ponto de coleta no reservatório de Barra Bonita. Fotos 1, 2 e 3 (IFAS, 2007) .....	27
Figura 11: Representação esquemática do fracionamento do COD lixiviado em compostos de alta e baixa massas moleculares .....	29
Figura 12: Representação esquemática da montagem das câmaras de decomposição dos lixiviados de <i>P. stratiotes</i> e <i>E. crassipes</i> .....	30
Figura 13: Valores mensais da precipitação pluviométrica (mm) média e da profundidade máxima (m) no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006 .....	33
Figura 14: Valores mensais da profundidade do Disco de Secchi e profundidade da Zona	

eufótica no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006 .....	34
Figura 15: Valores médios mensais da vazão afluente e o tempo de residência da água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006 .....	35
Figura 16: Valores médios mensais e desvio padrão da DBO <sub>5</sub> , material em suspensão e material orgânico em suspensão no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006 .....	36
Figura 17: Perfis de temperatura na coluna d'água no ponto de coleta, no reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa as temperaturas (°C) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m) .....	37
Figura 18: Valores médios mensais e desvio padrão da temperatura da água na coluna d'água, no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006 .....	38
Figura 19: Perfis de pH na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa o pH e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m) .....	39
Figura 20: Valores médios mensais e desvio padrão do pH no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006 .....	40
Figura 21: Perfis de oxigênio dissolvido na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa a concentração de oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> ) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m) .....	41
Figura 22: Valores médios mensais e desvio padrão da concentração de oxigênio dissolvido no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006 .....	42
Figura 23: Perfis de condutividade elétrica na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a A abscissa representa COT (μS cm <sup>-1</sup> ) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m) .....	43
Figura 24: Valores médios mensais e desvio padrão da condutividade elétrica no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006 .....	44
Figura 25: Concentração de carbono orgânico total (superfície, meio e fundo) na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa COT (mg L <sup>-1</sup> ) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m) .....	45

Figura 26: Concentração de carbono orgânico dissolvido (superfície, meio e fundo) na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa COD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m) .....	46
Figura 27: Concentração de carbono inorgânico total (superfície, meio e fundo) na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa CIT ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m) .....	47
Figura 28: Concentração de carbono inorgânico dissolvido (superfície, meio e fundo) na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa CID ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m) .....	48
Figura 29: Valores médios mensais e desvio padrão das concentrações de carbono orgânico total, carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico total e carbono inorgânico dissolvido no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006 .....	49
Figura 30: Valores médios mensais da percentagem de compostos orgânicos dissolvidos de alta e baixa massas moleculares no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006 .....	49
Figura 31: Valores mensais das concentrações de compostos nitrogenados inorgânicos no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006 .....	51
Figura 32: Valores mensais das concentrações de nitrogênio orgânico total (NOT), nitrogênio inorgânico total (NIT), fósforo total dissolvido (PTD) e a razão N/P no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006 .....	51
Figura 33: Eixos principais da ACP e influência (vetores) das variáveis limnológicas .....	54
Figura 34: Dendrograma da Análise de Cluster Aglomerativa Hierárquica (ACH) .....	55
Figura 35: Equações e simulações das variáveis dependentes (COD, COP, AMM e BMM) obtidas pela análise de regressão múltipla robusta .....	56
Figura 36: Ajustes cinéticos das perdas de massa das frações de COD. (A = inóculo barragem; B = inóculo braço do rio Tietê; C = inóculo braço do rio Piracicaba; 1 = compostos de alta massa molecular; 2 = compostos de baixa massa molecular; 3 = COD integral) .....	59
Figura 37: Cinéticas de formação e mineralizações de COP (A = inóculo barragem; B = inóculo braço do rio Tietê; C = inóculo braço do rio Piracicaba; 1 = compostos de alta	

massa molecular; 2 = compostos de baixa massa molecular; 3 = COD integral) .....	60
Figura 38: Cinética de consumo acumulado de OD (A = inóculo barragem; B = inóculo braço do rio Tietê; C = inóculo braço do rio Piracicaba; 1 = compostos de alta massa molecular; 2 = compostos de baixa massa molecular; 3 = COD integral) .....	61
Figura 39: Ajustes cinéticos das perdas de massa das frações de COD. (A = <i>P. stratiotes</i> ; B = <i>E. crassipes</i> ; 1 = compostos de baixa massa molecular; 2 = compostos de alta massa molecular; 3 = COD integral) .....	65
Figura 40: Cinéticas de formação de COP (A = <i>P. stratiotes</i> ; B = <i>E. crassipes</i> ; 1 = compostos de baixa massa molecular; 2 = compostos de alta massa molecular; 3 = COD integral) .....	66
Figura 41: Cinética de consumo acumulado de OD (A = <i>P. stratiotes</i> ; B = <i>E. crassipes</i> ; 1 = compostos de baixa massa molecular; 2 = compostos de alta massa molecular; 3 = COD integral) .....	67

## Lista de Tabelas

Tabela 1: Características do reservatório de Barra Bonita (ANTONIO, 2004). .....	10
Tabela 2: Fatores gerados pela ACP e seus autovalores, variabilidade e variabilidade acumulada dos fatores. ....	52
Tabela 3: Correlações entre os valores das variáveis e os escores dos eixos 1 e 2 gerados pela ACP. ....	53
Tabela 4: Variáveis selecionadas pela regressão múltipla ( <i>Stepwise</i> ). ....	55
Tabela 5: Variáveis físicas e químicas medidas nos pontos de amostragem dos inóculos (PB = ponto próximo à barragem; PbT = ponto do braço do rio Tietê; PbP = ponto do braço do rio Piracicaba), em abril de 2006. Os números entre parênteses correspondem ao desvio padrão. ....	58
Tabela 6: Parâmetros obtidos dos ajustes cinéticos. AMM = alta massa molecular; BMM = baixa massa molecular; CODI = COD integral; $COD_0$ = concentração inicial de carbono orgânico dissolvido; $COD_f$ = concentração final de carbono orgânico dissolvido (120 dias); CODL = carbono orgânico dissolvido lábil; $COD_R$ = carbono orgânico dissolvido refratário; COP = carbono orgânico particulado; COM = carbono orgânico mineralizado; $k_T$ = coeficiente de decaimento do CODL; $k_3$ = coeficiente de decaimento do COP; $k_4$ = coeficiente de decaimento do $COD_R$ ; $OC_{MAX}$ = quantidade máxima de oxigênio dissolvido consumido; O/C = relação estequiométrica global entre oxigênio consumido / carbono orgânico mineralizado. ....	62
Tabela 7: Parâmetros dos ajustes cinéticos. AMM = alta massa molecular; BMM = baixa massa molecular; CODI = COD integral; $COD_0$ = concentração inicial de carbono orgânico dissolvido; $COT_f$ = concentração final de carbono orgânico total (60 dias); $\Delta COD = COD_0 - COT_f$ ; CODL = carbono orgânico dissolvido lábil; $COD_R$ = carbono orgânico dissolvido refratário; COP = carbono orgânico particulado; COM = carbono orgânico mineralizado; $k_T$ = coeficiente de decaimento do CODL; $k_3$ = coeficiente de decaimento do COP; $k_4$ = coeficiente de decaimento do $COD_R$ ; $OC_{MAX}$ = quantidade máxima de oxigênio dissolvido consumido; $K_D$ = coeficiente de desoxigenação; O/C = relação estequiométrica global entre oxigênio consumido / carbono orgânico mineralizado. ....	68

## Lista de Siglas e Abreviaturas

ACH	=	análise de cluster aglomerativa hierárquica
ACP	=	análise de componentes principais
AMM	=	alta massa molecular
BMM	=	baixa massa molecular
CE	=	condutividade elétrica
CI	=	carbono inorgânico
CID	=	carbono inorgânico dissolvido
CIT	=	carbono inorgânico total
COD	=	carbono orgânico dissolvido
CODI	=	carbono orgânico dissolvido integral
COD <sub>0</sub>	=	carbono orgânico dissolvido inicial
COD <sub>f</sub>	=	carbono orgânico dissolvido final
COD <sub>L</sub>	=	carbono orgânico dissolvido lábil
COD <sub>R</sub>	=	carbono orgânico dissolvido refratário
COM	=	carbono orgânico mineralizado
COP	=	carbono orgânico particulado
COT	=	carbono orgânico total
Da	=	dáton
DBO	=	demanda bioquímica de oxigênio
k <sub>T</sub>	=	coeficiente global de perda de massa
k <sub>D</sub>	=	coeficiente de desoxigenação
MOD	=	matéria orgânica dissolvida
MOP	=	matéria orgânica particulada
MOS	=	matéria orgânica em suspensão
MOPG	=	matéria orgânica particulada grosseira
MOPF	=	matéria orgânica particulada fina
MS	=	material em suspensão
NOT	=	nitrogênio orgânico total
NIT	=	nitrogênio inorgânico total
N/P	=	razão nitrogênio inorgânico total / fósforo total dissolvido
OC	=	oxigênio consumido
O/C	=	relação estequiométrica oxigênio consumido por carbono orgânico mineralizado
OD	=	oxigênio dissolvido
PB	=	ponto barragem
PbP	=	ponto braço do rio Piracicaba
PbT	=	ponto braço do rio Tietê
PTD	=	fósforo total dissolvido
PP	=	precipitação
PS	=	peso seco
PT	=	fósforo total
TR	=	tempo de residência
UHE	=	Usina Hidrelétrica
Z <sub>DS</sub>	=	profundidade de desaparecimento do disco de Secchi
Ze	=	profundidade da zona eufótica

## RESUMO

Os estoques de compostos orgânicos dissolvidos dos ambientes aquáticos representam um dos maiores reservatórios de C orgânico ativo na biosfera. É amplamente aceito que a matéria orgânica dissolvida representa um componente dinâmico na interação entre geosfera, hidrosfera e biosfera e como tal, tem o potencial para influenciar o ciclo global do carbono. Talvez a mais importante característica da matéria orgânica dissolvida seja seu potencial de biodisponibilidade. Por se tratar de uma mistura complexa de compostos orgânicos, técnicas de ultrafiltração têm sido empregadas no fracionamento da MOD em compostos de diferentes massas moleculares visando melhor entendimento da sua dinâmica e utilização pelo bacterioplâncton. Nesse contexto, esse estudo teve como objetivo quantificar a variação sazonal das concentrações de carbono orgânico dissolvido, suas proporções de compostos de alta e baixa massas moleculares e verificar tais variações em função de algumas variáveis limnológicas num reservatório eutrofizado do rio Tietê (Barra Bonita, SP). Por meio de bioensaios em laboratório, visou ainda, determinar os coeficientes de perda de massa e as rotas de mineralização aeróbia de diferentes compostos dissolvidos (COD presente na água do reservatório, lixiviado das macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*) e suas frações de alta (> 10 kDa) e baixa (< 10 kDa) massas moleculares. Os resultados mostraram que as concentrações do COD foram maiores no período de chuvas, devido provavelmente ao aumento da produção primária (estimulada pela maior concentração de nutrientes, principalmente o fósforo) e entrada de material alóctone, com predomínio dos compostos de alta massa molecular. Nos bioensaios, os lixiviados apresentaram maiores coeficientes de perda de massa em relação ao COD presente na água do reservatório e a principal via de mineralização dos lixiviados foi a oxidação biológica/química rápida (fração lábil); a formação de COP gerou baixos rendimentos, sendo o lixiviado de *P. stratiotes* maior gerador de COP do que o de *E. crassipes*. Na decomposição, os compostos de baixa massa molecular dos lixiviados foram mais utilizados do que os de alta massa molecular, gerando maior demanda de oxigênio. No experimento de mineralização do COD do reservatório, a oxidação biológica e/ou química lentas (frações refratárias) foi a principal via de mineralização, a formação de COP apresentou baixos rendimentos e a demanda de oxigênio foi menor (em relação aos lixiviados). Os resultados indicaram possíveis variações no uso e destino do COD pelo bacterioplâncton de diferentes regiões do reservatório.



## ABSTRACT

The stocks of dissolved organic compounds from the aquatic environments represent one of the largest bulks of active organic C in the biosphere. It is thoroughly accepted that the dissolved organic matter represents a dynamic component in the interaction among geosphere, hydrosphere and biosphere and as such, has potential to influence the global carbon cycle. Perhaps the most important characteristic of the dissolved organic matter is its bioavailability potential. Due the complex mixture of organic compounds, ultrafiltration techniques have been used to fractionate DOM in compounds of different molecular weights seeking for better understanding of dynamic and bacterioplankton uptakes. In this context, this study aim to quantify the seasonal variation of dissolved organic carbon concentrations; the proportion of high and low molecular weight compounds and also to verify such variations in function of some limnological variables of an eutrophic tropical reservoir (Barra Bonita, SP). Also, through bioassays, to determine the loss mass coefficients and the degradation routes of different resources (DOC presents in reservoir's water and *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* leachates) and their high (> 10 kDa) and low (< 10 kDa) molecular weight fractions. The results showed that DOC concentrations were higher in the rainy season, probability due the increase in primary production (stimulated by the largest concentration of nutrients, mainly phosphorus) and allochthonous material input, with predominance of compounds of high molecular weight. In the bioassays, the leaching of aquatic macrophytes presented higher loss mass coefficients than DOC in the reservoir's water, which the main mineralization route was the fast oxidation biological/chemistry (labile fraction). The POC formation generated low yield, being *P. stratiotes* leacheate higher POC producer than *E. crassipes*. The leachates with low molecular weight compounds were more uptaken than high molecular weight and they generated higher oxygen demand. In the decomposition experiment of reservoir's DOC, the slow oxidation biological/chemistry (refractory fractions) was the main mineralization route, the POC formation presented low yield and the oxygen demand was smaller in relation to the leachates. The results indicated possible variations in the use and fate of DOC for the bacterioplankton of different areas of the reservoir.

## Sumário

1. Introdução.....	1
2. Hipótese.....	6
3. Objetivos.....	7
4. Materiais e Métodos.....	8
4.1. Área de estudo.....	8
4.2. Inventário limnológico.....	10
4.3. Bioensaios de degradação aeróbia do Carbono Orgânico Dissolvido.....	13
4.3.1. Bioensaio de degradação aeróbia do COD da água do reservatório.....	13
4.3.2. Bioensaio de degradação aeróbia do COD lixiviado de <i>Eichhornia crassipes</i> e <i>Pistia stratiotes</i> .....	23
5. Resultados.....	33
5.1. Inventário limnológico.....	33
5.2. Bioensaios de degradação aeróbia do COD.....	56
5.2.1. Bioensaio de degradação aeróbia do COD do reservatório.....	56
5.2.2. Bioensaio de degradação aeróbia do COD lixiviado de <i>Eichhornia crassipes</i> e <i>Pistia stratiotes</i> .....	64
6. Discussão.....	72
7. Conclusões.....	88
8. Referências.....	89
Anexos.....	103

## 1. INTRODUÇÃO

As construções de grandes reservatórios que tiveram início há 50 anos, foram vistas como solução para questões como: a geração de energia elétrica, o controle de enchentes, a irrigação e o abastecimento. Atualmente há mais de 40000 grandes reservatórios espalhados pelo mundo (WORLD COMMISSION ON DAMS, 2000). Como resultado, ocorreram grandes alterações nas características físicas, químicas e biológicas dos sistemas fluviais e conseqüentemente, em suas bacias hidrográficas.

A degradação da qualidade da água, resultante do desenvolvimento descontrolado e desordenado da civilização, está intimamente relacionada à falta de planejamento e ao mau uso das bacias hidrográficas (JØRGENSEN & VOLLENWEIDER, 2000); por exemplo: i) a excessiva perda de solos que sedimentam nos reservatórios, diminuindo sua capacidade e vida útil; ii) os despejos de compostos tóxicos que comprometem a utilização dos recursos relacionados ao reservatório; iii) os nutrientes presentes nos efluentes (industriais, agrícolas e domésticos) que causam a eutrofização, alterando completamente os ecossistemas aquáticos pelo crescimento intenso de fitoplâncton e macrófitas aquáticas, degradando a qualidade da água. Esses são alguns dos problemas que desafiam a sociedade em âmbito mundial, para que novos paradigmas sejam colocados em prática a fim de que os recursos naturais sejam melhor distribuídos, aproveitados e utilizados de forma sustentável.

Esse estudo teve como foco principal a interação entre o carbono orgânico dissolvido (COD) e bacterioplâncton. Uma vez que a flutuação do COD está diretamente relacionada ao estado trófico dos ecossistemas aquáticos e à natureza do aporte externo, o COD pode representar uma fonte vital de energia para a rede alimentar e, de maneira indireta, pode afetar variáveis como: pH, turbidez (produção primária), transparência. Pode, ainda,

facilitar a precipitação de nutrientes e catalisar complexos agregados com metais pesados, arrastando-os para o sedimento.

### *1.1. Carbono Orgânico Dissolvido (COD)*

Os fluxos do carbono dos continentes, através dos sistemas fluviais, para os oceanos e a atmosfera representam importantes vias no ciclo global do carbono. Os processos que controlam as distribuições das espécies de solutos nas águas dos ecossistemas aquáticos são estabelecidos pelo intemperismo, dentro da bacia hidrográfica e pelo transporte, via corredeiras. Sobrepostos aos processos físicos e geoquímicos básicos encontram-se a produção e a mineralização, geridas pela biota (terrestre e aquática). Esses fatores diferem entre as bacias hidrográficas, produzindo características químicas e biológicas que variam de um sistema para outro.

As matérias orgânicas dissolvidas e particuladas (MOD e MOP) nos sistemas aquáticos servem como importante substrato para os heterótrofos (VANNOTE *et al.*, 1980); provém de um integrado e contínuo registro dos processos que ocorrem dentro das bacias hidrográficas (MEYBECK, 1982), constituindo-se na maior fonte de carbono reduzido para os ecossistemas aquáticos (OLSON, 1985). As entradas de matéria orgânica dos ambientes terrestres (alóctone) subsidiam significativamente as atividades heterotróficas nos ambientes aquáticos (MAYER *et al.*, 1998); por sua vez, as entradas de nutrientes de fontes naturais e especialmente antropogênicas, favorecem a produção primária autóctone. De acordo com as escalas espaciais e temporais, a decomposição da matéria orgânica presente nos ambientes aquáticos tem conseqüências no modelo global do ciclo do carbono (STALLARD, 1998). Portanto, o entendimento dos processos que controlam as vias do carbono desde a origem até a mineralização final da matéria orgânica

é importante tanto em escala regional, quanto em escala global (RICHEY & VICTORIA, 1993).

Talvez a mais importante característica da matéria orgânica dissolvida seja o seu potencial de biodisponibilidade. A MOD ocorre como uma mistura de moléculas simples, biomacromoléculas complexas, seus produtos parciais de degradação e condensações moleculares. Essa mistura contém desde os materiais mais lábeis (*e.g.* aminoácidos livres, açúcares livres) até compostos relativamente refratários (*e.g.* substâncias húmicas). A fração dissolvida geralmente é considerada ser menor que 0,22  $\mu\text{m}$  (alguns pesquisadores consideram-na menor que 0,45  $\mu\text{m}$ ) e para melhor entendimento da composição e dinâmica da MOD, técnicas de ultrafiltração têm sido empregadas para separar e concentrar a MOD em várias frações contendo compostos de diferentes massas moleculares (HEDGES *et al.*, 1994; AMON & BENNER, 1996a; 1996b).

Baseado operacionalmente na filtração, as frações incluem material orgânico particulado grosseiro (MOPG) (63  $\mu\text{m}$  a 2 mm), material orgânico particulado fino (MOPF) (0,22  $\mu\text{m}$  a 63  $\mu\text{m}$ ) e material orgânico dissolvido (MOD) (< 0,22  $\mu\text{m}$ ). Como sumarizado por MAYORGA & AUFDENKAMPE (2002), essas diferentes classes de tamanho (massa) exibem distintas dinâmicas de transporte, padrões de degradação e características em suas composições (Figura 1).

Uma vez em solução, biomoléculas tais como proteínas e carboidratos são facilmente hidrolisadas (pelo menos parcialmente) por exoenzimas para subsequente consumo microbiano. Como resultado, a degradação tende a diminuir a biodisponibilidade e o tamanho (massa) dos compostos de alta massa molecular para formar compostos de baixa massa molecular (200 - 1000 Da) e com menor biodisponibilidade (AMON & BENNER, 1996a). Entretanto, a degradação de compostos orgânicos mediada pela atividade microbiológica e fotoquímica pode gerar um conjunto de moléculas ainda menores (< 200

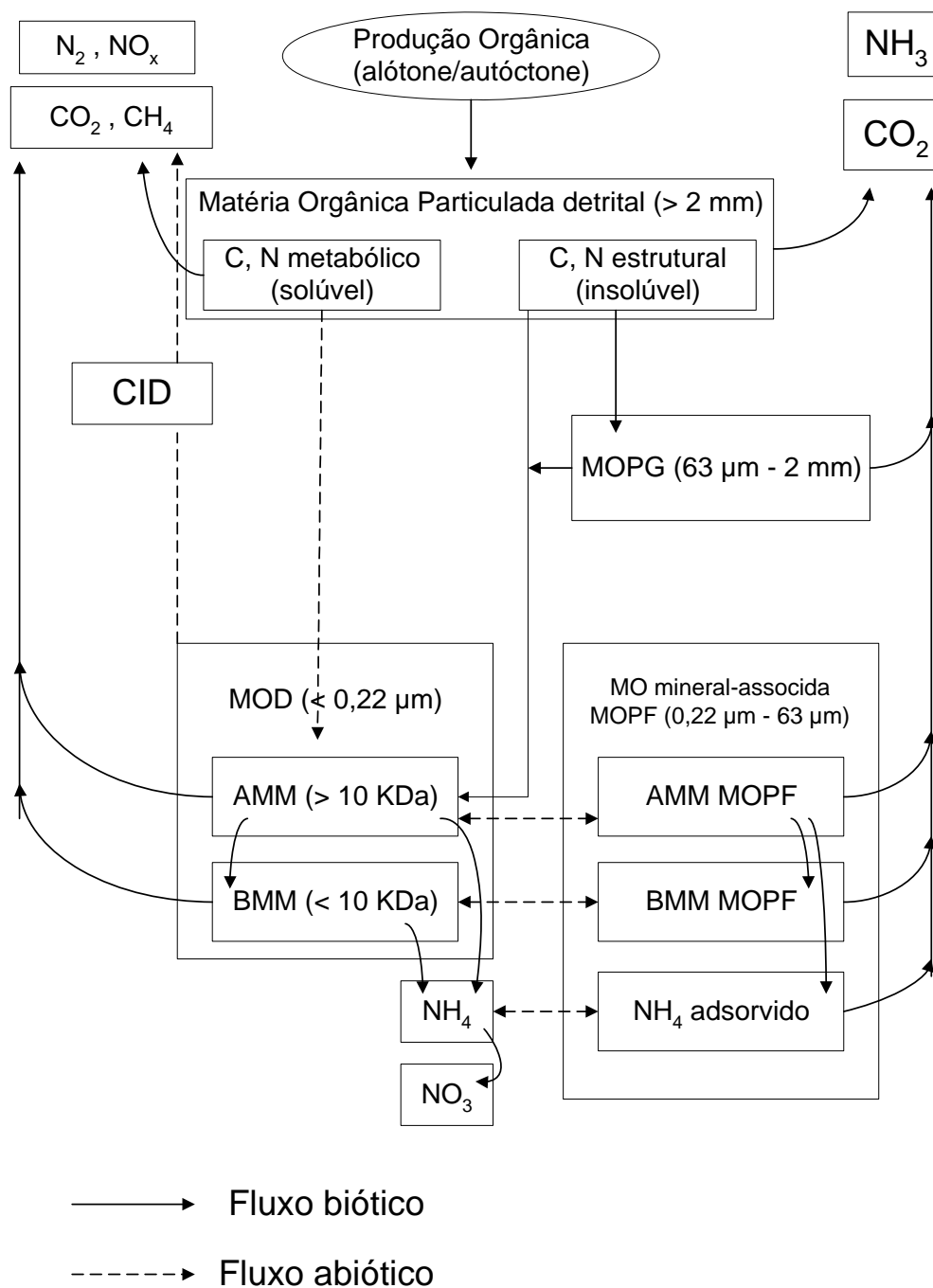


Figura 1: Frações da matéria orgânica nos ambientes aquáticos e suas interações (modificado de MAYORGA & AUFDENKAMPE, 2002).

Da) e extremamente lábeis (e.g. aminoácidos livres, açúcares livres, ácidos orgânicos como o ácido acético e ácido cítrico) (AMON & BENNER, 1996b; MORAN & ZEPP, 1997). Apesar dessa fração de compostos orgânicos (< 200 Da) representar uma

proporção excessivamente pequena da MOD total, esses compostos são extremamente biodisponíveis e podem direcionar significativamente os fluxos biológicos no sistema.

As proporções de compostos orgânicos dissolvidos de alta e baixa massas moleculares resultam de suas diferentes taxas de degradação; entretanto, processos como a coagulação e a dissolução da MOD dentro e fora de fases coloidais ou superfícies minerais complicam significativamente essa dinâmica, já que muitos desses processos respondem às variações de pH e às proporções de íons (polivalentes a monovalentes) em solução (tal como  $\text{Ca}^{+2}/\text{Na}^{+}$ ) (CHIN *et al.*, 1998; KAISER, 1998). Portanto, o conhecimento das variações e taxas de degradação das frações de alta e baixa massa molecular pode ser útil na predição (modelagem) do seu destino no ambiente (GRZYBOWSKI & PEMPKOWIAK, 2003).

Nesse contexto, fica explícita a necessidade do aumento do conhecimento sobre os processos ecológicos, pois a base para o desenvolvimento de um bom plano de gerenciamento dos recursos hídricos reside na informação pormenorizada das fontes de poluição e das características do ecossistema (JØRGENSEN & VOLLENWEIDER, 2000).

Com base nesses princípios e sabendo que o carbono orgânico dissolvido (COD) exerce um importante papel no reservatório de Barra Bonita (ANTONIO, 2004; ANTÓNIO, 2006), onde o estado trófico varia de eutrófico a hipereutrófico e, portanto, os processos de ciclagem de carbono são mais evidentes, nesse estudo propôs-se analisar as suas variações (quantitativas e qualitativas) durante um ciclo hídrico; e através de bioensaios em laboratório, estimar as taxas de utilização pelo bacterioplâncton de diferentes frações (alta e baixa massa molecular) do COD presentes na água do reservatório e dos lixiviados de duas espécies de macrófitas aquáticas de maior ocorrência na região próxima à barragem.

## **2. HIPÓTESE**

Considerando-se que o reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Barra Bonita, seja um ecossistema aquático eutrofizado e produtivo, no qual o carbono orgânico dissolvido exerce um relevante papel no metabolismo do sistema, esse trabalho teve como hipótese:

A concentração de carbono orgânico dissolvido (e suas proporções de compostos de alta e baixa massas moleculares) varia sazonalmente de acordo com o ciclo hídrico; e as taxas de utilização e rotas de degradação do COD e suas frações (alta e baixa massas moleculares) pelo bacterioplâncton são diferentes.



### 3. OBJETIVOS

O objetivo central deste trabalho foi quantificar para o reservatório de Barra Bonita a variação sazonal das concentrações de carbono orgânico dissolvido, as proporções de compostos de alta e baixa massas moleculares e verificar tais variações em função de algumas variáveis limnológicas. Visou, ainda, quantificar as taxas de utilização pelo bacterioplâncton de frações contendo compostos orgânicos dissolvidos de alta e baixa massas moleculares e fração integral (compostos orgânicos dissolvidos totais) de recursos do reservatório. Para tanto, os seguintes objetivos específicos foram selecionados:

- Quantificar as concentrações de carbono orgânico e algumas variáveis limnológicas, mensalmente, durante um ciclo sazonal.
- Determinar os coeficientes de perda de massa e de formação de produtos intermediários das diferentes frações (alta e baixa massas moleculares e integral) do COD presente no reservatório e verificar a influência do bacterioplâncton de regiões distintas do reservatório sobre esses processos.
- Determinar os coeficientes de perda de massa e de formação de produtos intermediários de diferentes frações (alta e baixa massas moleculares e integral) de compostos orgânicos dissolvidos dos lixiviados de duas espécies de macrófitas aquáticas presentes no reservatório.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. Área de estudo

O reservatório de Barra Bonita é o primeiro de um sistema de seis reservatórios em cascata ao longo do médio e baixo rio Tietê; é formado pela junção dos rios Tietê e Piracicaba (estado de São Paulo, Brasil) (Figura 2). A sua construção teve como propósito a geração de energia elétrica; porém, outros tipos de uso ocorrem, tais como: abastecimento de água, recreação, pesca, navegação e irrigação. O reservatório situa-se em uma região de transição entre o clima subtropical/tropical; a bacia hidrográfica concentra uma das regiões mais populosas do estado e é ocupada principalmente por monocultura de cana-de-açúcar. Os solos predominantes são latossolo vermelho distroférico e nitossolo vermelho distroférico, provenientes da formação Serra Geral, e latossolo vermelho-amarelo distrófico e argissolo vermelho-amarelo distrófico, provenientes da formação Botucatu (EMBRAPA, 1999). As estações do ano são definidas por dois períodos sazonais, um período de chuvas (setembro a março) e um período de seca (abril a agosto). Os principais fatores reguladores do sistema são as chuvas, vento e vazões (STRAŠKRABA & TUNDISI, 2000).

Durante o ano, a água do reservatório é permanentemente misturada devido à ação do vento, com elevadas concentrações de oxigênio dissolvido em toda a coluna d'água (CALIJURI & TUNDISI, 1990). O reservatório é polimítico, com freqüentes eventos de estratificações (química e térmica) de curta duração; é eutrófico, sendo que a entrada de nutrientes ocorre por meio de fontes difusas (atividades agrícolas de plantio de cana-de-açúcar e criação de gado) e fontes pontuais (descargas de esgotos) localizadas ao longo dos rios principais e seus tributários (CALIJURI & TUNDISI, 1990; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1990). A adução de fósforo é a principal causa da

eutrofização do reservatório (HENRY *et al.*, 1985). Na Tabela 1 estão resumidas as principais características do reservatório de Barra Bonita.

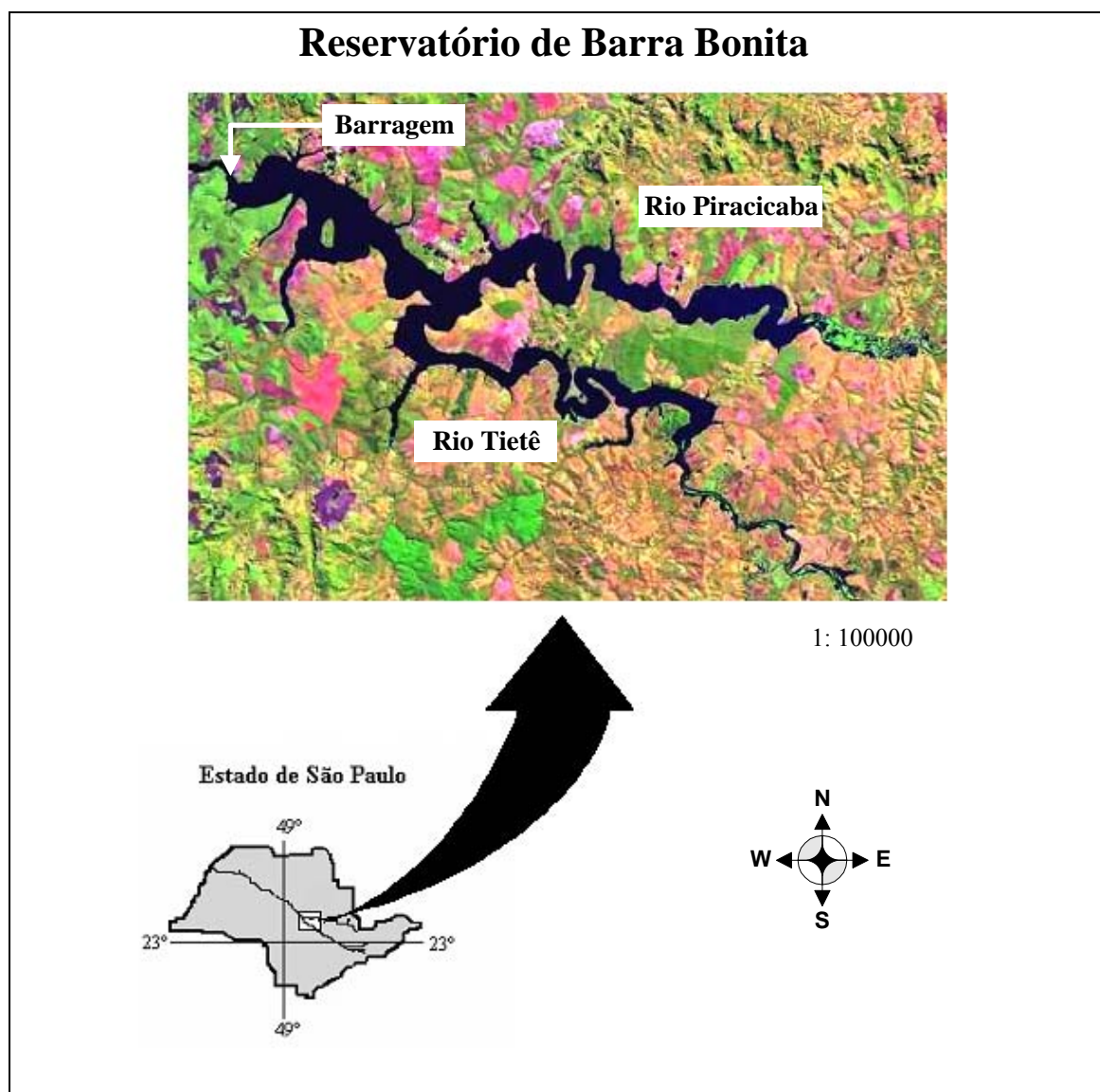


Figura 2: Localização do reservatório de Barra Bonita (região central do estado de São Paulo). Foto: EMBRAPA (2002).

Tabela 1: Características do reservatório de Barra Bonita (ANTONIO, 2004).

Coordenadas Geográficas	22° 29' - 22° 32' S e 48° 29' - 48° 34' W
Ano de construção	1963
Altitude	430 m
Área inundada	310 km <sup>2</sup>
Volume	3160 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Profundidade máxima	25 m
Profundidade média	10,2 m
Comprimento	80 km
Largura média	2 km
Flutuação anual do nível da água	5 m
Tempo de residência	30 dias a 6 meses
Classificação trófica	Hiper-eutrófico / eutrófico
Regime de circulação	Polimítico

#### 4.2. Inventário Limnológico

Mensalmente, durante o ano de 2006, algumas variáveis físicas, químicas e biológicas foram determinadas num ponto localizado na região limnética a 3,0 km a montante da barragem (22K0758436 UTM: 7504677). Para a temperatura, o pH e a condutividade elétrica foram realizadas três leituras na mesma profundidade com sonda múltipla (Horiba U-10) a cada 1 metro de profundidade. O oxigênio dissolvido foi quantificado pelo método Winkler (MORAES, 2001), com duas repetições a cada 1 metro de profundidade. A profundidade da zona eufótica foi determinada com o disco de Secchi, multiplicando-se a profundidade do disco de Secchi pelo fator de conversão (2,45) obtido dos levantamentos realizados por ANTONIO (2004) e GOUVÊA (2004). Os conteúdos de carbono orgânico (total e dissolvido) e carbono inorgânico (total e dissolvido) foram determinados em três profundidades da coluna d'água ( $Z = 0,5$  m,  $Z_{MAX}/2$  e  $Z_{MAX} - 0,5$  m), para tanto, amostras de água foram coletadas

com garrafa de Van Dorn e acondicionadas em tubos de ensaio, as amostras foram mantidas a aproximadamente 4 °C até serem submetidas à análise (menos de 24 horas). As concentrações de carbono das amostras foram determinadas (n = 4) por combustão e detecção por infravermelho (*Total Organic Carbon Analyser Shimadzu*, modelo 5000A). Para as determinações das concentrações de carbono orgânico dissolvido e carbono inorgânico dissolvido, as amostras foram filtradas em membrana com poros de 0,22 µm (Millipore - acetato/éster de celulose), o carbono particulado foi determinado da diferença entre as concentrações de carbono total e dissolvido carbono dissolvido.

As análises de variáveis químicas (material em suspensão (n = 3), DBO<sub>5</sub> (n = 3), P-fósforo (total e dissolvido) (n = 2) (APHA, 1999), nitrogênio orgânico total (n = 2) (GOLTERMAN *et al.*, 1978), N-amônia (n = 2) (KOROLEFF, 1976), N-nitrato (n = 2) (MACKERETH *et al.*, 1978), N-nitrito (n = 2) (GOLTERMAN *et al.*, 1978) e percentagem de compostos orgânicos dissolvidos (< 0,22 µm) de alta (> 10 kDa) e baixa (< 10 kDa) massas moleculares (n = 4)) foram determinados a partir de amostras de água integrada de três profundidades (Z = 0,5 m, Z<sub>MAX</sub>/2 e Z<sub>MAX</sub> - 0,5 m). As amostras de água para análise dos nutrientes e de compostos orgânicos dissolvidos (de alta e baixa massas moleculares) foram congeladas para posterior análise. Para determinação das massas moleculares dos compostos orgânicos dissolvidos, 1 litro de água filtrada (membrana com poros de 0,22 µm) foi fracionado por ultrafiltração tangencial em cartuchos de fibras ocas com membranas de poros de 10 kDa (*A/G Technology Corporation*), sendo os conteúdos de carbono orgânico das frações determinados por combustão (TOC-5000A, Shimadzu). Para a determinação da DBO<sub>5</sub> e do material em suspensão (orgânico e total) (n = 3), os procedimentos analíticos foram realizados imediatamente após a chegada das amostras de água ao laboratório.

Os dados de precipitação pluviométrica, média diária da vazão efluente e afluyente foram fornecidos pela administradora da usina hidroelétrica (AES Incorporation), dados estes

coletados pela estação meteorológica da UHE de Barra Bonita (SP). O tempo de residência da água foi calculado pela Equação 1 (STRAŠKRABA & TUNDISI, 2000):

$$R = V/Q \quad (1),$$

em que:

V = volume do reservatório (m<sup>3</sup>);

Q = média diária da vazão afluyente (m<sup>3</sup>/s) multiplicada 86400 (número de segundos do dia).

#### *4.2.1. Modelagem matemática e análises estatísticas*

As variações temporais da temperatura, pH, condutividade elétrica, OD, COT, COD, CIT e CID foram verificadas pela análise de variância não paramétrica (Kruskall-Wallis). Todos os testes estatísticos foram considerados significativos se  $p < 0,05$  (ZAR, 1996).

##### *4.2.1.1. Análise das Componentes Principais (ACP)*

A análise de componentes principais é um método de ordenação que consiste em simplificar, condensar e representar sinteticamente grandes conjuntos de dados (VALENTIN, 2000), com isso, a ordenação dos meses em função da variabilidade dos dados limnológicos (padronizados) foi verificada através da análise das componentes principais; complementarmente, realizou-se uma Análise de Cluster Aglomerativa Hierárquica (ACH) para os fatores gerados pela ACP.

##### *4.2.1.2. Análise de regressão múltipla*

Para verificar quais variáveis correlacionaram-se com as variações de COD, COP e os compostos orgânicos de alta e baixa massa molecular (variáveis dependentes) durante o ciclo anual, a análise de regressão múltipla (*Stepwise*) foi aplicada para seleção das variáveis

capazes de reduzir o resíduo. Posteriormente, realizou-se uma análise de regressão múltipla robusta com as variáveis selecionadas anteriormente, para obtenção de seus coeficientes de correlação. Assim, para cada variável dependente (COD, COP, AMM e BMM), foi gerada uma equação matemática que estabelece suas variações em função das variáveis selecionadas pela análise de regressão múltipla (*Stepwise*).

#### *4.3. Bioensaios de degradação aeróbia do Carbono Orgânico Dissolvido*

Em laboratório foram realizados dois experimentos de degradação (aeróbia) do COD, abordando a utilização e o destino do COD pelo bacterioplâncton de diferentes recursos provenientes do reservatório. No primeiro, investigou-se a utilização do COD da água do reservatório pelo bacterioplâncton, de três locais (próximo à barragem, braço do rio Tietê e braço do rio Piracicaba). No segundo, investigou-se a utilização do COD proveniente dos lixiviados de *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*, pelo bacterioplâncton.

##### *4.3.1. Bioensaio de degradação aeróbia do COD da água do reservatório*

###### *4.3.1.1. Coleta de amostra e obtenção das frações de COD*

Para obtenção do COD dos experimentos de degradação aeróbia, foram realizadas duas coletas de água no reservatório (setembro e novembro de 2005) em um ponto localizado 3 km a montante da barragem (22K0758436 UTM: 7504677), na região limnética, em três profundidades ( $Z = 0,5$  m,  $Z = 9$  m e  $Z = 18$  m). Após a coleta as amostras foram misturadas. As amostras de água (60 litros) foram filtradas em membrana de fibra de vidro (trama nominal:  $1,2 \mu\text{m}$ , GF/C-Whatman) e concentradas em evaporador rotatório ( $\approx 40$  °C), elevando a concentração de COD em aproximadamente três vezes ( $\approx 20 - 30 \text{ mg C L}^{-1}$ ). As amostras concentradas foram dessalinizadas com resinas de troca iônica (AG2X8 - aniônica e AG50W - catiônica); posteriormente foram filtradas em membrana com porosidade de 0,22

$\mu\text{m}$  (Millipore - acetato/éster de celulose) e estocadas no escuro a 4 °C (THACKER *et al.*, 2005) (Figura 3). Para a execução do experimento, 15 L da amostra concentrada foram fracionados em compostos de alta massa molecular-AMM ( $> 10$  kDa) e de baixa massa molecular-BMM ( $< 10$  kDa) por ultrafiltração tangencial em cartuchos de fibras ocas com membranas de poros de 10 kDa (A/G Technology Corporation), os 5 L restantes foram mantidos inalterados (COD integral) (Figura 4).

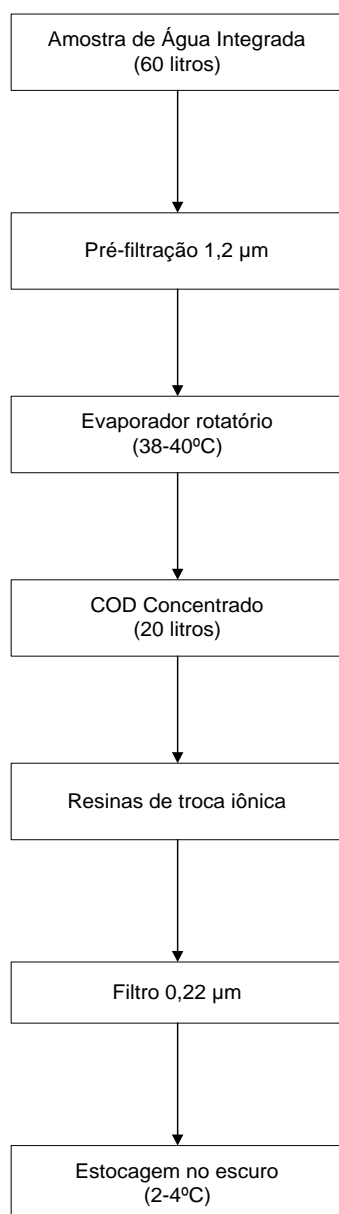


Figura 3: Representação esquemática do processo de concentração do COD.



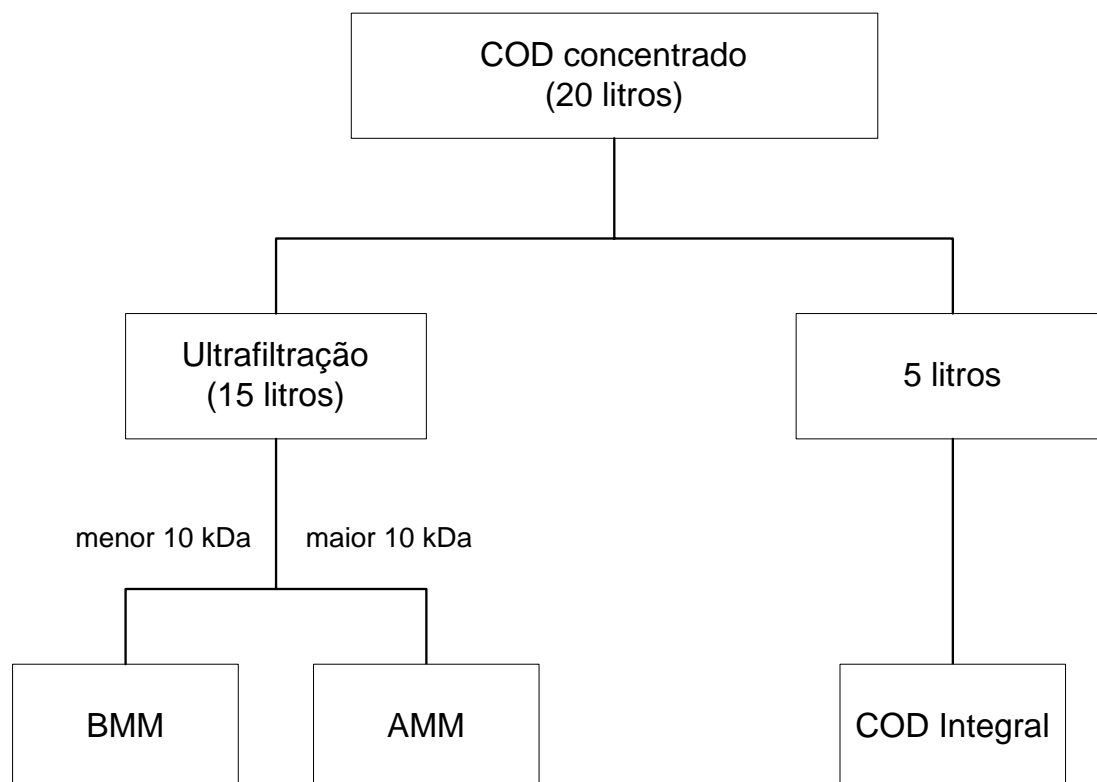


Figura 4: Representação esquemática do fracionamento do COD em compostos de alta e baixa massas moleculares.

#### 4.3.1.2. Experimento de degradação aeróbia do COD

Os experimentos de degradação aeróbia das diferentes frações do COD (AMM, BMM e integral) basearam-se na utilização das diferentes frações de carbono pelo bacterioplâncton; para tanto, incubações contendo as diferentes frações de COD foram inoculadas com o bacterioplâncton coletado em três pontos do reservatório.

As amostras de água e de sedimento utilizadas na preparação dos inóculos de bacterioplâncton foram coletadas em abril de 2006 em três pontos do reservatório (Figura 5): corpo central próximo à barragem (PB) (22K0758436 UTM: 7504677), braço do rio Tietê (PbT) (22K0773248 UTM: 7490834) e braço do rio Piracicaba (PbP) (22K0782423 UTM: 7496985). As amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn em três profundidades (superfície, meio e fundo), na região limnética e posteriormente, filtradas em lâ

de vidro e misturadas (integradas); o sedimento foi coletado com draga Eckman-Birge. Os inóculos foram preparados das misturas de amostras de água filtrada em 1,2  $\mu\text{m}$  (GF/C-Whatman) e sedimento ( $\approx 50$  g peso fresco) de cada ponto de amostragem, em frascos de 500 ml.

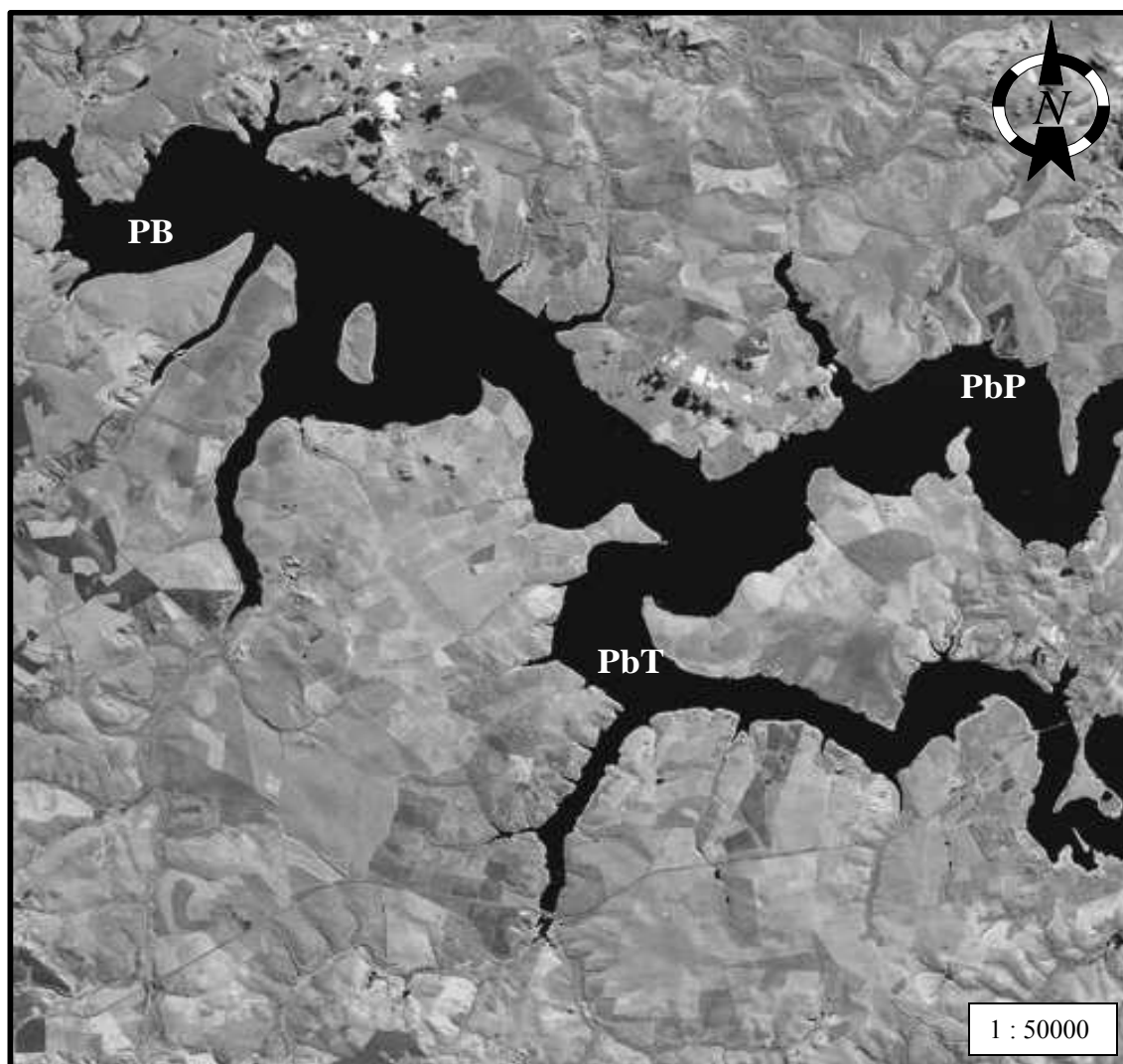


Figura 5: Pontos de coleta dos inóculos (PB = ponto próximo à Barragem; PbT = ponto braço do rio Tietê; PbP = ponto braço do rio Piracicaba). Foto: EMBRAPA (2002).

Na execução do experimento, para cada fração de COD foram preparados dois frascos (500 ml) para o monitoramento das concentrações de carbono e dois (300 ml) para o monitoramento do consumo de oxigênio dissolvido (DBO). Os frascos foram incubados no

escuro, em temperatura controlada de  $21 \pm 1,6$  °C, durante 120 dias (Figura 6). Inicialmente, todas as soluções foram borbulhadas com ar filtrado até que as concentrações de oxigênio dissolvido chegassem à saturação. Em todas as incubações, as concentrações de oxigênio dissolvido foram sempre mantidas acima de  $2 \text{ mg L}^{-1}$ ; para tanto, as soluções foram periodicamente submetidas à aeração. Toda vidraria utilizada foi previamente lavada com solução de HCl 10% (24 horas) e os frascos utilizados nas incubações foram calcinados ( $550$  °C, 2 horas), para eliminação de quaisquer resíduos de matéria orgânica.

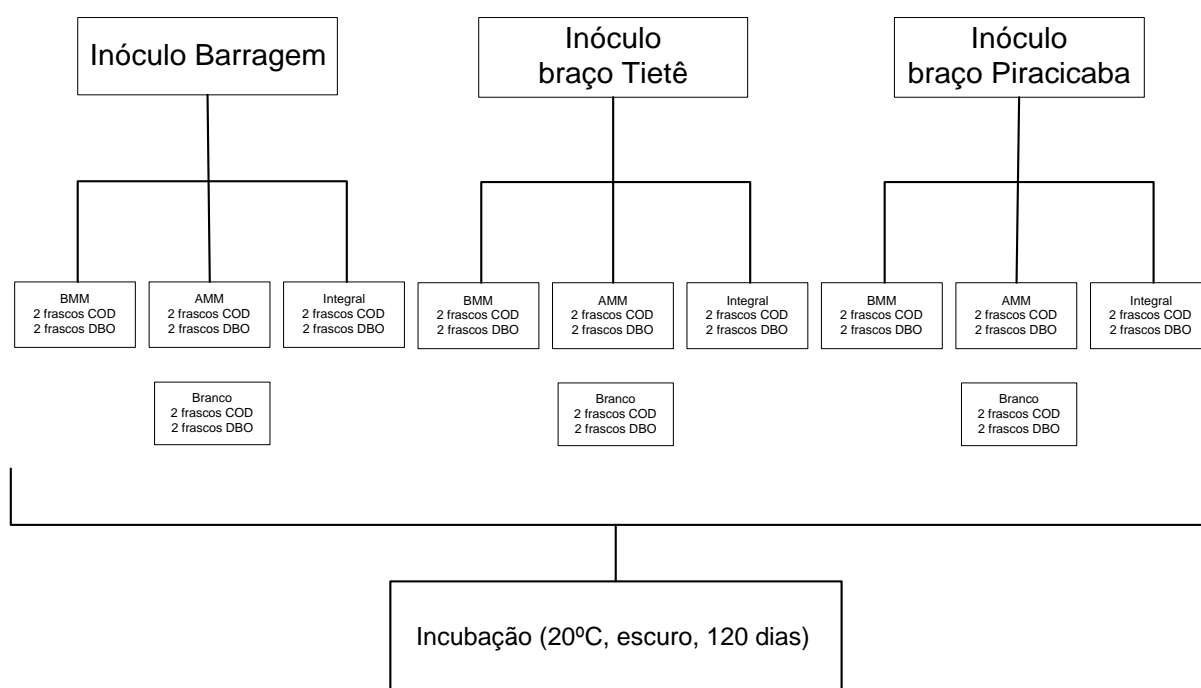


Figura 6: Representação esquemática da montagem das câmaras de decomposição do COD do reservatório.

Na coleta dos inóculos (abril/2006), nos três pontos de amostragem, foram determinadas, a cada metro de profundidade, as seguintes variáveis: pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica com sonda múltipla (Horiba U-10), e profundidade do disco de Secchi. No laboratório foram determinados na amostra de água integrada ( $n = 2$ ): material em suspensão,  $\text{DBO}_5$ , P-fosfato (total e dissolvido) (APHA, 1999), nitrogênio orgânico total

(GOLTERMAN *et al.*, 1978), N-amônia (KOROLEFF, 1976), N-nitrato (MACKERETH *et al.*, 1978) e N-nitrito (GOLTERMAN *et al.*, 1978) e as concentrações de carbono (total, orgânico e inorgânico), obtidas por combustão e detecção por infravermelho (*Total Organic Carbon Analyser* Shimadzu, modelo 5000A).

No período de cento e vinte dias, alíquotas ( $\approx 7$  ml) foram periodicamente retiradas das incubações para as determinações das concentrações de carbono. Após, as amostras foram filtradas em membrana de éster de celulose ( $0,22 \mu\text{m}$ ; Millipore) e novamente submetidas às determinações de carbono. Todas as amostras foram analisadas em duplicatas. As estimativas das concentrações de carbono orgânico particulado (COP) foram efetuadas das diferenças entre as concentrações de carbono orgânico total (COT) e COD. Neste estudo admitiu-se que as concentrações de COP ( $> 0,22 \mu\text{m}$ ) fossem equivalentes à biomassa de microrganismos, agregados e colóides formados durante o período de incubação (WELLS *et al.*, 2000). Nos experimentos de consumo de oxigênio, as variações das concentrações de oxigênio dissolvido (frascos de DBO) foram periodicamente determinadas com oxímetro (YSI, modelo 58) (Figura 7).

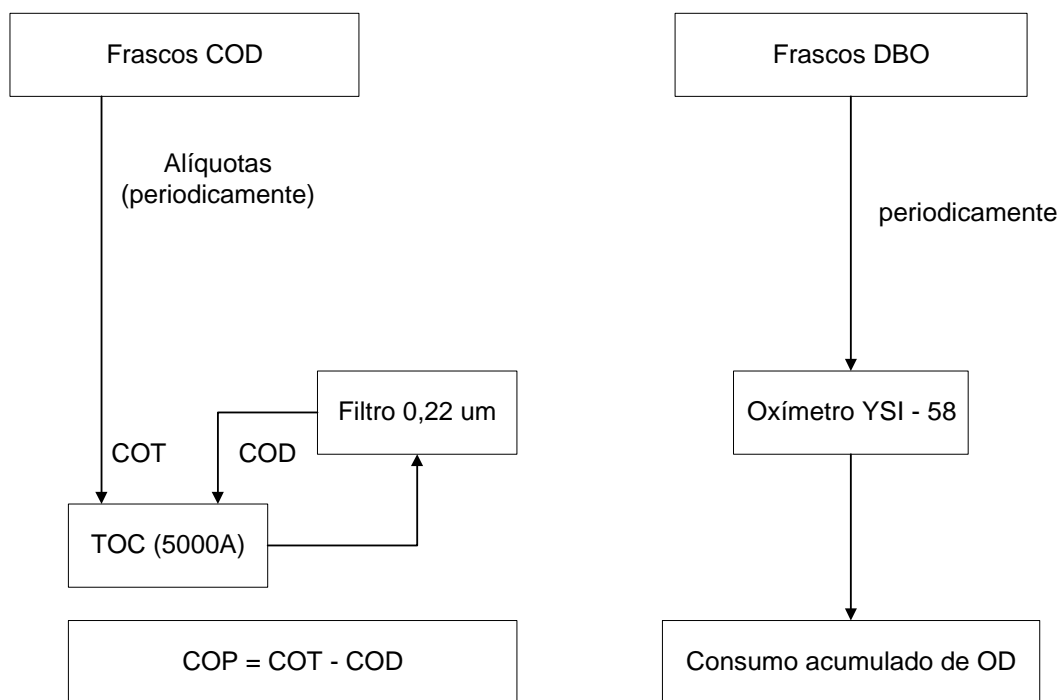


Figura 7: Representação esquemática das análises de carbono e oxigênio dissolvido.

#### 4.3.1.3. Modelagem matemática e análises estatísticas

O modelo utilizado nesse estudo (Figura 8) admite duas rotas de perda de massa do COD; uma rápida, decorrente das oxidações dos compostos lábeis e das conversões de compostos em COP e outra lenta, envolvida com as conversões dos compostos refratários (PERET & BIANCHINI Jr., 2004).

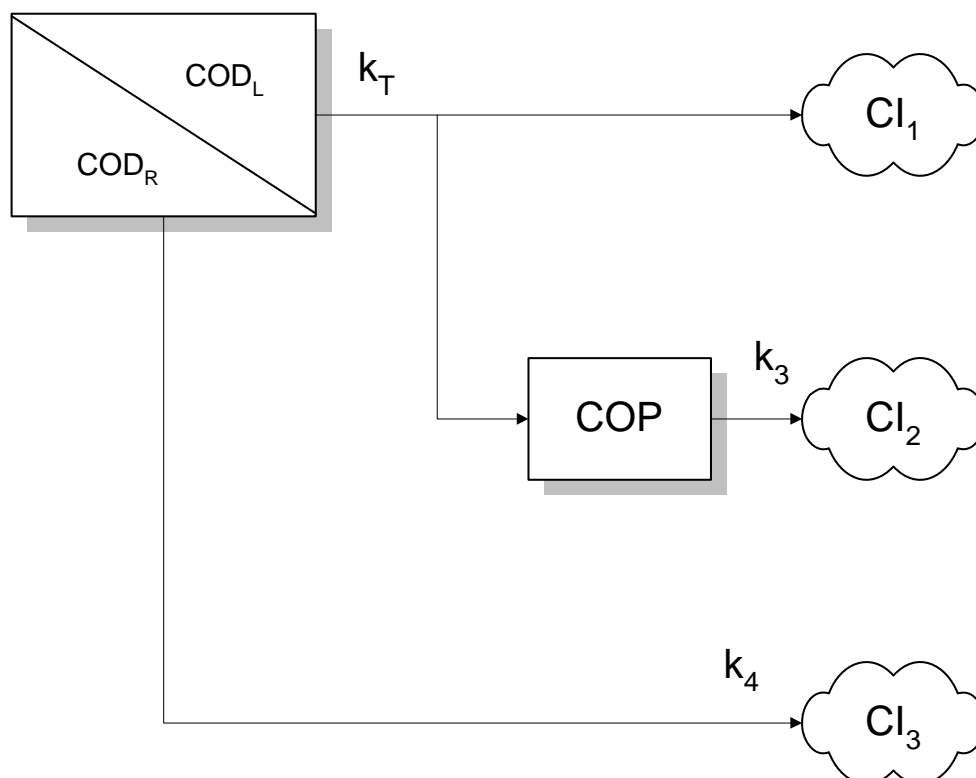


Figura 8: Modelo cinético da mineralização do COD; em que:  $COD_L$  = carbono orgânico dissolvido lábil;  $COD_R$  = carbono orgânico dissolvido refratário; COP = carbono orgânico particulado; CI = carbono inorgânico (*e.g.*,  $CO_2$ ,  $H_2CO_3$ ,  $HCO_3^-$ ,  $CO_3^{2-}$ );  $k_T$  = coeficiente de perda de massa do COD lábil ( $k_T = k_1 + k_2$ ;  $k_1$  = coeficiente oxidação (biológica e/ou química);  $k_2$  = coeficiente de formação do COP);  $k_4$  = coeficiente de oxidação do COD refratário ( $dia^{-1}$ ).

Os coeficientes de perda de massa das diferentes frações do COD, formação de COP e consumo de oxigênio dissolvido foram determinados dos ajustes das variações das concentrações de COD, COP e OC (oxigênio consumido) a modelos cinéticos de primeira ordem (PERET & BIANCHINI Jr., 2004), representados pelas Equações 2 a 8; para tanto, utilizou-se um método iterativo (algoritmo de Levenberg-Marquardt), (PRESS *et al.*, 1993).

*Perda de massa global (Bifásico).*

$$d[\text{COD}]/dt = -k_T [\text{COD}_L] - k_4 [\text{COD}_R] \quad (2),$$

em que:

COD = concentração de carbono orgânico dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$\text{COD}_L$  = quantidade de carbono orgânico dissolvido lábil ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$\text{COD}_R$  = quantidade de carbono orgânico dissolvido refratário ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$k_T$  = coeficiente de perda de massa do COD lábil ( $\text{dia}^{-1}$ ); ( $k_T = k_1 + k_2$ ;  $k_1$  = coeficiente oxidação biológica e/ou química;  $k_2$  = coeficiente de formação do COP);

$k_4$  = coeficiente de oxidação do COD refratário ( $\text{dia}^{-1}$ );

$e$  = base logaritmo natural;

$t$  = tempo.

*1ª rota: Formação de Carbono Inorgânico ( $\text{CI}_1$ ) a partir dos processos rápidos (oxidações biológicas e químicas)*

$$\text{CI}_1 = k_1/k_T (-k_T [\text{COD}_L]) \quad (3),$$

em que:

$\text{CI}_1$  = formação do carbono inorgânico através da 1ª rota ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

*2ª rota: Formação de Carbono Inorgânico ( $\text{CI}_2$ ) a partir do Carbono Orgânico Particulado*

$$\text{COP} = k_2/k_T (-k_T [\text{COD}_L]) \quad (4),$$

$$CI_2 = k_3 [COP] \quad (5),$$

em que:

COP = concentração de carbono orgânico particulado ( $\text{mg L}^{-1}$ )

$CI_2$  = formação de carbono inorgânico a partir da 2ª rota ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$k_3$  = coeficiente de mineralização do COP ( $\text{dia}^{-1}$ ).

*3ª rota: Formação de Carbono Inorgânico ( $CI_3$ ) a partir dos processos lentos ( $COD_R$ )*

$$CI_3 = k_4 [COD_R] \quad (6),$$

em que:

$CI_3$  = formação de carbono inorgânico a partir da 3ª rota ( $\text{mg L}^{-1}$ );

Os valores de oxigênio dissolvido consumido nas incubações foram ajustados de acordo com a equação 7, que representa as três rotas de mineralização admitidas no modelo:

$$OC = Y_1 (k_1/k_T) (-k_T [COD_L]) + Y_2 k_3 [COP] + Y_3 k_4 [COD_R] \quad (7),$$

em que:

OC = quantidade de oxigênio consumido ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$Y_1$  = coeficiente estequiométrico da relação O/C na mineralização do  $COD_L$ ;

$Y_2$  = coeficiente estequiométrico da relação O/C na mineralização do COP;

$Y_3$  = coeficiente estequiométrico da relação O/C na mineralização do  $COD_R$ ;



A partir dos dados obtidos dos ajustes cinéticos, a quantidade de carbono orgânico mineralizado (COM) foi calculada (Equação 8):

$$COM = COD_0 - (COD + COP) \quad (8),$$

em que:

$COD_0$  = concentração inicial de COD ( $mg L^{-1}$ ).

Os coeficientes estequiométricos globais (O/C) foram calculados a partir dos consumos de oxigênio e de carbono orgânico no 120º dia de experimento. As curvas de COD, COP e OC dos ajustes cinéticos foram comparadas entre si (AMM, BMM e integral) e entre os pontos de amostragem (PB, PT, PP) com o teste Kruskal-Wallis (ANOVA não paramétrica). Os dados de COD, COM e COP foram normalizados em função da concentração inicial de COD nas incubações. Todos os resultados foram considerados significativos se  $p < 0,05$  (ZAR, 1996).

#### 4.3.2. Bioensaio de degradação aeróbia do COD lixiviado de *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*

##### 4.3.2.1. Caracterização das espécies de macrófitas aquáticas

###### ➤ *Eichhornia crassipes* (aguapé, water hyacinth)

Reino	Plantae
Filo	Magnoliophyta
Classe	Liliopsida
Ordem	Liliales
Família	Pontederiaceae

O gênero *Eichhornia* são plantas aquáticas flutuantes. São caracterizadas por folhas pecioladas, com bainha larga que envolve o caule na base, sagitadas ou ovaladas e em certos casos com pecíolo inflado. Possui inflorescência espiciforme protegida na base por uma

bainha foliar espatácea. Perianto composto de 6 elementos, todos corolinos. O ovário é unilocular e possui apenas 1 óvulo. Sua reprodução pode ser sexuada e/ou vegetativa, sendo essa última de maior importância, pois sob condições favoráveis de nutrientes permite uma rápida propagação (JOLY, 1975).

De acordo com BARRET (1989) *E. crassipes* (Figura 9) é originária da bacia amazônica; porém, está disseminada nos cinco continentes. Essa planta tem se tornado uma das mais sérias ervas daninhas em ambientes aquáticos. Devido sua alta taxa de crescimento, que em condições favoráveis pode ter sua biomassa duplicada em 6-18 dias (LINDSEY & HIRT, 1999); a formação de bancos pode comprometer a utilização do recurso hídrico e provocar alterações drásticas no ecossistema, colocando habitats e espécies nativas em risco.

Águas ricas em nutrientes (particularmente: nitrogênio, fósforo e potássio) estimulam o crescimento dessa espécie; no entanto, essas plantas não toleram águas salobras (HOLM *et al.*, 1991); portanto, a salinidade limita sua distribuição. *E. crassipes* pode tolerar flutuações extremas do nível d'água e variações sazonais na velocidade do fluxo, grandes variações da disponibilidade de nutrientes, pH, temperatura e substâncias tóxicas (GOPAL, 1987).

Modificações de ecossistemas, envolvendo a construção de canais de irrigação, barragens (hidroelétricas), lagos artificiais têm produzido áreas particularmente susceptíveis a invasão por *E. crassipes* (TOFT, 2000). Grandes bancos dessa macrófita se desenvolvem impedindo a navegação, a pesca e a recreação; podem causar, ainda, entupimento de canais, de bombas de irrigação e de tomadas de água de usinas hidroelétricas. Podem, também, proporcionar locais favoráveis ao desenvolvimento de mosquitos vetores de doenças. Os bancos reduzem a penetração da luz na coluna d'água e também, a quantidade de oxigênio dissolvido, pela diminuição da área superficial de trocas gasosas na interface ar-água e principalmente durante sua decomposição, podendo alterar significativamente a fauna e flora aquática.

A utilização de *E. crassipes* como planta ornamental em tanques e jardins botânicos é um dos principais fatores de propagação da espécie. Embarcações, equipamentos aquáticos, correntes de água e pássaros podem transportar as plantas, fragmentos, sementes e estolões.

As estratégias de controle podem ser feitas pela redução do suprimento de nutrientes (tratamento de esgotos), pela remoção física (mecânica ou manual) e pelo uso de agentes químicos (herbicidas) e biológicos (introdução de organismos controladores). Por outro lado, *E. crassipes* tem sido utilizada na remoção de nutrientes e metais pesados de águas residuais (biorremediação), como fertilizante orgânico e na alimentação de animais (JIANQING *et al.*, 2001).

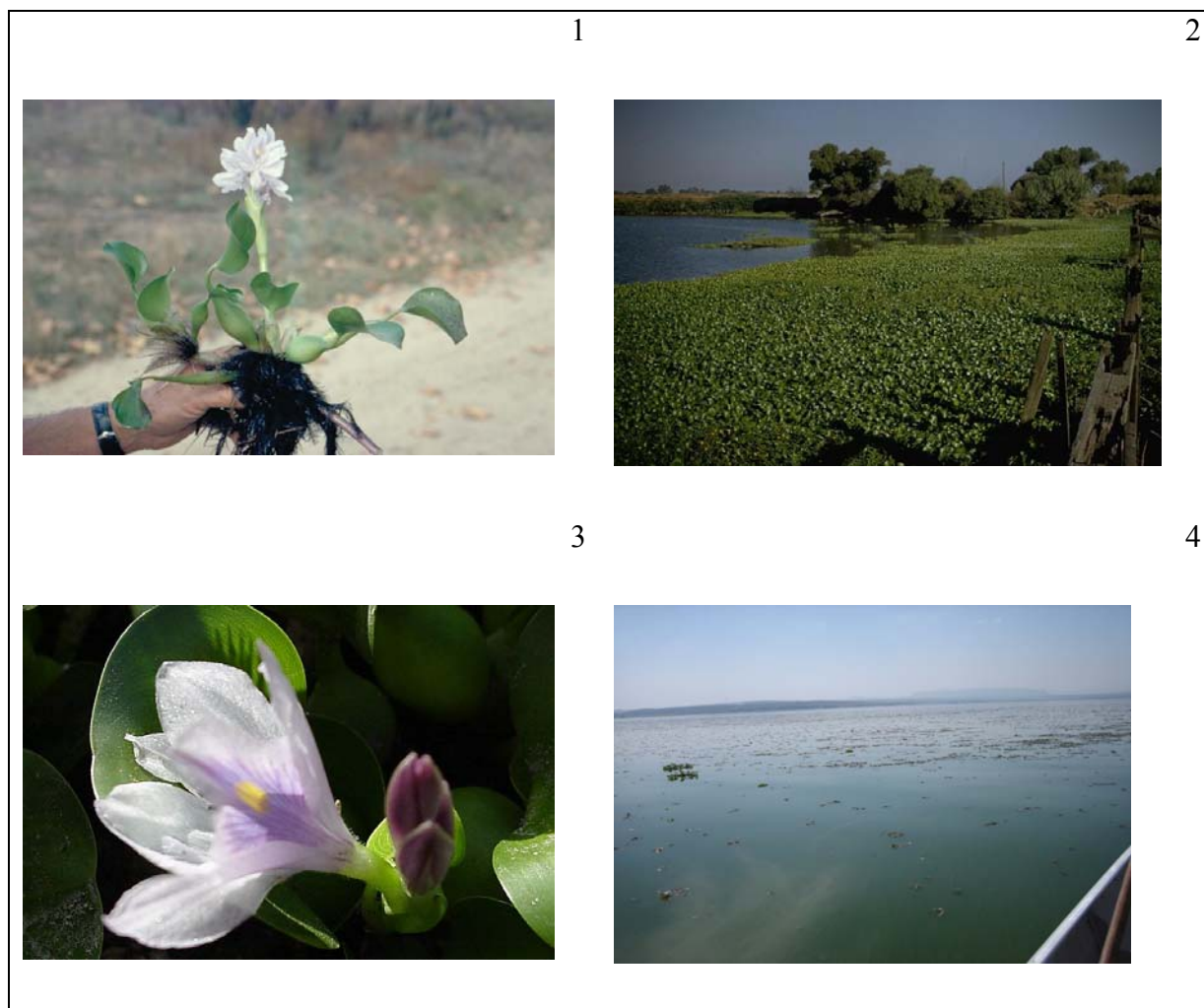


Figura 9: *Eichhornia crassipes*: (1) planta inteira; (2) banco de *E. crassipes*; (3) flor; (4) na região próxima ao ponto de coleta no reservatório de Barra Bonita. Fotos 1, 2 e 3 (IFAS, 2007).

➤ *Pistia stratiotes* (alface d'água, *water lettuce*)

Reino	Plantae
Filo	Magnoliophyta
Classe	Liliopsida
Ordem	Arales
Família	Araceae

O gênero *Pistia*, com apenas uma espécie, é um dos poucos exemplos de plantas aquáticas da família Araceae. Constituem-se de plantas flutuantes, com caules estonolíferos, raízes pilosas adventícias e coifas bem desenvolvidas. Folhas sésseis em roseta. Inflorescência de 1 a 2 cm e flores pequenas e brancas envoltas por uma pequena bráctea esverdeada, pilosa, inserida na base das folhas, 0,3 a 1cm de comprimento. Bráctea ligada ao meio formando dois compartimentos, o superior com flores masculinas e o inferior com flores femininas. Flor masculina com filetes fundidos formando coluna, anteras amarelas livres; flor feminina com estigma branco, estilete curto, ovário unilocular (JOLY, 1975).

*P. stratiotes* (Figura 10) tem provavelmente sua origem na América do Sul (RIVERS, 2002), sua distribuição se dá principalmente nas regiões tropicais e subtropicais (GLAZIER, 1996), tendo uma temperatura ótima de crescimento entre 22-30 °C (KASSELMANNY, 1995). Sua reprodução pode ser vegetativa ou sexuada; em condições favoráveis propaga-se rapidamente devido ao grande número de estolões que promovem a reprodução vegetativa, em detrimento da sexuada (BEZERRA & FRANÇA, 1999), podendo formar densos bancos na superfície de lagos, reservatórios, canais e outros corpos d'água (RIVERS, 2002). A formação de bancos pode tornar a navegação, a pesca e demais atividades aquáticas impraticáveis; pode ocasionar perda de diversidade biológica, diminuindo o número de espécies nativas; alteram as características químicas e físicas da água; por exemplo: diminuindo a quantidade de oxigênio dissolvido durante sua decomposição e promovendo o entupimento de canais, bombas de irrigação e grades de proteção de turbinas hidroelétricas. A utilização de *P. stratiotes* como planta ornamental é uma das principais formas de propagação

da espécie, o transporte por embarcações e por equipamentos aquáticos também contribuem para a sua propagação.

O controle da população de *P. stratiotes* pode ser feito pela remoção com rede ou maquinário apropriado, pela utilização de herbicidas e, ainda, por controle biológico. Na Austrália foi utilizado um besouro (*Neohydronomus affinis*) para o controle. Duas espécies de mariposa (*Spodoptera pectinicornis* e *Samea multiplicalis*) também têm sido avaliadas no controle das populações dessas plantas (RIVERS, 2002).



Figura 10: *Pistia stratiotes*: (1) planta inteira; (2) banco de *Pistia stratiotes*; (3) flor; (4) na região próximo ao ponto de coleta no reservatório de Barra Bonita. Fotos 1, 2 e 3 (IFAS, 2007).

#### 4.3.2.2. Obtenção e fracionamento dos lixiviados de *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*

As duas espécies de macrófitas aquáticas (*P. stratiotes* e *E. crassipes*) empregadas nesse estudo foram coletadas ao longo do reservatório. As plantas foram levadas ao laboratório e lavadas em água corrente para a remoção de material aderido. Em seguida, foram expostas ao sol (durante 2 dias) e após, foram mantidas em estufa (50 °C) por 48 horas, para secagem. Depois de secas foram trituradas (utilizando-se o moinho do tipo *Willye*) e embaladas em papel alumínio para esterilização em autoclave (15 min, 1 atm, 121 °C; (WARD & JOHNSON, 1996).

Para as obtenções dos lixiviados foram realizadas infusões com as plantas esterilizadas e água (destilada e esterilizada) na proporção de 10 g (PS) L<sup>-1</sup>, durante 24 horas a 4 °C (MøLLER *et al.*, 1999). Após esse período, essas soluções (3 litros para cada espécie) foram submetidas à pré-filtragem (utilizando-se papel de filtro) e em seguida, filtro com trama de 1,2 µm (GF/C-Whatman). Posteriormente, os lixiviados foram filtrados em membrana de éster celulose 0,22 µm (Millipore), para obtenção da fração dissolvida (COD).

Os lixiviados filtrados (2 L) foram fracionados em compostos de alta (> 10 kDa) e baixa massa molecular (< 10 kDa) por ultrafiltração tangencial em cartuchos de fibras ocas com membranas de poros de 10 kDa (*A/G Technology Corporation*) e 1 L restante foi mantido na forma integral (COD integral) (Figura 11).

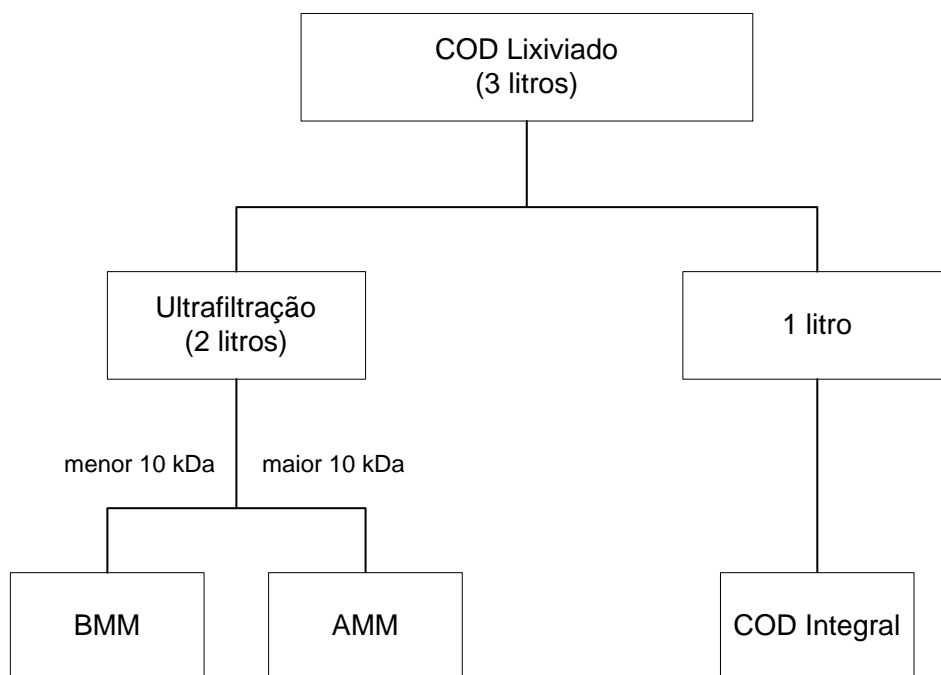


Figura 11: Representação esquemática do fracionamento do COD lixiviado em compostos de alta e baixa massas moleculares.

#### 4.3.2.3. Experimento de degradação aeróbia dos COD lixiviados

Os experimentos de degradação aeróbia dos lixiviados consistiram na utilização das diferentes frações (AMM, BMM e integral) como fonte de carbono para bacterioplâncton; para tanto, incubações contendo as frações de COD foram inoculadas com o bacterioplâncton presente no reservatório.

As amostras de água e de sedimento utilizadas na preparação dos inóculos de bacterioplâncton foram coletadas em abril de 2006 em um ponto do reservatório 3 km a montante da barragem (22K0758436 UTM: 7504677). As amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn em três profundidades (superfície, meio e fundo), na região limnética e posteriormente, filtradas em lã de vidro e misturadas; o sedimento foi coletado com draga Eckman-Birge. O inóculo foi preparado misturando-se a amostra de água integrada

e filtrada em membrana com trama de 1,2  $\mu\text{m}$  (GF/C-Whatman) e sedimento ( $\approx 50$  g peso fresco) em frasco de 500 ml.

Na preparação do experimento, para cada fração de lixiviado (AMM, BMM e integral) foram preparados dois frascos (500 ml) para o acompanhamento das concentrações de carbono e dois (300 ml), para o monitoramento do consumo de oxigênio dissolvido. As concentrações iniciais de COD foram de aproximadamente 20-30  $\text{mg C L}^{-1}$  para todas as frações (AMM, BMM e integral), em ambos lixiviados. Os frascos foram mantidos no escuro, em temperatura controlada de  $20 \pm 1.3$   $^{\circ}\text{C}$  durante 60 dias (Figura 12). Inicialmente, todas as soluções foram borbulhadas com ar filtrado até que as concentrações de oxigênio dissolvido chegassem à saturação. Em todas as incubações, as concentrações de oxigênio dissolvido foram mantidas acima de 2  $\text{mg L}^{-1}$ ; para tanto, foram periodicamente submetidas à aeração. Toda vidraria utilizada foi previamente lavada com solução de HCl 10% (24 horas) e os frascos utilizados nas incubações foram calcinados ( $550$   $^{\circ}\text{C}$ , 2 horas).



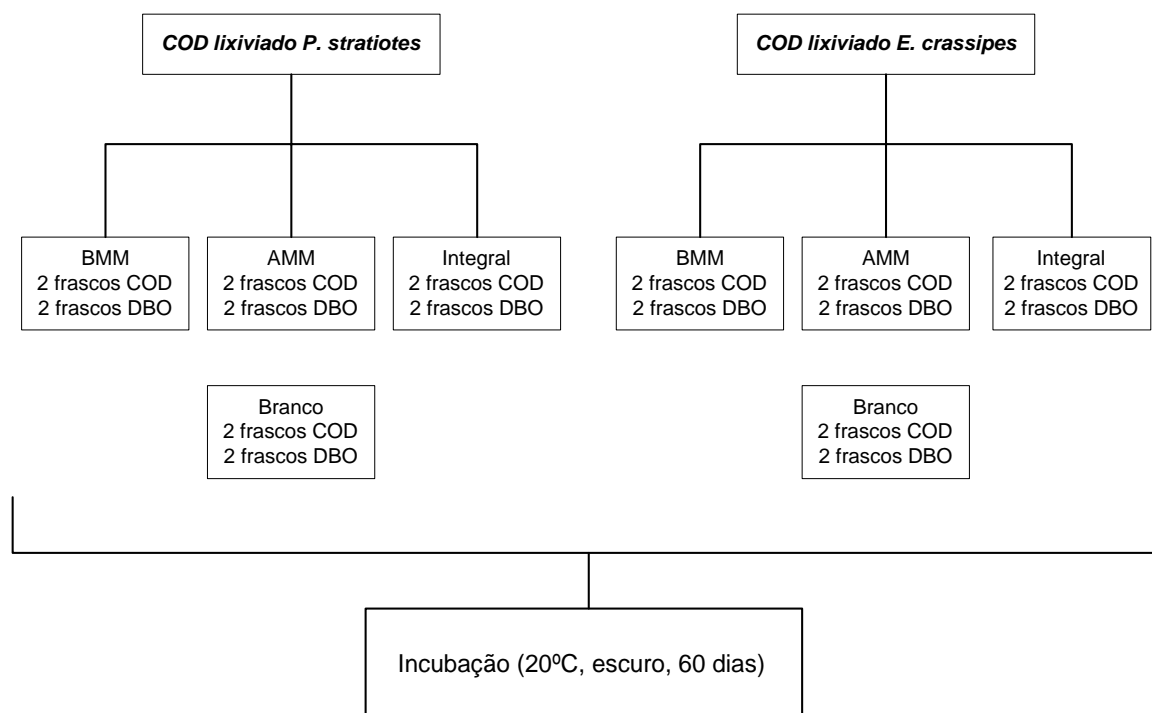


Figura 12: Representação esquemática da montagem das câmaras de decomposição dos lixiviados de *P. stratiotes* e *E. crassipes*.

No período de sessenta dias, alíquotas ( $\approx 7$  ml) foram periodicamente retiradas das incubações para as determinações das concentrações de carbono. Após estas determinações, as amostras foram filtradas em membrana de éster de celulose ( $0,22 \mu\text{m}$ ; Millipore) e novamente submetidas às determinações de carbono. Todas as amostras foram analisadas em duplicatas. As estimativas das concentrações de carbono orgânico particulado (COP) foram efetuadas das diferenças entre as concentrações de carbono orgânico total (COT) e COD. Neste estudo admitiu-se que as concentrações de COP ( $> 0,22 \mu\text{m}$ ) fossem equivalentes à biomassa de microrganismos, agregados e colóides formados durante o período de incubação (WELLS *et al.*, 2000). Nos experimentos de consumo de oxigênio, as variações das concentrações de oxigênio dissolvido (frascos de DBO) foram periodicamente determinadas com oxímetro (YSI, modelo 58) (Figura 7).

#### 4.3.2.4. Modelagem matemática e análises estatísticas

O modelo utilizado (Equações 2 a 8) admite duas rotas de perda de massa do COD; uma rápida, decorrente das oxidações dos compostos lábeis e das conversões de compostos em COP e outra lenta, envolvida com as mineralizações dos compostos refratários (PERET & BIANCHINI Jr., 2004).

Os coeficientes de perda de massa do COD, da formação de COP e de consumo de oxigênio dissolvido foram determinados dos ajustes das variações das concentrações de COD, COP e OC (oxigênio consumido) aos modelos cinéticos selecionados (Figura 8); para tanto, utilizou-se um método iterativo (algoritmo de Levenberg-Marquardt); PRESS *et al.* (1993).

Os coeficientes estequiométricos globais (O/C) foram calculados dos consumos de oxigênio e de carbono orgânico no 60º dia de experimento.

As curvas de COD, COP e OC dos ajustes cinéticos das frações moleculares (AMM, BMM e integral) foram comparadas com o teste Kruskal-Wallis (ANOVA não paramétrica) e também, entre as frações correspondentes das duas espécies de macrófitas com o teste Mann-Whitney. Os dados de COD, COM e COP foram normalizados em função da concentração inicial de COD nas incubações. Todos os resultados foram considerados significativos se  $p < 0,05$  (ZAR, 1996).

## 5. RESULTADOS

### 5.1. Inventário Limnológico

As médias mensais das variáveis físicas e químicas determinadas durante o ano de 2006 no reservatório de Barra Bonita são apresentadas no Anexo 1.

#### 5.1.1. Precipitação pluviométrica e Profundidade máxima ( $Z_{MAX}$ )

Na Figura 13 apresentam-se os valores médios mensais de precipitação pluviométrica no reservatório e da profundidade máxima no ponto de coleta próximo à barragem. A precipitação média máxima ocorreu em fevereiro (211,3 mm) e a mínima em maio (6,6 mm). A flutuação no nível da água foi 5 m, a profundidade máxima em junho foi maior (20 m), a menor foi registrada em setembro e em novembro (15 m).

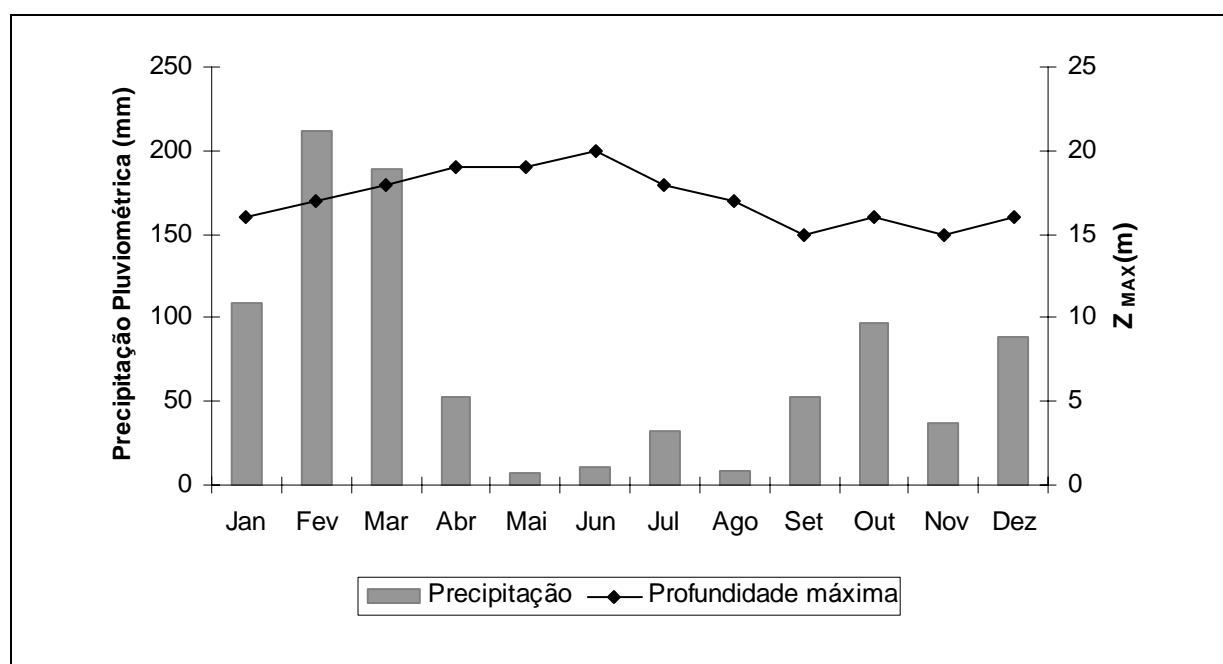


Figura 13: Valores mensais da precipitação pluviométrica (mm) média e da profundidade máxima (m) no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006.

### 5.1.2. Profundidade da zona eufótica (Zeu) e do Disco de Secchi (Z<sub>DS</sub>)

Os valores mensais das profundidades de desaparecimento do disco de Secchi e das zonas eufóticas são apresentados na Figura 14. Os meses com maior transparência da água foram abril e dezembro e os menores: setembro, outubro e janeiro.

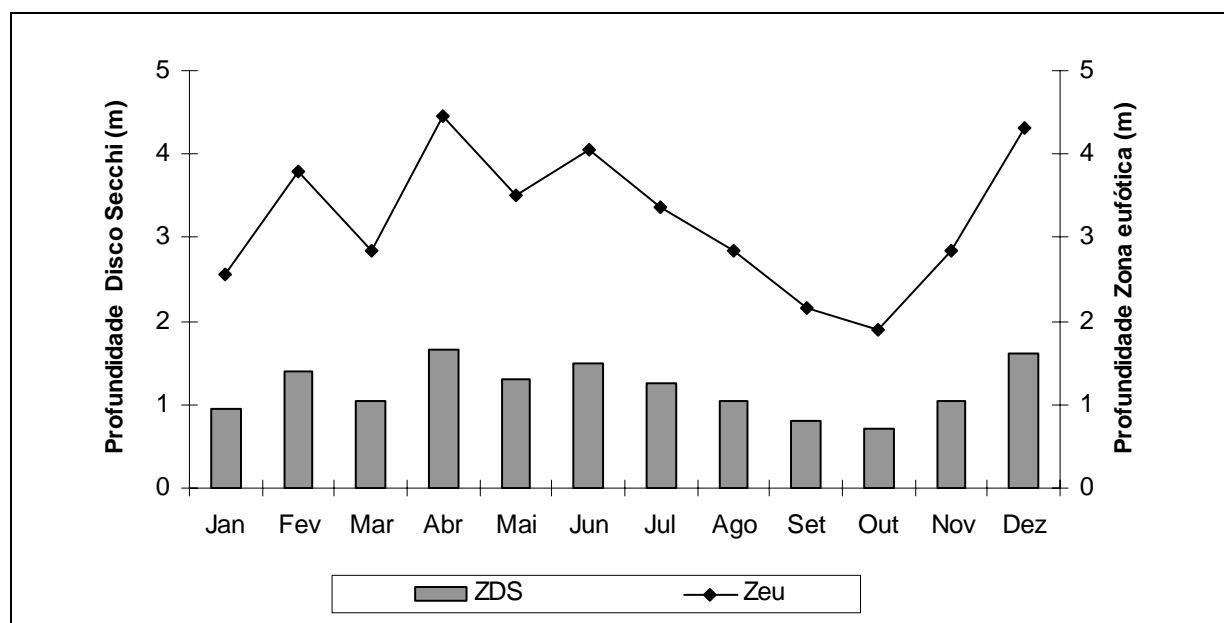


Figura 14: Valores mensais da profundidade do Disco de Secchi e profundidade da Zona eufótica no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006.

### 5.1.3. Vazão e Tempo de residência

Na Figura 15 apresentam-se os valores médios mensais da vazão afluyente e o tempo de residência da água. Os maiores valores de vazão foram registrados em fevereiro ( $701,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) e março ( $643,9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ); e os menores em junho ( $186,9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) e agosto ( $158,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Fevereiro e março apresentaram os menores valores de tempo de residência da água, 52 e 57 dias, respectivamente. Em junho e agosto registraram-se os mais elevados, 196 e 231 dias, respectivamente.

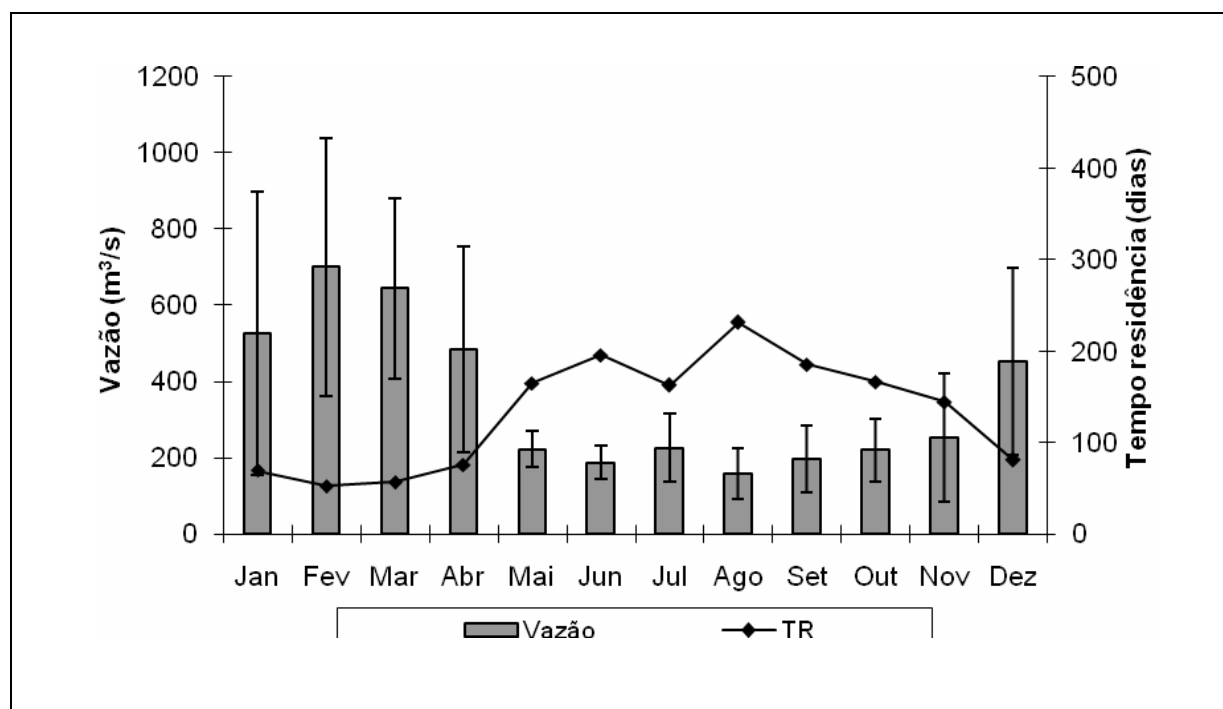


Figura 15: Valores médios mensais da vazão afluyente e o tempo de residência da água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006.

#### 5.1.4. Material em suspensão e $DBO_5$

Os valores médios mensais da  $DBO_5$ , material em suspensão e matéria orgânica em suspensão são apresentados na Figura 16. A maior concentração da  $DBO_5$  foi registrada em outubro ( $9,22 \text{ mg L}^{-1}$ ) e a menor em setembro ( $0,88 \text{ mg L}^{-1}$ ); a maior concentração de material em suspensão foi  $31,22 \text{ mg L}^{-1}$  (julho) e a menor  $2,7 \text{ mg L}^{-1}$  (fevereiro); o maior valor de material orgânico em suspensão foi  $10,95 \text{ mg L}^{-1}$  (novembro) e o menor  $0,94 \text{ mg L}^{-1}$  (maio).

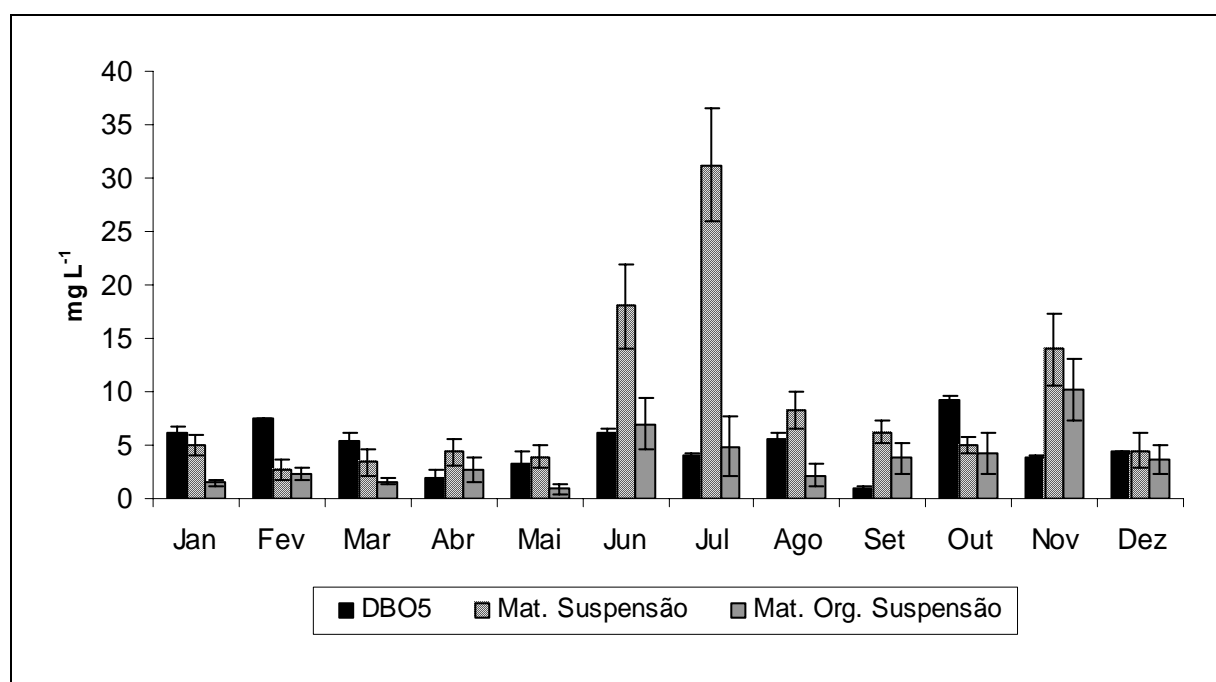


Figura 16: Valores médios mensais e desvio padrão da DBO<sub>5</sub>, material em suspensão e material orgânico em suspensão no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006.

#### 5.1.5. Temperatura

Na Figura 17 são apresentados os valores mensais dos perfis de temperatura na coluna d'água. As médias mensais apresentam-se na Figura 18. A análise de variância acusou heterogeneidade temporal ( $p < 0,05$ ) nos valores de temperatura. As maiores temperaturas foram registradas no verão (26 - 28 °C) e as menores no inverno (20 °C). A temperatura foi uniforme na coluna d'água nos meses de abril, maio, junho, julho, outubro e dezembro. Nos demais a coluna d'água encontrou-se estratificada. Registraram-se gradientes.

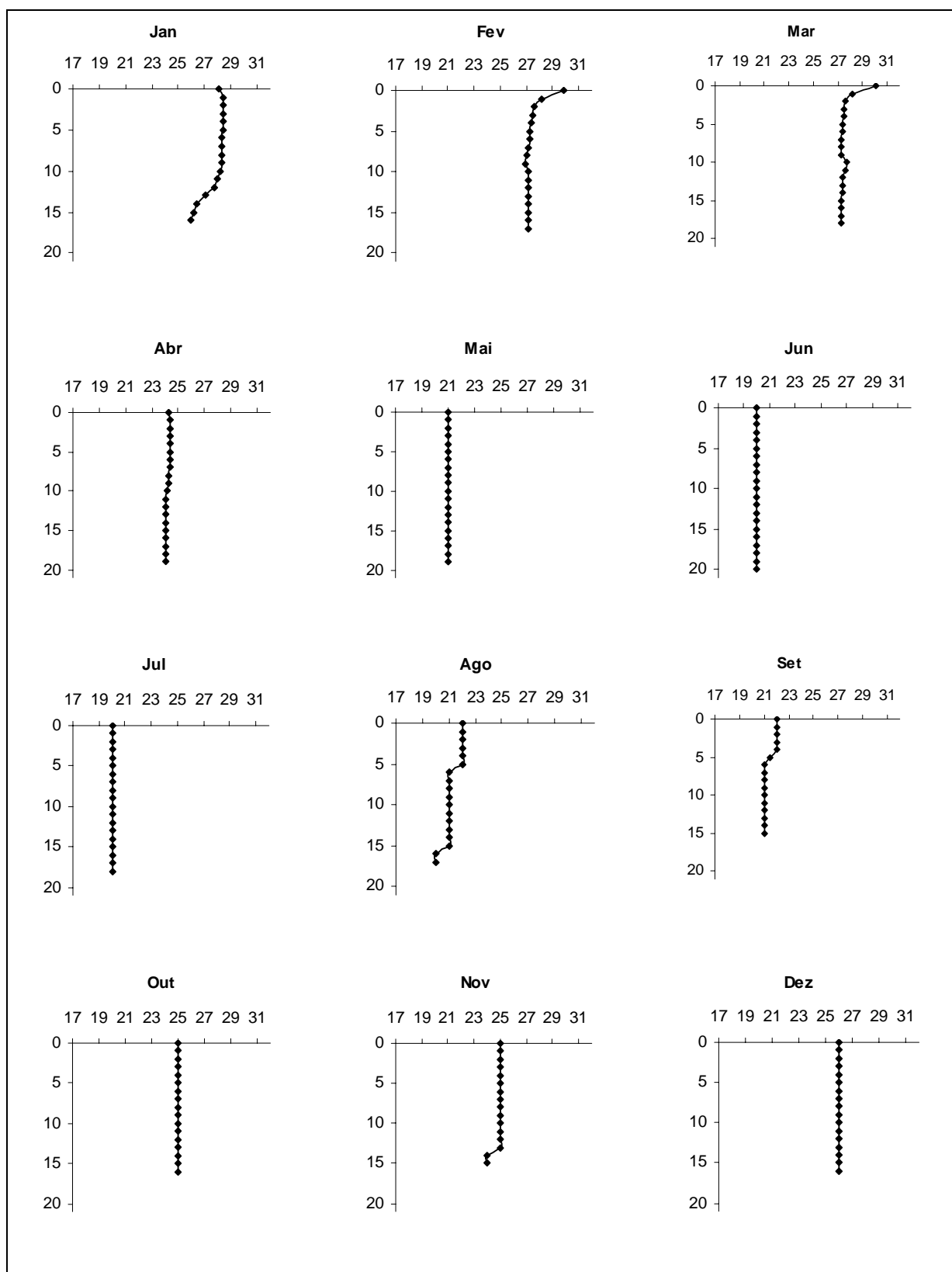


Figura 17: Perfis de temperatura na coluna d'água no ponto de coleta, no reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa as temperaturas (°C) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m).

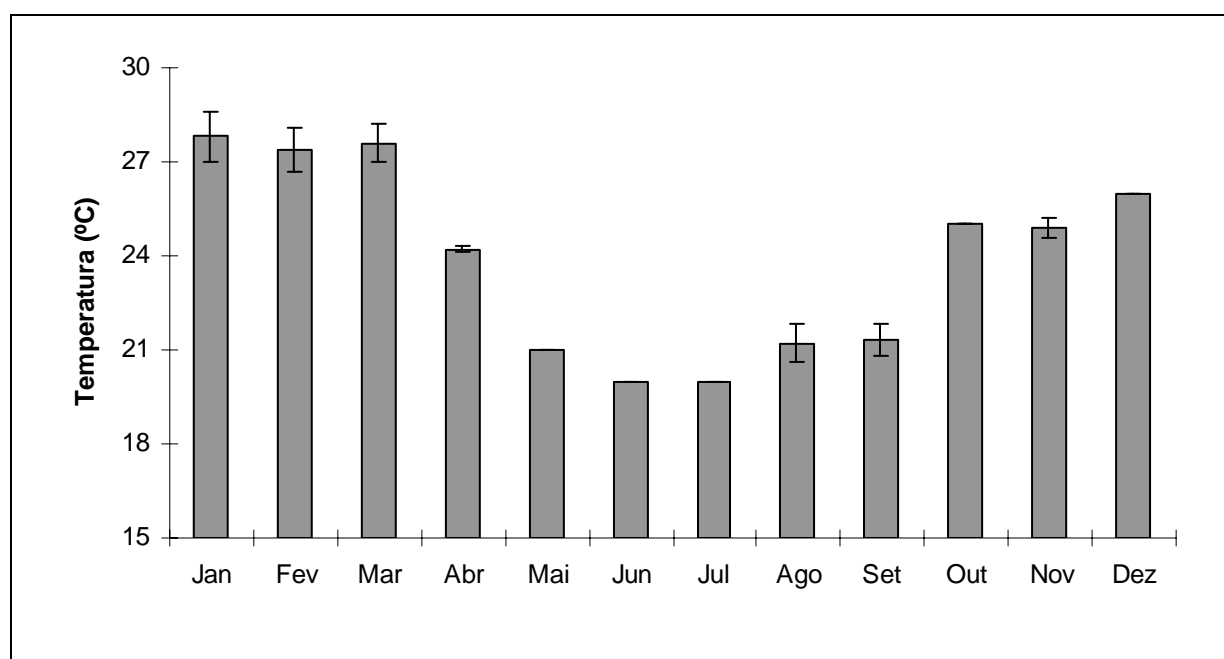


Figura 18: Valores médios mensais e desvio padrão da temperatura da água na coluna d'água, no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006.

#### 5.1.6. pH

Os valores mensais dos perfis de pH na coluna d'água são apresentados na Figura 19 e as médias mensais são apresentadas na Figura 20. A análise de variância apontou heterogeneidade temporal ( $p < 0,05$ ) nos valores de pH. Os maiores valores foram registrados em janeiro (8,2) e março (7,4); nos demais, o pH variou pouco, oscilando entre 6 e 7. Houve pouca variação no pH na coluna d'água, sendo os maiores valores registrados na camada superficial. Nos meses de janeiro, março e agosto registrou-se as maiores variações do pH: 8,7; 9,4 e 7,0 nas camadas superficiais e 6,9; 7,1 e 6,1 nas camadas inferiores, respectivamente.



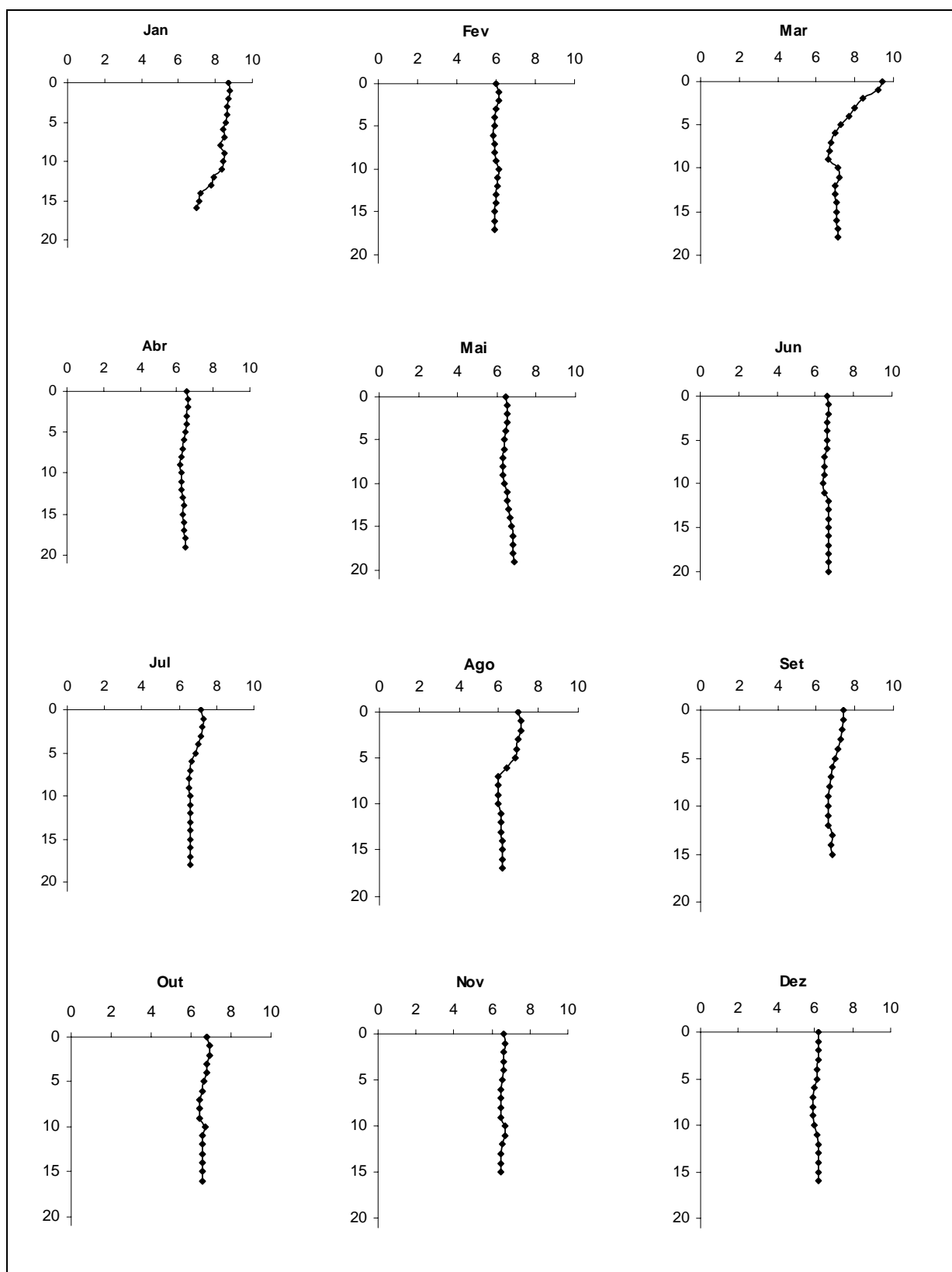


Figura 19: Perfis de pH na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa o pH e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m).

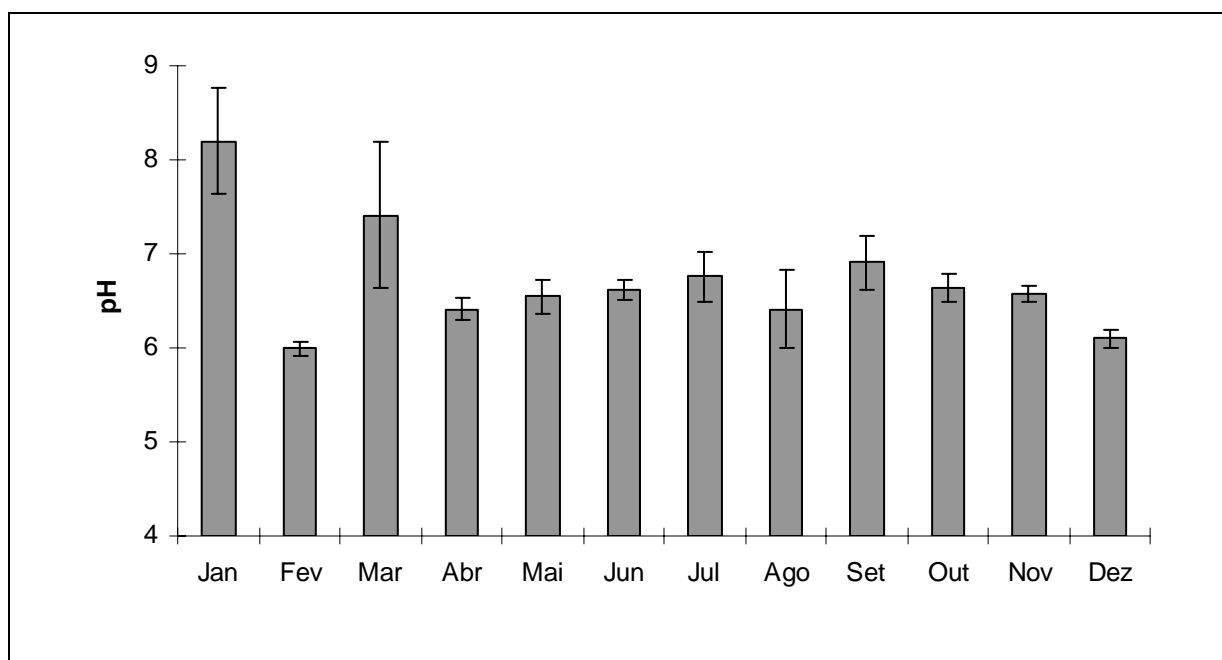


Figura 20: Valores médios mensais e desvio padrão do pH no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006.

#### 5.1.7. Oxigênio dissolvido

Na Figura 21 apresentam-se os valores mensais dos perfis de oxigênio dissolvido na coluna d'água; as médias mensais são apresentadas na Figura 22. A análise de variância assinalou heterogeneidade temporal ( $p < 0,05$ ) nas concentrações de OD. O oxigênio dissolvido apresentou as maiores variações nos meses de janeiro, março, agosto e novembro, com concentrações mais elevadas nas camadas superficiais. Na média, as menores concentrações de OD foram registradas em dezembro ( $1,7 \text{ mg L}^{-1}$ ), abril ( $2,6 \text{ mg L}^{-1}$ ) e maio ( $2,9 \text{ mg L}^{-1}$ ). As maiores concentrações de OD ocorreram em junho ( $6,6 \text{ mg L}^{-1}$ ), julho ( $6,1 \text{ mg L}^{-1}$ ) e setembro ( $6,5 \text{ mg L}^{-1}$ ).

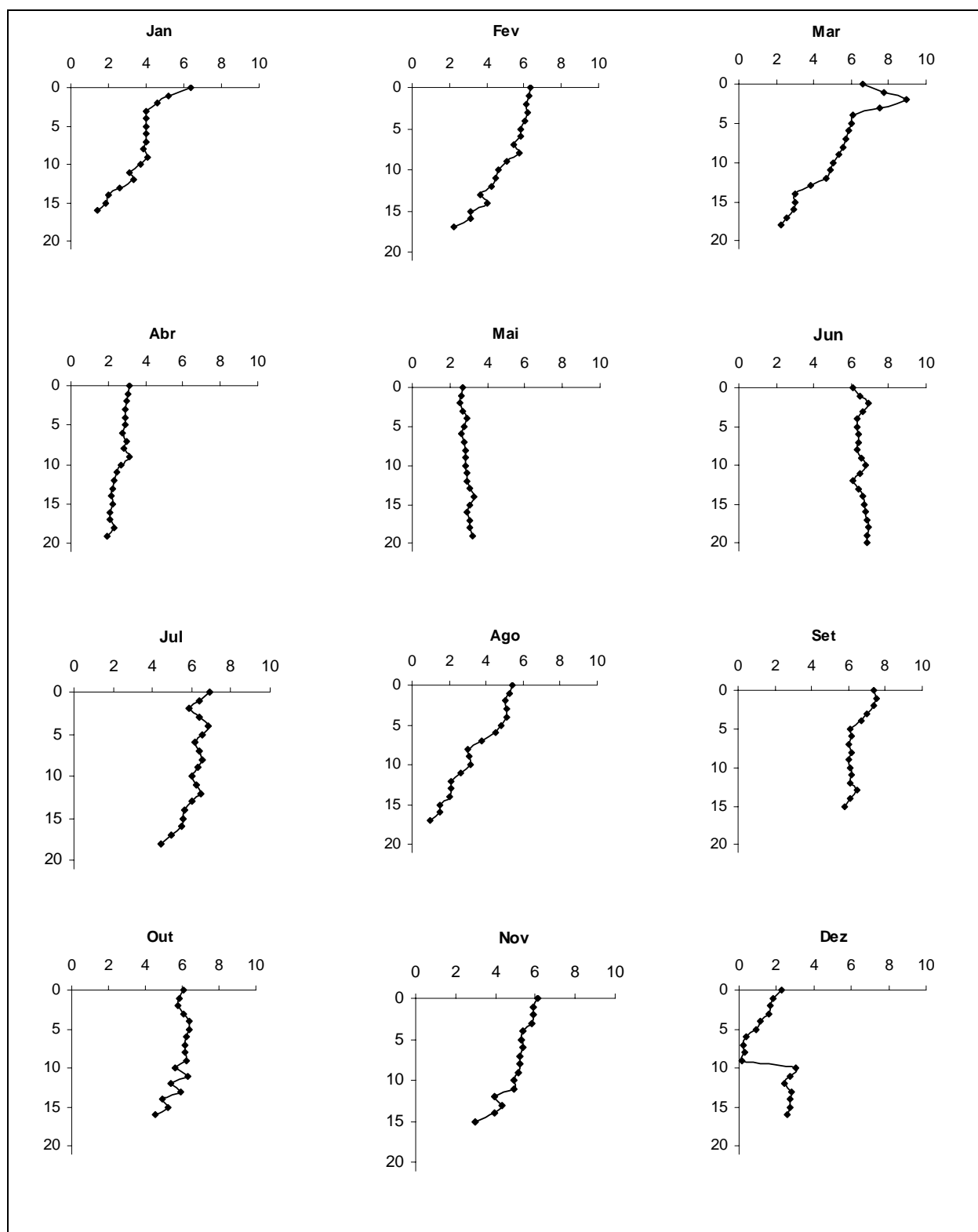


Figura 21: Perfis de oxigênio dissolvido na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa a concentração de oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m).

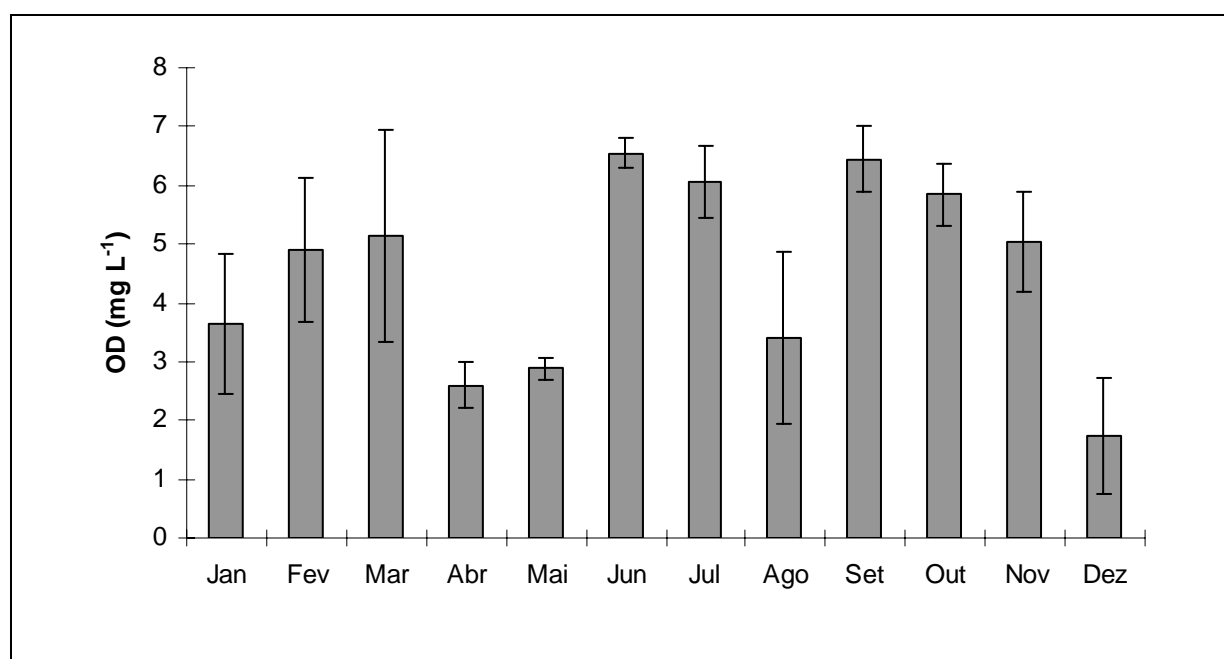


Figura 22: Valores médios mensais e desvio padrão da concentração de oxigênio dissolvido no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006.

#### 5.1.8. Condutividade elétrica

Os valores mensais dos perfis de condutividade elétrica na coluna d'água são apresentados na Figura 23. Os valores médios mensais são apresentados na Figura 24. A análise de variância indicou heterogeneidade temporal ( $p < 0,05$ ) nos valores de condutividade elétrica. De modo geral, a condutividade elétrica apresentou-se uniforme na coluna d'água. Nas médias mensais, os maiores valores foram registrados em outubro ( $290 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), novembro ( $310 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) e dezembro ( $310 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) e os menores, em março ( $170 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), abril ( $170 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), maio ( $160 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) e junho ( $170 \mu\text{S cm}^{-1}$ ).

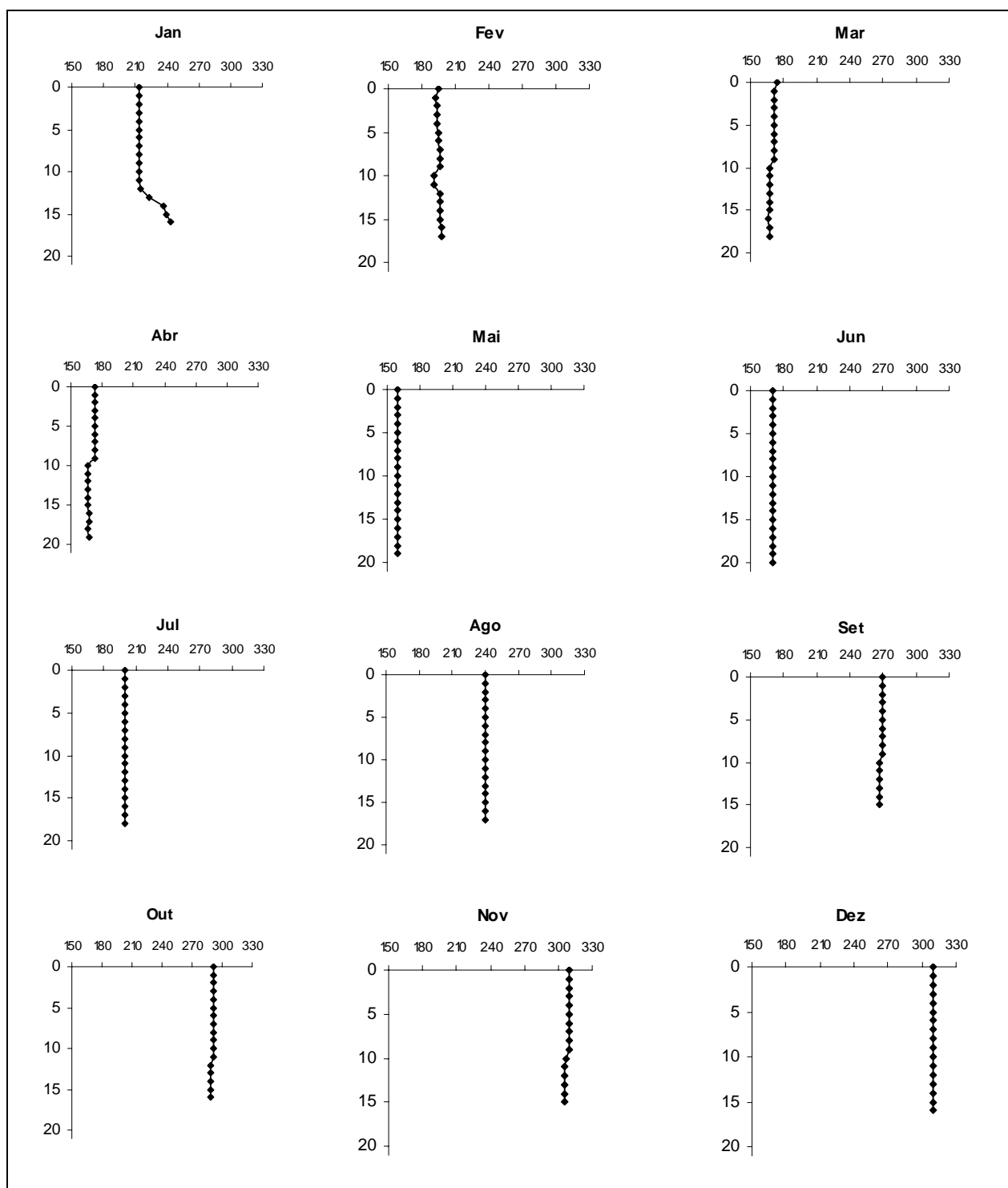


Figura 23: Perfis de condutividade elétrica na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa a condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m).

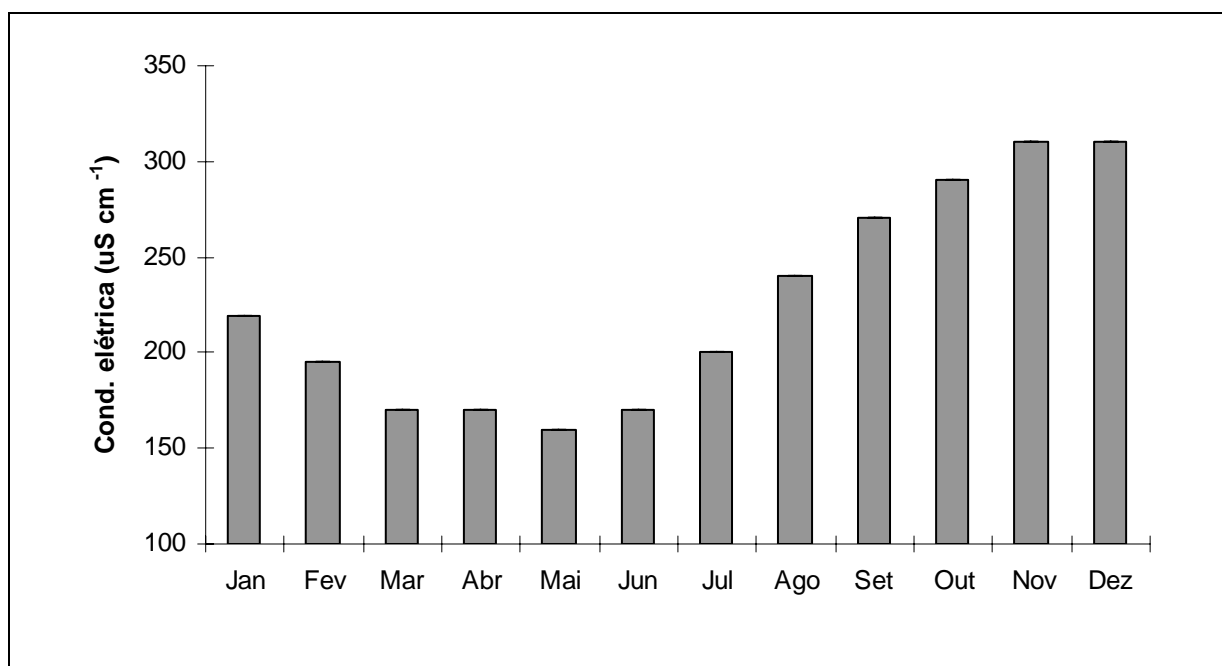


Figura 24: Valores médios mensais e desvio padrão da condutividade elétrica no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006.

#### 5.1.9. Carbono orgânico e inorgânico

Nas Figuras 25, 26, 27 e 28 são apresentados, respectivamente, os valores das concentrações de carbono orgânico total, carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico total e carbono inorgânico dissolvido nas três profundidades (superfície, meio e fundo) nos meses de coleta. Os valores médios mensais das concentrações de carbono orgânico total, carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico total e carbono inorgânico dissolvido são apresentados na Figura 29. Na Figura 30 observam-se as variações mensais nas percentagens de compostos orgânicos dissolvidos de alta e baixa massas moleculares. A análise de variância acusou heterogeneidade temporal ( $p < 0,05$ ) nas concentrações de COT, COD, CIT e CID. As maiores concentrações de carbono orgânico ocorreram no período chuvoso com  $10,12 \text{ mg L}^{-1}$  de COT (novembro) e  $8,23 \text{ mg L}^{-1}$  de COD (março). Os menores valores registrados foram  $4,63 \text{ mg L}^{-1}$  de COT (julho) e  $4,10 \text{ mg L}^{-1}$  de COD (julho). O carbono

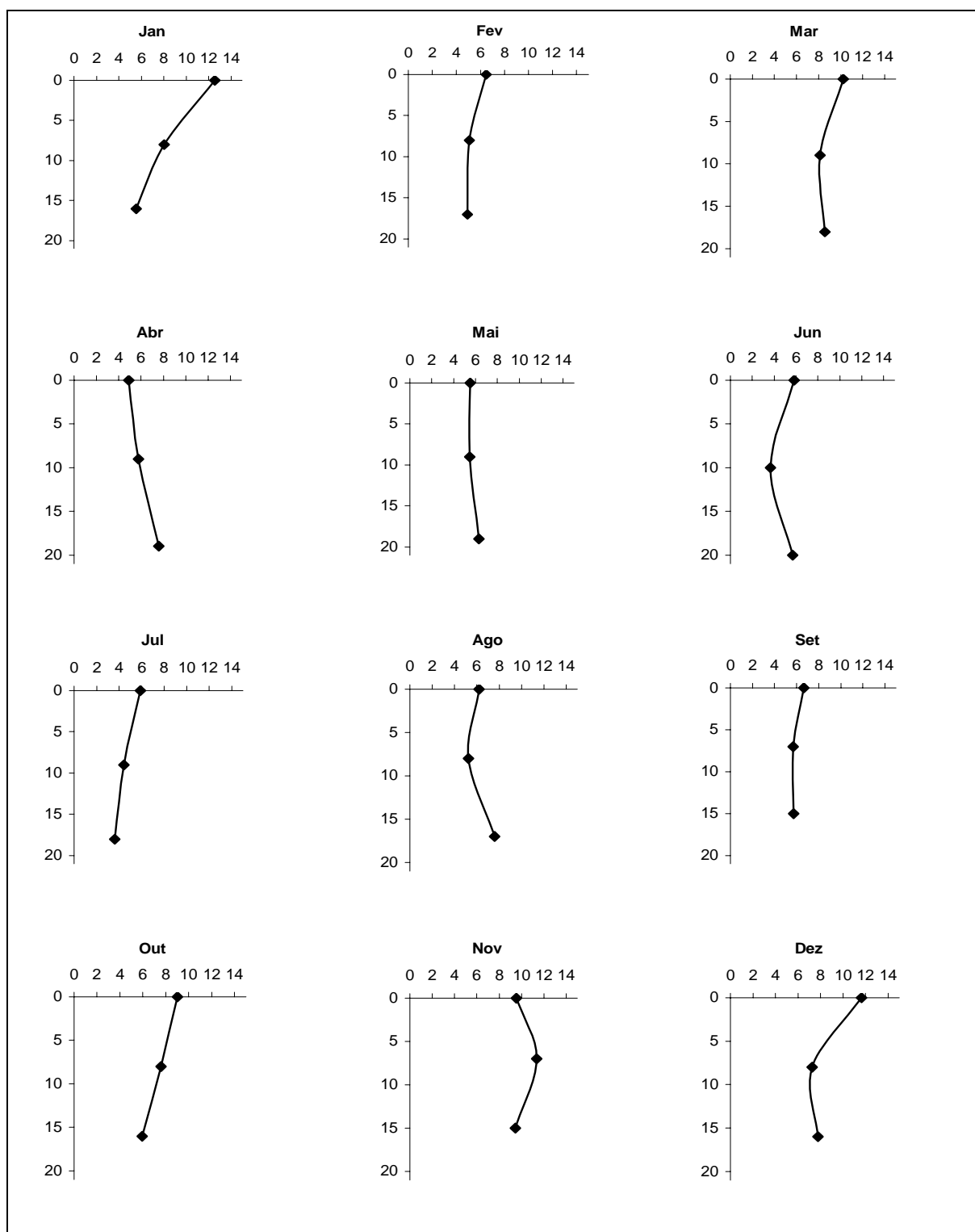


Figura 25: Concentração de carbono orgânico total (superfície, meio e fundo) na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa COT ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m).

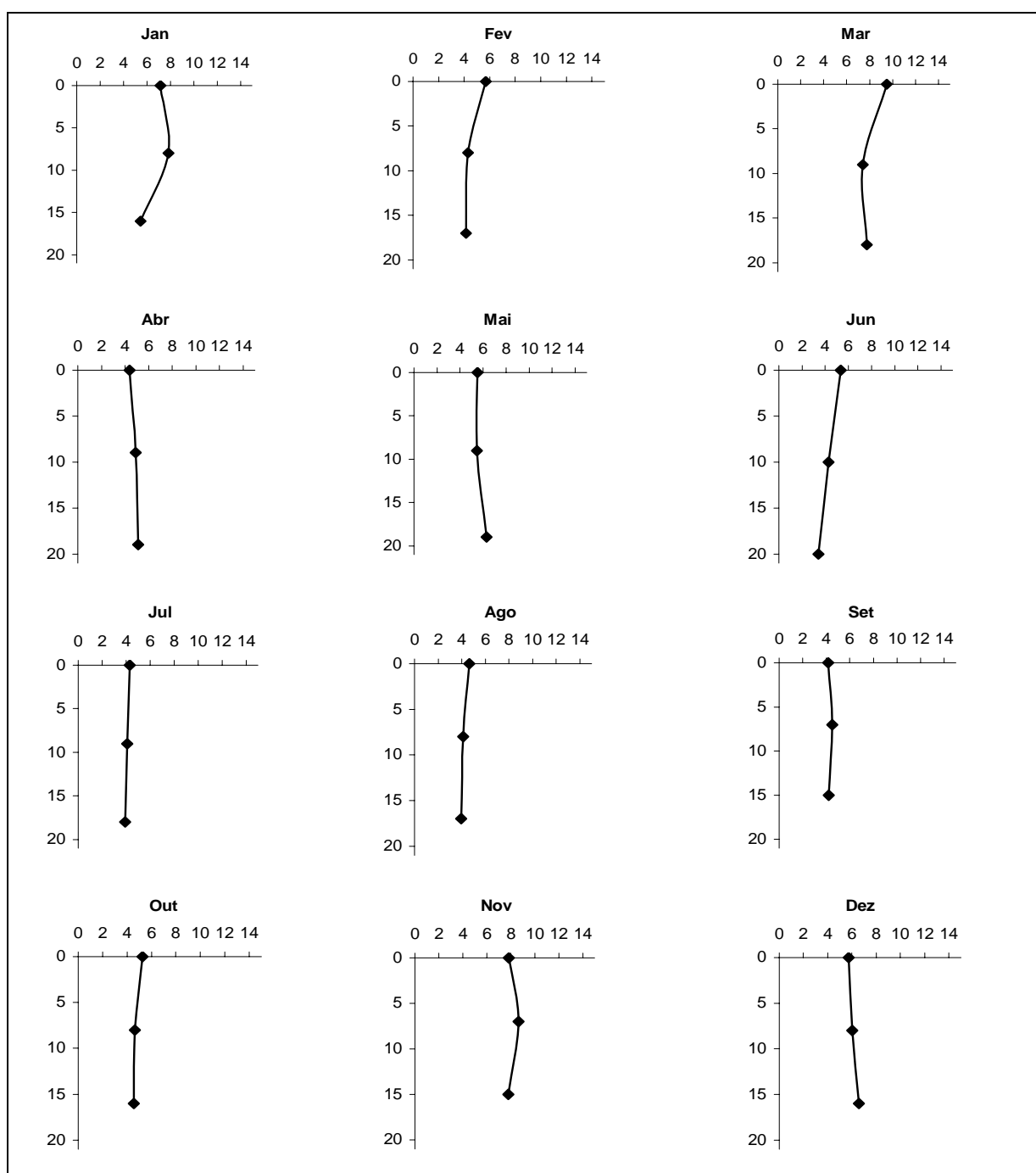


Figura 26: Concentração de carbono orgânico dissolvido (superfície, meio e fundo) na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa COD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m).



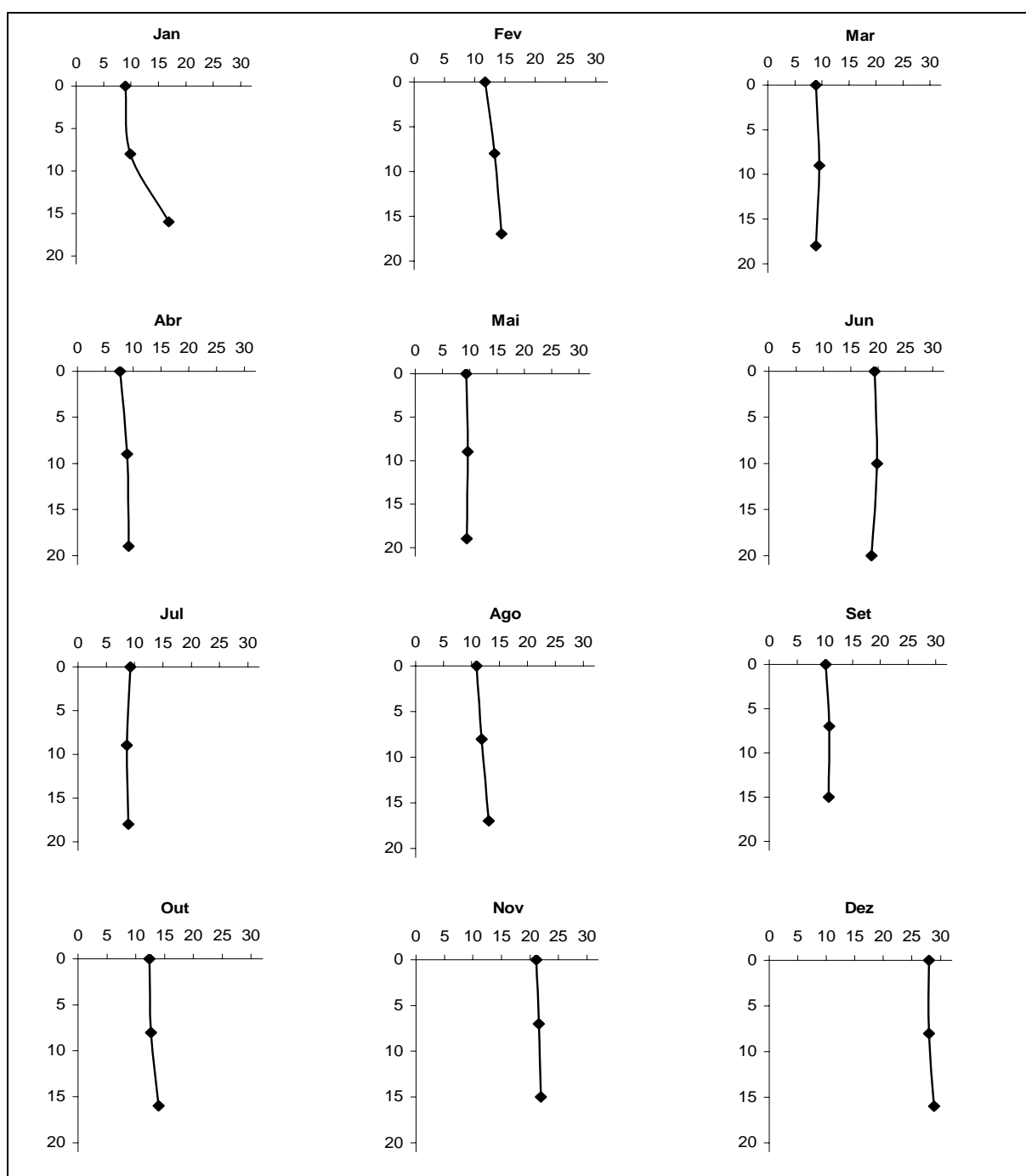


Figura 27: Concentração de carbono inorgânico total (superfície, meio e fundo) na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa CIT ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m).

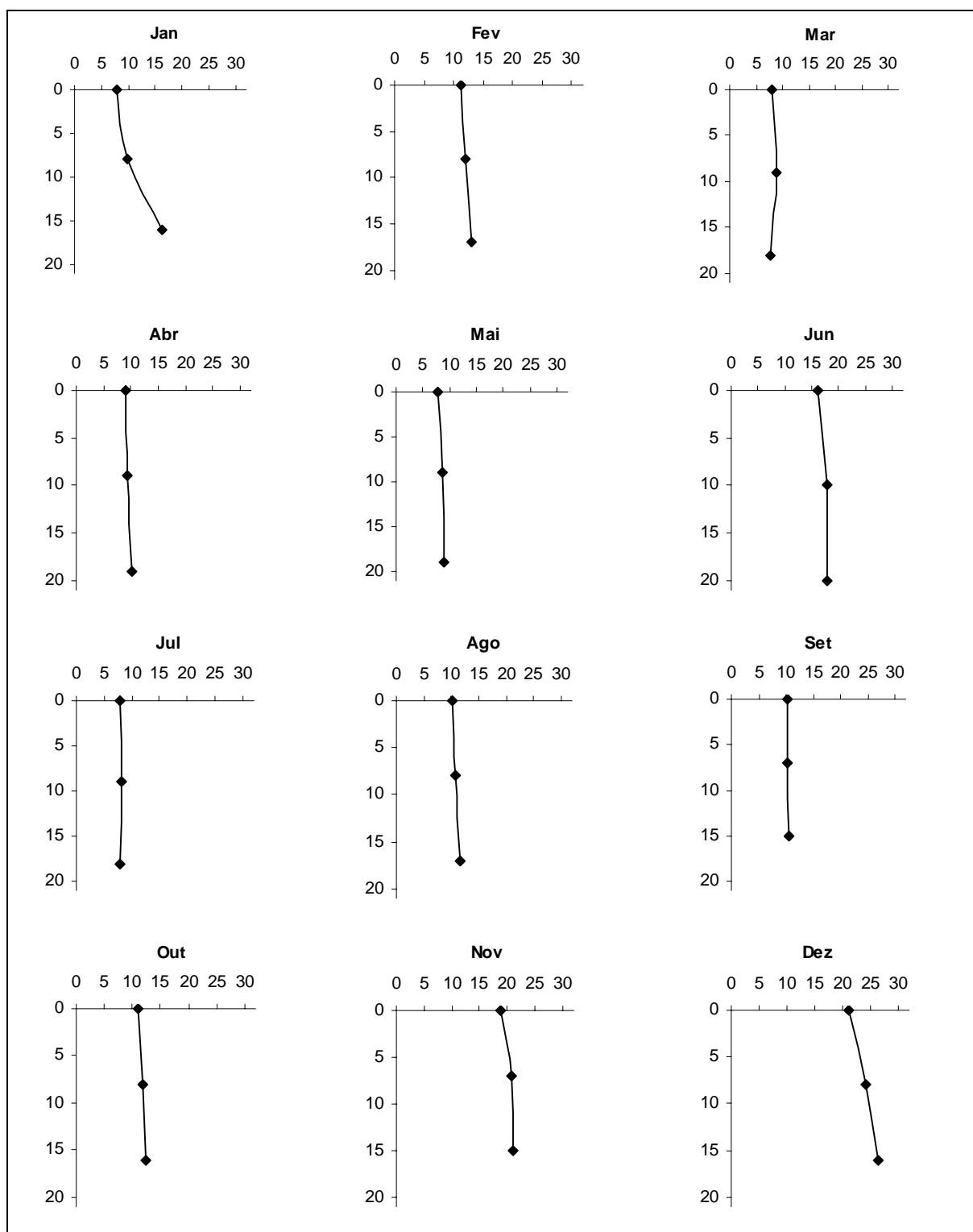


Figura 28: Concentração de carbono inorgânico dissolvido (superfície, meio e fundo) na coluna d'água no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006. A abscissa representa CID ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e a ordenada, a profundidade da coluna d'água (m).

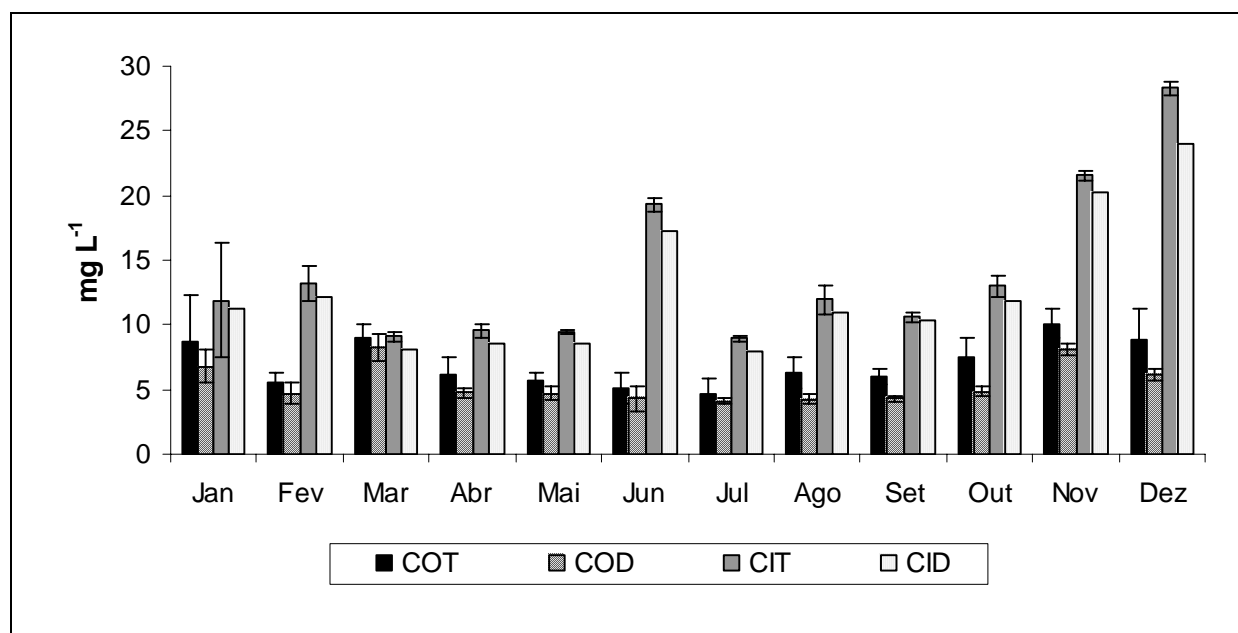


Figura 29: Valores médios mensais e desvio padrão das concentrações de carbono orgânico total, carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico total e carbono inorgânico dissolvido no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006.

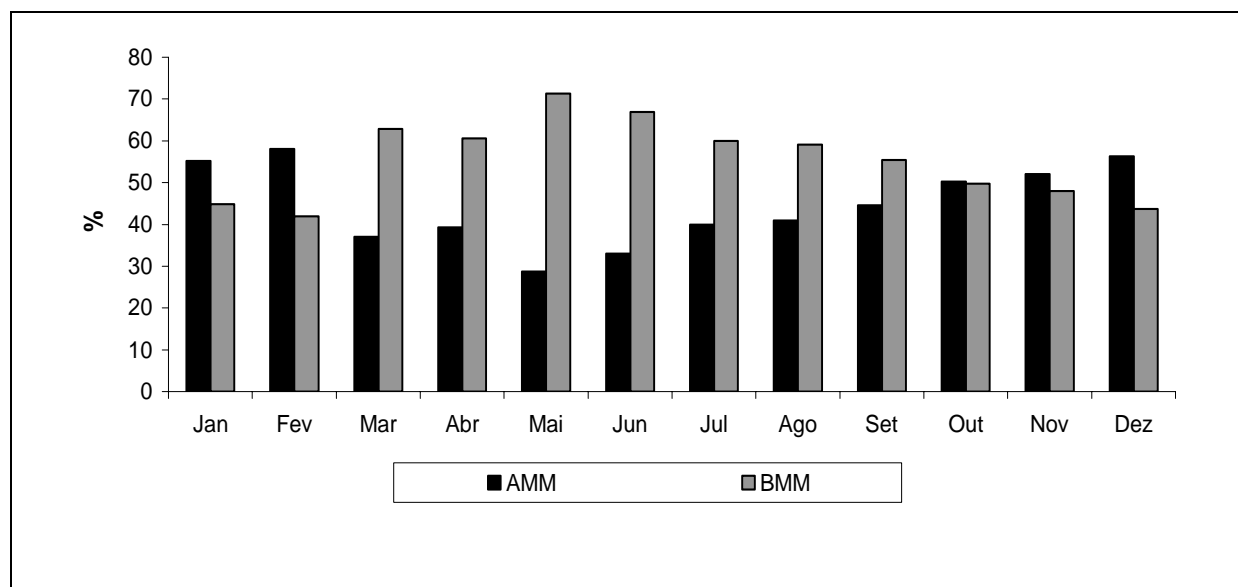


Figura 30: Valores médios mensais da percentagem de compostos orgânicos dissolvidos de alta e baixa massas moleculares no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006.

inorgânico apresentou maior concentração em dezembro (28,32 mg L<sup>-1</sup>) e menor em julho (8,93 mg L<sup>-1</sup>). As formas dissolvidas de carbono (orgânico e inorgânico) predominaram. Da regressão linear das concentrações de carbono orgânico total e carbono orgânico dissolvido, foi estabelecido que 78% do carbono orgânico estiveram na forma dissolvida; com os dados de carbono inorgânico total e carbono inorgânico dissolvido, foi estabelecido que 90% do carbono inorgânico estiveram na forma dissolvida. Da regressão linear entre as concentrações de carbono total dissolvido, carbono orgânico dissolvido e carbono inorgânico dissolvido verificou-se que, no geral, as formas inorgânicas de carbono predominaram ( $\approx 70\%$ ).

A proporção entre os compostos orgânicos dissolvidos de alta e baixa massas moleculares apresentou variação correspondente aos períodos de chuvas e secas, sendo que no período chuvoso os compostos de alta massa molecular predominaram com a maior percentagem observada em fevereiro (58%); os compostos de baixa massa molecular predominaram no período de seca com a maior percentagem registrada em maio (71%).

#### 5.1.10. Nutrientes

As variações mensais das concentrações de compostos nitrogenados inorgânicos são apresentadas na Figura 31. Na Figura 32 observam-se as variações das concentrações de nitrogênio orgânico total, nitrogênio inorgânico total (N-amônio + N-nitrito + N-nitrato), fósforo total dissolvido e a razão N/P (nitrogênio inorgânico total/fósforo total dissolvido). De modo geral, as maiores concentrações de nutrientes foram registradas no período de chuvas, dentre os compostos nitrogenados inorgânicos, o nitrato apresentou as concentrações mais elevadas, entre maio e novembro; o nitrito e amônia apresentaram as menores concentrações entre agosto e fevereiro. As concentrações mais elevadas de fósforo ocorreram no período de agosto a dezembro e os menores valores da razão N/P também foram registrados nesse período.

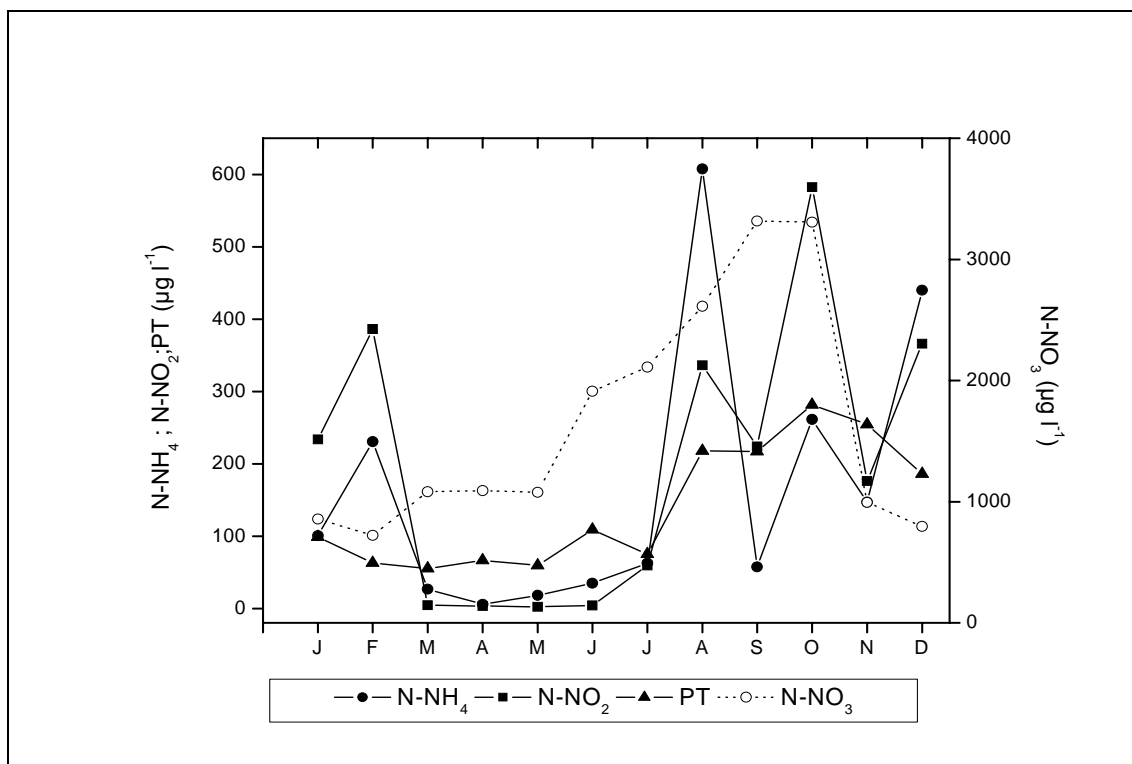


Figura 31: Valores mensais das concentrações de compostos nitrogenados inorgânicos no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006.

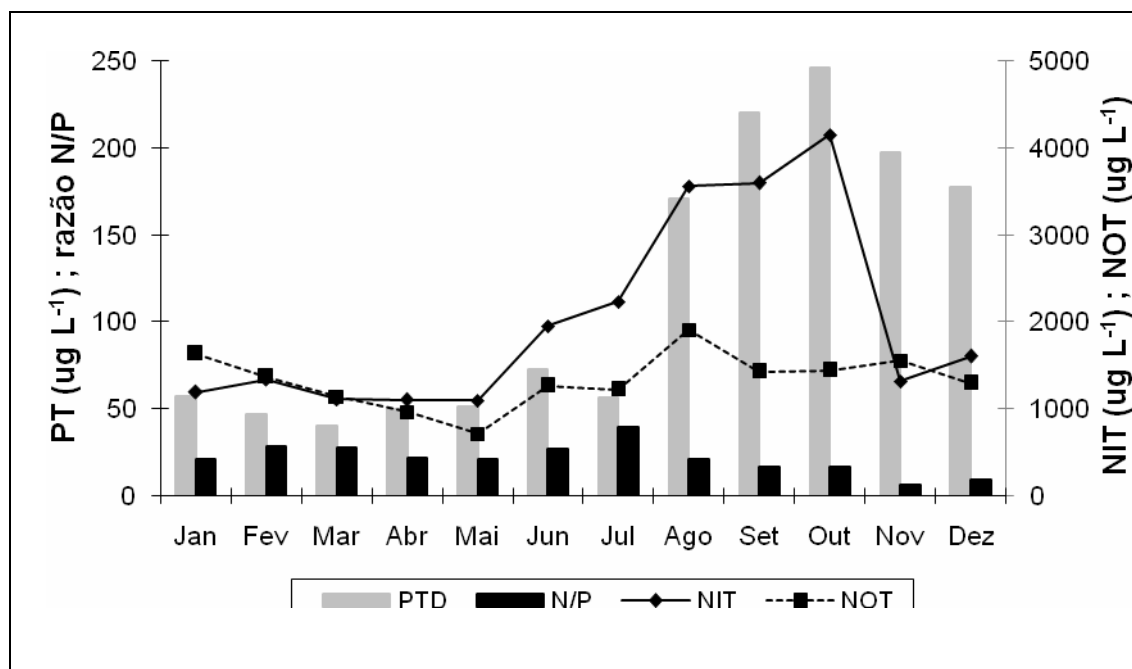


Figura 32: Valores mensais das concentrações de nitrogênio orgânico total (NOT), nitrogênio inorgânico total (NIT), fósforo total dissolvido (PTD) e a razão N/P no ponto de coleta, a 3 km da barragem, na região central do reservatório de Barra Bonita/SP, no período de janeiro a dezembro de 2006.

### 5.1.11. Análise das Componentes Principais (ACP)

As componentes principais geradas pela ACP e as correlações das variáveis limnológicas com as duas componentes principais são apresentadas nas Tabelas 2 e 3, respectivamente. As duas componentes principais (eixo 1 e eixo 2) explicaram 57,3% da variabilidade total dos dados; os vetores correspondentes das variáveis limnológicas e a ordenação dos meses com relação à variabilidade dos dados são apresentados na Figura 33. O dendrograma do agrupamento dos meses gerado pela Análise de Cluster Aglomerativa Hierárquica (ACH) é apresentado na Figura 34, para essa análise foram selecionados os escores dos seis primeiros fatores (autovetores  $> 1$ ) que explicaram aproximadamente 92,1% da variabilidade dos dados limnológicos (Tabela 2).

Tabela 2: Fatores gerados pela ACP e seus autovetores, variabilidade e variabilidade acumulada dos fatores.

	<b>F1</b>	<b>F2</b>	<b>F3</b>	<b>F4</b>	<b>F5</b>	<b>F6</b>	<b>F7</b>	<b>F8</b>	<b>F9</b>	<b>F10</b>	<b>F11</b>
<b>Autovetor</b>	7,324	6,098	3,361	2,511	1,767	1,047	0,793	0,390	0,307	0,261	0,141
<b>Variab. (%)</b>	30,5	25,4	14,0	10,5	7,4	4,4	3,3	1,6	1,3	1,1	0,6
<b>% acumulada</b>	30,5	55,9	69,9	80,4	87,8	92,1	95,4	97,0	98,3	99,4	100

Tabela 3: Correlações entre os valores das variáveis e os escores dos eixos 1 e 2 gerados pela ACP.

	CP1	CP2
Z <sub>MAX</sub>	<b>-0,818</b>	-0,362
PP	-0,084	<b>0,741</b>
Q	-0,396	<b>0,830</b>
TR	0,577	<b>-0,716</b>
pH	-0,022	0,177
CE	<b>0,888</b>	0,196
T	0,072	<b>0,959</b>
OD	0,195	-0,441
DBO <sub>5</sub>	0,280	0,231
DS	<b>-0,671</b>	0,097
Z <sub>eu</sub>	<b>-0,671</b>	0,097
MS	-0,071	-0,590
MOS	0,349	-0,188
COT	0,411	<b>0,721</b>
COD	0,081	<b>0,727</b>
CIT	0,344	0,326
AMM	0,536	<b>0,655</b>
N-NH <sub>4</sub>	<b>0,602</b>	0,098
N-NO <sub>2</sub>	<b>0,780</b>	0,245
N-NO <sub>3</sub>	0,557	<b>-0,694</b>
PT	<b>0,950</b>	-0,114
NOT	<b>0,766</b>	0,057
NIT	<b>0,718</b>	-0,543
N/P	-0,597	-0,361

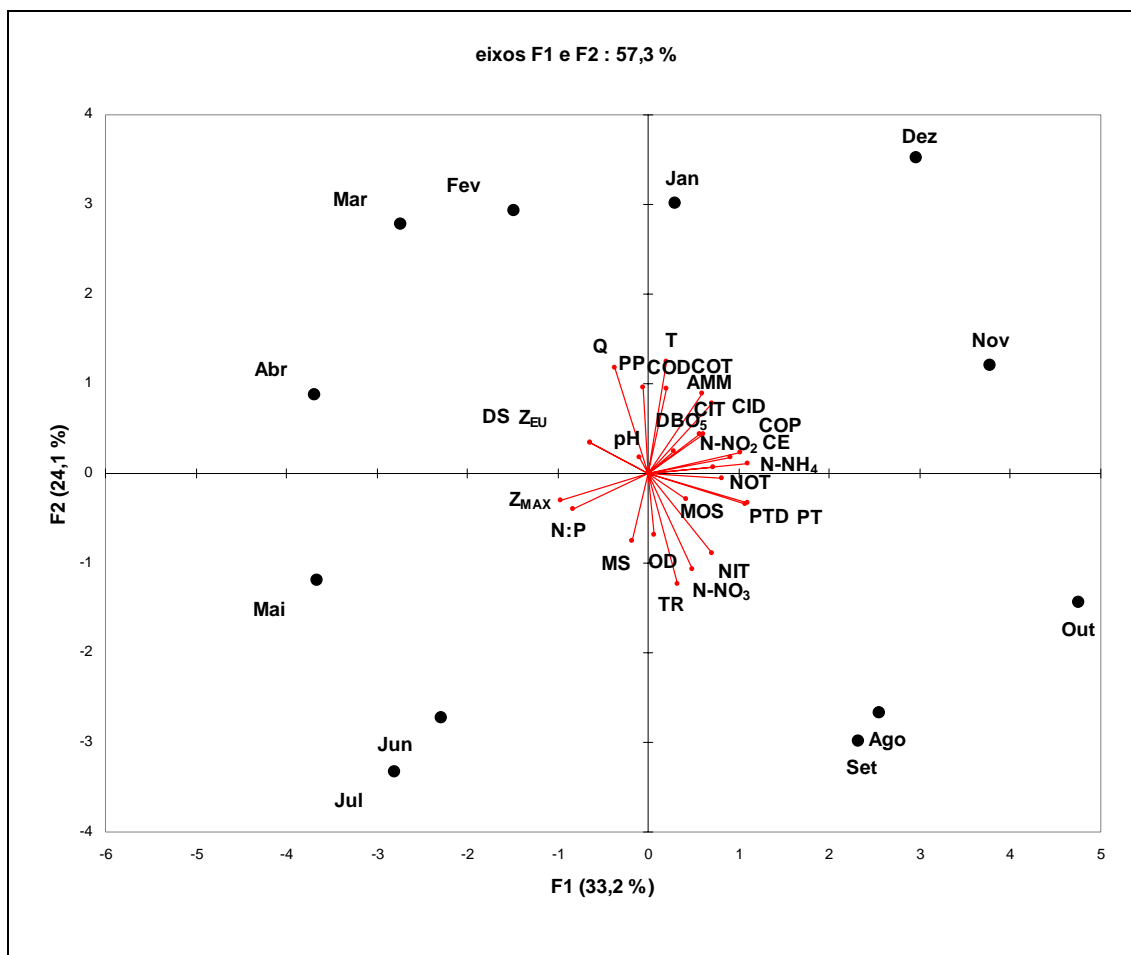


Figura 33: Eixos principais da ACP e influência (vetores) das variáveis limnológicas.



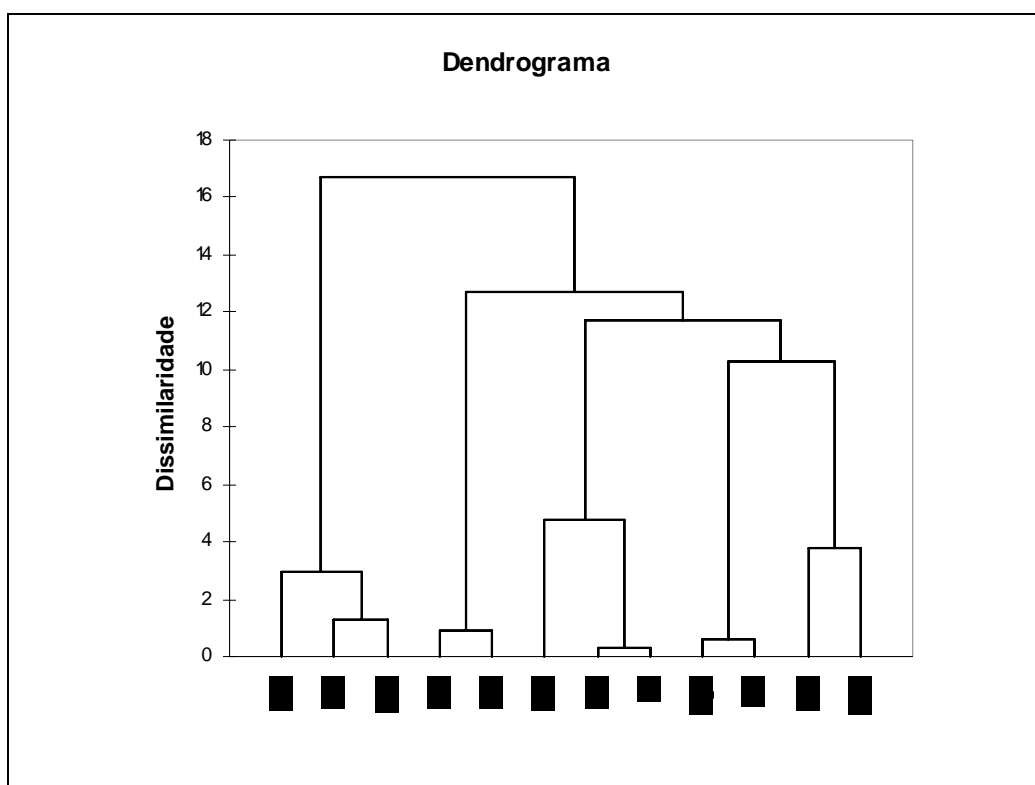


Figura 34: Dendrograma da Análise de Cluster Aglomerativa Hierárquica (ACH).

#### 5.1.12. Análise de Regressão Múltipla

Na Tabela 4 apresentam-se as variáveis limnológicas selecionadas para cada variável dependente (COD, COP, AMM e BMM) pelo método *Stepwise*. As equações geradas pela análise de regressão múltipla robusta das variáveis selecionadas pelo método *Stepwise* e suas simulações são mostradas na Figura 35.

Tabela 4: Variáveis selecionadas pela regressão múltipla (*Stepwise*).

Variáveis dependentes	Variáveis selecionadas
COD	T
COP	CE, OD, PT
AMM	$Z_{MAX}, Q$
BMM	$Z_{MAX}, Q$

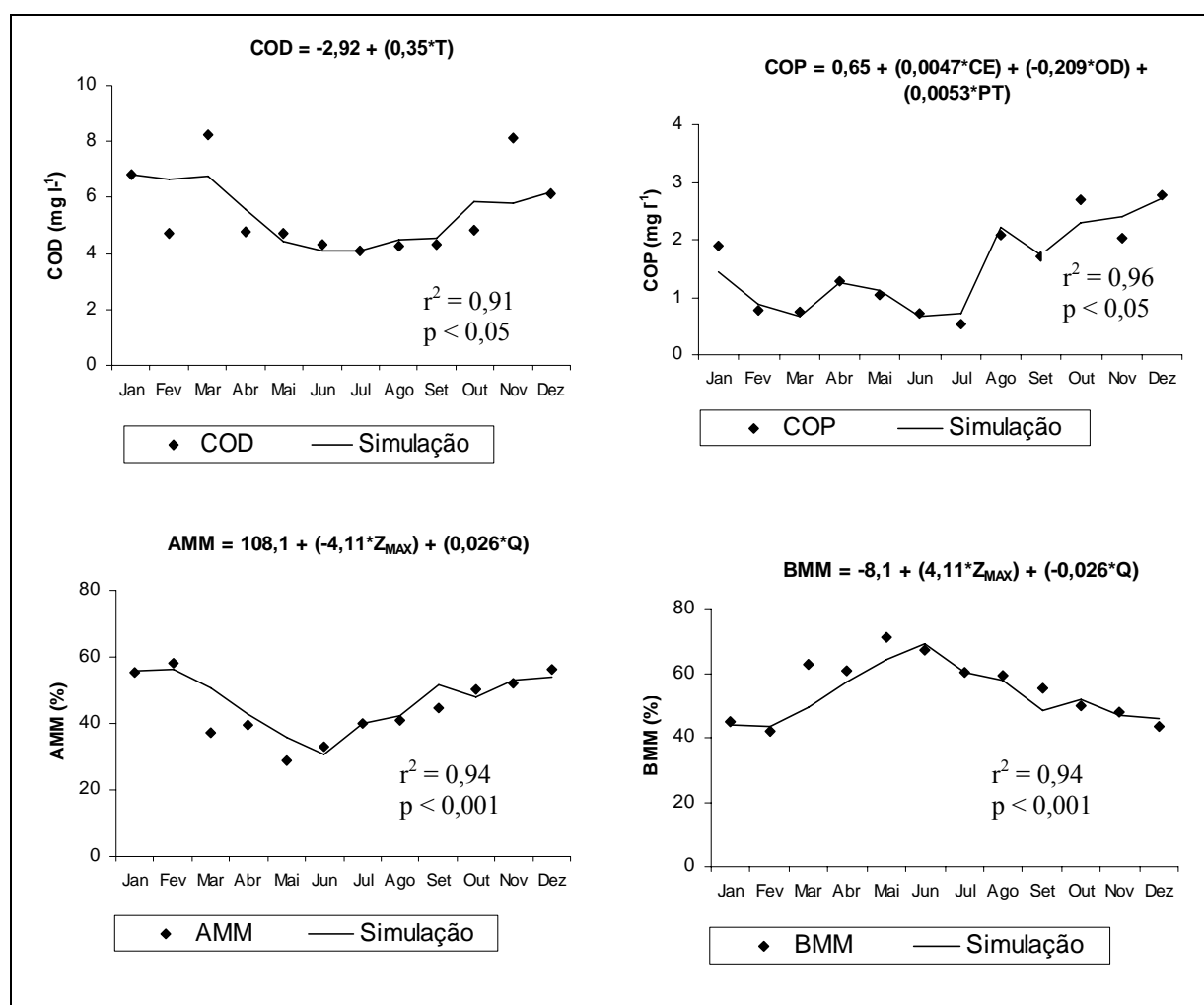


Figura 35: Equações e simulações das variáveis dependentes (COD, COP, AMM e BMM) obtidas pela análise de regressão múltipla robusta.

## 5.2. Bioensaios de degradação aeróbia do COD

### 5.2.1. Bioensaio de degradação aeróbia do COD do reservatório

As análises determinadas nos três locais de amostragem dos inóculos indicaram maiores concentrações de nutrientes no braço do rio Tietê, principalmente a amônia (concentração 10 vezes maior em relação aos outros pontos), nitrito (65 vezes maior do que no ponto próximo à barragem e 98 vezes maior do que no ponto do braço do rio Piracicaba), fósforo total (1,8 vezes maior). As maiores concentrações de carbono orgânico e inorgânico foram verificadas

no ponto do braço do rio Tietê; nesse local, a  $DBO_5$  foi 2,5 e 4,2 vezes maior em relação ao ponto próximo à barragem e ponto do braço do Piracicaba, respectivamente. O ponto do rio Piracicaba apresentou elevado valor de material inorgânico em suspensão (3,4 vezes maior que o braço do rio Tietê e 5,9 vezes maior que no ponto próximo à barragem). No fracionamento do COD, os pontos dos rios Tietê e Piracicaba apresentaram percentuais semelhantes das frações de alta e baixa massas moleculares, já no local próximo à barragem a fração contendo compostos de baixo peso molecular foi 1,6 vezes maior (Tabela 5). No fracionamento do COD concentrado (utilizado como substrato no experimento de degradação), os compostos de alta massa molecular corresponderam a 16,5% e os compostos de baixa massa molecular a 83,5% da fração integral do COD.

Os ajustes cinéticos das variações de COD, COP e OC são apresentados nas Figuras 36, 37 e 38, respectivamente. Na Tabela 6 apresenta-se a parametrização do modelo. Nas amostras com o bacterioplâncton do ponto próximo à barragem, os consumos de COD foram diferentes, a fração integral foi mais utilizada (41,3% do COD inicial), seguida das frações de BMM (28,6%) e AMM (26,4%). Nas amostras com inóculo do braço do rio Tietê, a fração mais utilizada também foi a integral (43,8%), seguida das frações de AMM (37,3%) e BMM (33,4%); os consumos foram significativamente diferentes. Os consumos de COD das frações incubadas com inóculo do braço do rio Piracicaba também foram diferentes; a fração contendo compostos de alta massa molecular teve 44,7% do COD consumido, a fração de COD integral, 43,1% e a fração contendo compostos de baixa massa molecular, 41,2%.

Os consumos das amostras contendo compostos de alta e baixa massas moleculares foram diferentes, as amostras contendo compostos de alta massa molecular foram mais utilizados nas incubações contendo inóculo do braço do rio Piracicaba, seguido das incubações com inóculo do braço do rio Tietê e do ponto próximo à barragem. Nas amostras contendo compostos de baixa massa molecular, os maiores consumos de COD ocorreram nas que

possuíram inóculo do braço do rio Piracicaba, seguido das incubações contendo inóculo do braço do rio Tietê e do ponto próximo à barragem. Os consumos de COD integral não foram significativamente diferentes entre as amostras com os diferentes inóculos.

Tabela 5: Variáveis físicas e químicas medidas nos pontos de amostragem dos inóculos (PB = ponto próximo à barragem; PbT = ponto do braço do rio Tietê; PbP = ponto do braço do rio Piracicaba), em abril de 2006. Os números entre parênteses correspondem ao desvio padrão.

	<b>PB</b>	<b>PbT</b>	<b>PbP</b>
Profundidade (m)	19	14	7
Temperatura (°C)	24,2 (0,1)	24,2 (0,75)	24,3 (0,8)
pH	6,41 (0,12)	6,36 (0,39)	6,6 (0,2)
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	170 (3)	188 (2)	128 (1)
Prof. disco Secchi (m)	1,65	0,85	0,4
OD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	2,64 (0,44)	1,55 (1,34)	2,78 (0,12)
DBO <sub>5</sub> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	1,98 (0,73)	4,98 (0,08)	1,2 (0,2)
Material suspensão ( $\text{mg L}^{-1}$ )	4,4	7,6	25,8
M.O. Suspensão ( $\text{mg L}^{-1}$ )	2,7	2,9	3,7
COT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	6,08 (1,11)	7,42 (1,26)	6,79 (2,10)
COD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	4,79 (0,31)	6,2 (0,32)	5,35 (0,30)
CIT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	9,53 (0,43)	11,06 (0,79)	8,04 (0,04)
N-NH <sub>4</sub> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	6	58	4,5
N-NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	3,4	229	2,4
N-NO <sub>3</sub> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	1093	889	745
Nitrogênio orgânico total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	961	1259	662
P total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	66,5	118,6	65,7
P total dissolvido ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	50	61,4	26,4
COD-AMM (%)	39,3	46,4	47,7
COD-BMM (%)	60,7	53,6	53,3

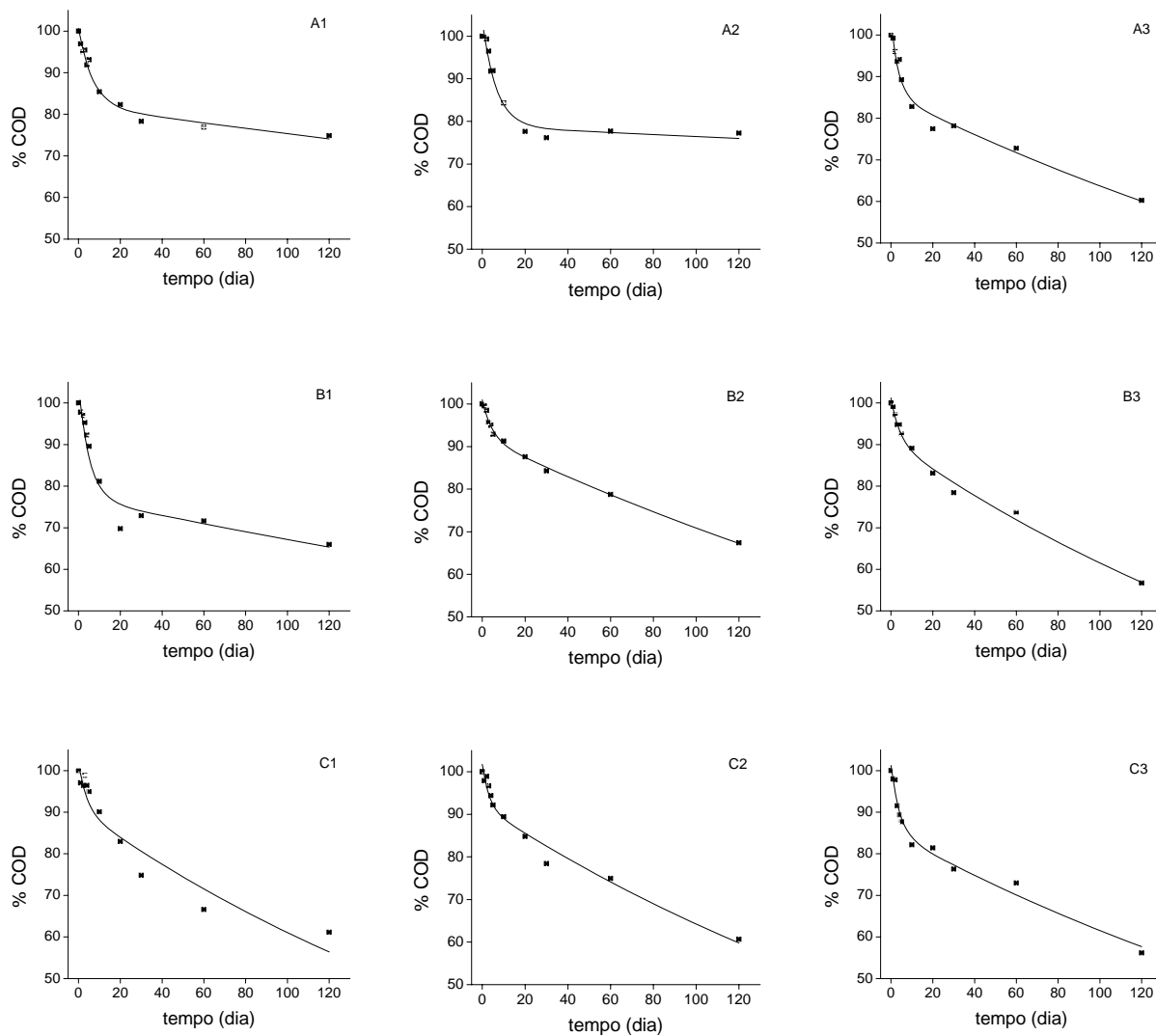


Figura 36: Ajustes cinéticos das perdas de massa das frações de COD. (A = inóculo barragem; B = inóculo braço do rio Tietê; C = inóculo braço do rio Piracicaba; 1 = compostos de alta massa molecular; 2 = compostos de baixa massa molecular; 3 = COD integral).

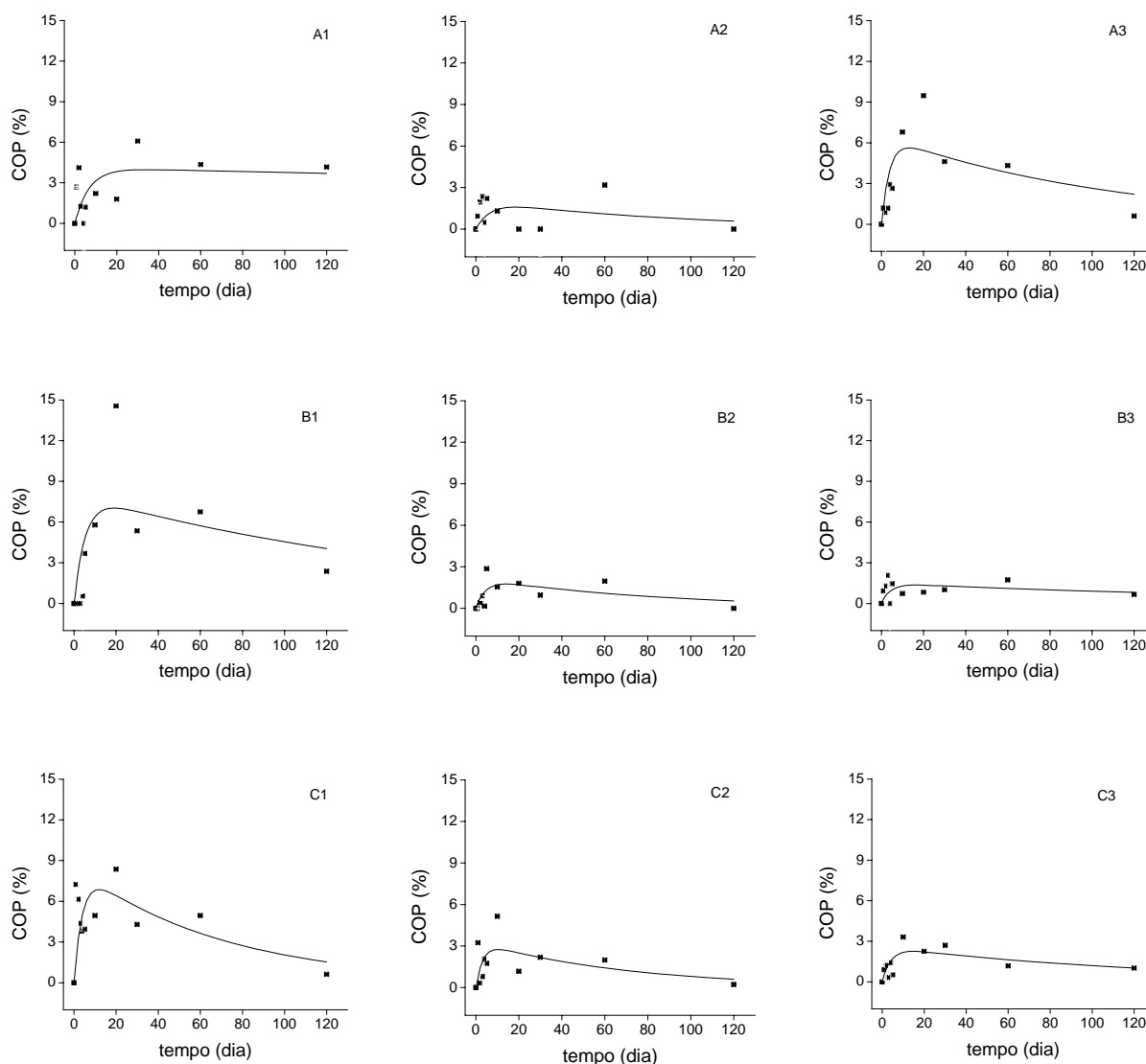


Figura 37: Cinéticas de formação e mineralizações de COP (A = inóculo barragem; B = inóculo braço do rio Tietê; C = inóculo braço do rio Piracicaba; 1 = compostos de alta massa molecular; 2 = compostos de baixa massa molecular; 3 = COD integral).

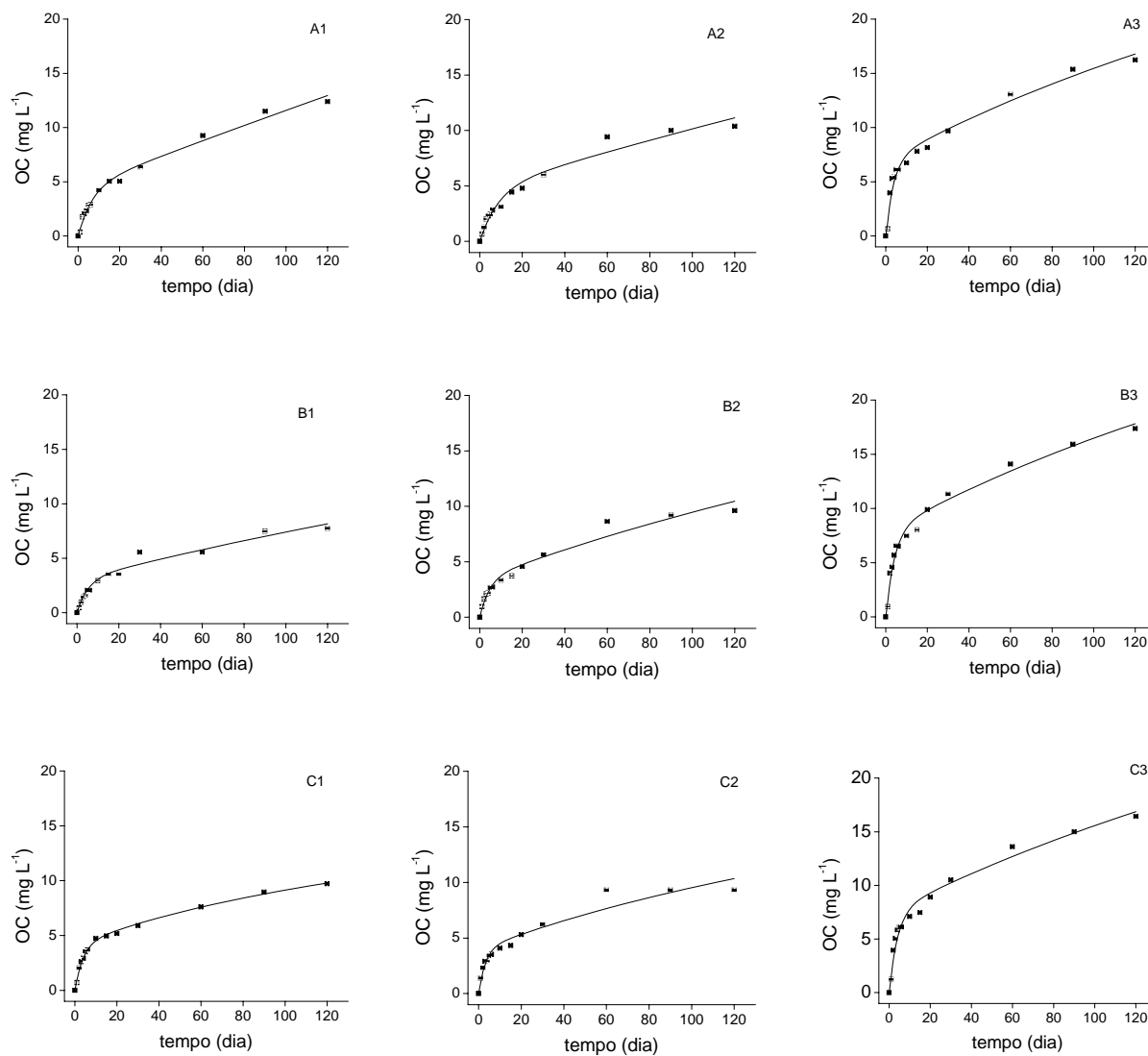


Figura 38: Cinética de consumo acumulado de OD (A = inóculo barragem; B = inóculo braço do rio Tietê; C = inóculo braço do rio Piracicaba; 1 = compostos de alta massa molecular; 2 = compostos de baixa massa molecular; 3 = COD integral).

Tabela 6: Parâmetros obtidos dos ajustes cinéticos. AMM = alta massa molecular; BMM = baixa massa molecular; CODI = COD integral; COD<sub>0</sub> = concentração inicial de carbono orgânico dissolvido; COD<sub>f</sub> = concentração final de carbono orgânico dissolvido (120 dias); CODL = carbono orgânico dissolvido lábil; COD<sub>R</sub> = carbono orgânico dissolvido refratário; COP = carbono orgânico particulado; COM = carbono orgânico mineralizado; k<sub>T</sub> = coeficiente de decaimento do CODL; k<sub>3</sub> = coeficiente de decaimento do COP; k<sub>4</sub> = coeficiente de decaimento do COD<sub>R</sub>; OC<sub>MAX</sub> = quantidade máxima de oxigênio dissolvido consumido; O/C = relação estequiométrica global entre oxigênio consumido / carbono orgânico mineralizado.

	Barragem			Braço rio Tietê			Braço rio Piracicaba		
	AMM	BMM	CODI	AMM	BMM	CODI	AMM	BMM	CODI
COD <sub>0</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	16,98	27,09	28,37	19,81	26,09	29,04	18,32	27,57	29,58
COD <sub>f</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	12,50	19,35	16,62	12,43	17,37	16,33	10,03	16,20	16,84
CODL (%)	18,55	23,26	16,56	25,92	8,83	10,22	10,95	9,69	15,81
k <sub>T</sub> (dia <sup>-1</sup> )	0,147	0,152	0,265	0,188	0,221	0,236	0,255	0,319	0,241
COD <sub>R</sub> (%)	81,45	76,74	83,44	74,08	91,17	89,78	89,05	90,31	84,19
k <sub>4</sub> (dia <sup>-1</sup> )	0,0008	0,0006	0,0030	0,0014	0,0026	0,0039	0,0040	0,0036	0,0033
COP (%)	4,05	1,92	6,24	7,68	2,06	1,46	7,99	3,14	2,53
k <sub>3</sub> (dia <sup>-1</sup> )	0,0009	0,0107	0,0091	0,0058	0,0117	0,0051	0,0144	0,0142	0,0078
COM (%)	22,74	27,83	39,27	33,22	32,87	42,98	42,74	40,62	42,06
OC <sub>MAX</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	12,64	10,57	14,96	7,00	9,80	17,41	7,97	9,23	16,11
O/C	3,3	1,4	1,3	1,1	1,1	1,4	1,0	0,8	1,3



Com relação ao COP (Figura 37), nas incubações com inóculo do ponto próximo a barragem, o rendimento (quantidade máxima de COP formado) foi 6,2% para a fração integral de COD, 4,1% para a fração de alta massa molecular, diferenças consideradas não significativas; porém, significativamente diferentes para a incubação contendo compostos de baixa massa molecular (1,9%). Nas incubações com inóculo do braço do rio do Tietê, o rendimento de COP para a incubação contendo compostos de alta massa molecular foi 7,7%, significativamente maior em relação às incubações contendo compostos de baixo peso molecular (2,1%) e de COD integral (1,5%). Nas incubações com inóculo do braço do rio Piracicaba, a fração contendo compostos de alta massa molecular também produziu maior rendimento de COP (8%) em relação às demais, sendo de 3,1% na incubação contendo compostos de baixa massa molecular e 2,5% na incubação contendo COD integral. Os compostos de alta massa molecular geraram maiores rendimentos de COP com os inóculos dos braços dos rios Tietê e Piracicaba, os quais não foram significativamente diferentes; porém, diferentes do rendimento obtido com inóculo do ponto próximo à barragem. O rendimento de COP gerado pelos compostos de baixa massa molecular não foram diferentes nas incubações com inóculos do ponto próximo à barragem e do braço do rio Piracicaba; mas, diferentes das incubações com inóculo do braço do rio Tietê. Com a fração COD integral, os rendimentos de COP foram diferentes em função dos inóculos; com 6,2% de rendimento com o inóculo PB, 2,5% com o inóculo PbP e 1,5% com o inóculo PbT.

Os consumos de oxigênio dissolvido (Figura 38) das diferentes frações (AMM, BMM e CODI) nas incubações com inóculo do local próximo à barragem foram significativamente diferentes. Nas incubações com inóculo do braço do rio Tietê, os consumos de oxigênio dissolvido também foram diferentes entre as frações (AMM, BMM e CODI). Nas incubações com inóculo do braço do rio Piracicaba, os consumos de oxigênio das mineralizações das frações de alta e baixa massas moleculares não foram diferentes; entretanto, o consumo de

oxigênio na fração COD integral foi maior do que o COD fracionado. Os consumos de oxigênio dissolvido das incubações contendo compostos de alta massa molecular foram significativamente diferentes entre aos inóculos. Nas incubações contendo compostos de baixa massa molecular também houve diferenças no consumo de oxigênio da incubação com inóculo do ponto próximo à barragem em relação às incubações com os inóculos dos braços dos rios Tietê e Piracicaba, sendo que estes não diferiram significativamente. Nas incubações com o COD integral, os consumos de oxigênio dissolvido não foram significativamente diferentes em função dos inóculos.

As quantidades máximas de oxigênio dissolvido consumido ( $OC_{MAX}$ ) das incubações (determinadas pelo ajuste cinético dos consumos acumulados de oxigênio dissolvido) são apresentadas na Tabela 6, juntamente com as relações estequiométricas globais entre a quantidade máxima de oxigênio dissolvido consumido e quantidade de carbono orgânico mineralizado.

#### 5.2.2. Bioensaio de degradação aeróbia do COD lixiviado de *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*

A massa de compostos solúveis (lixiviados) dos fragmentos de *P. stratiotes* e *E. crassipes* representaram, respectivamente, 27,9% e 22,5% (em relação ao peso seco). A concentração de carbono orgânico dissolvido nos lixiviados de *P. stratiotes* e *E. crassipes* foram respectivamente, 435,70 mg L<sup>-1</sup> e 306,44 mg L<sup>-1</sup>. No fracionamento dos compostos orgânicos, o lixiviado de *P. stratiotes* apresentou 61,3% de compostos orgânicos de baixa massa molecular e 38,7% de alta massa molecular; o lixiviado de *E. crassipes* apresentou 82,9% de compostos de baixa massa molecular e 17,1% de alta massa molecular.

Os ajustes cinéticos das perdas de massa de COD, das formações de COP e de consumo de oxigênio das degradações dos compostos de alta e baixa massas moleculares e fração

integral, são apresentados nas Figuras 39, 40 e 41, respectivamente. Na Tabela 7 apresentam-se os parâmetros obtidos dos ajustes cinéticos.

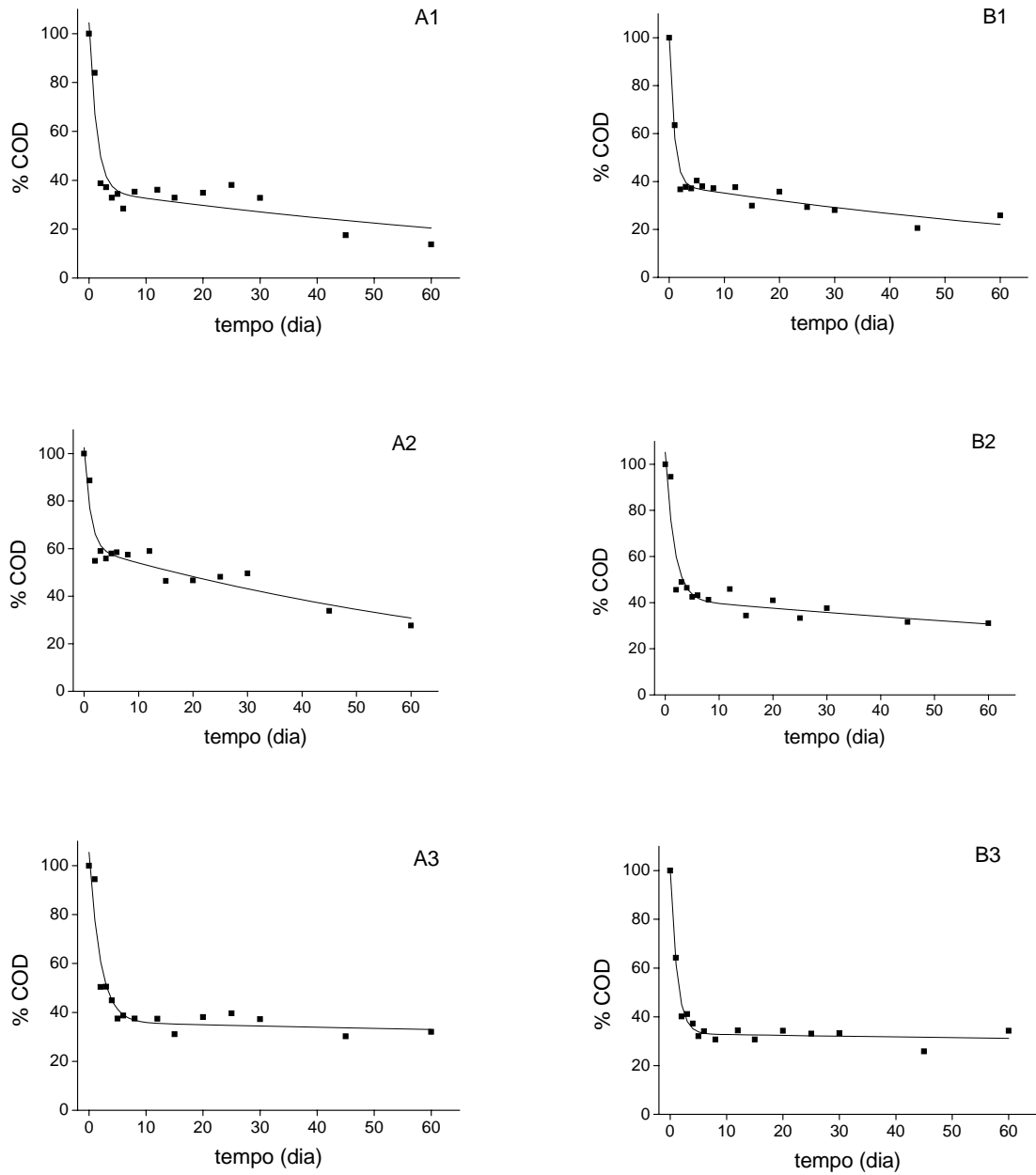


Figura 39: Ajustes cinéticos das perdas de massa das frações de COD. (A = *P. stratiotes*; B = *E. crassipes*; 1 = compostos de baixa massa molecular; 2 = compostos de alta massa molecular; 3 = COD integral).

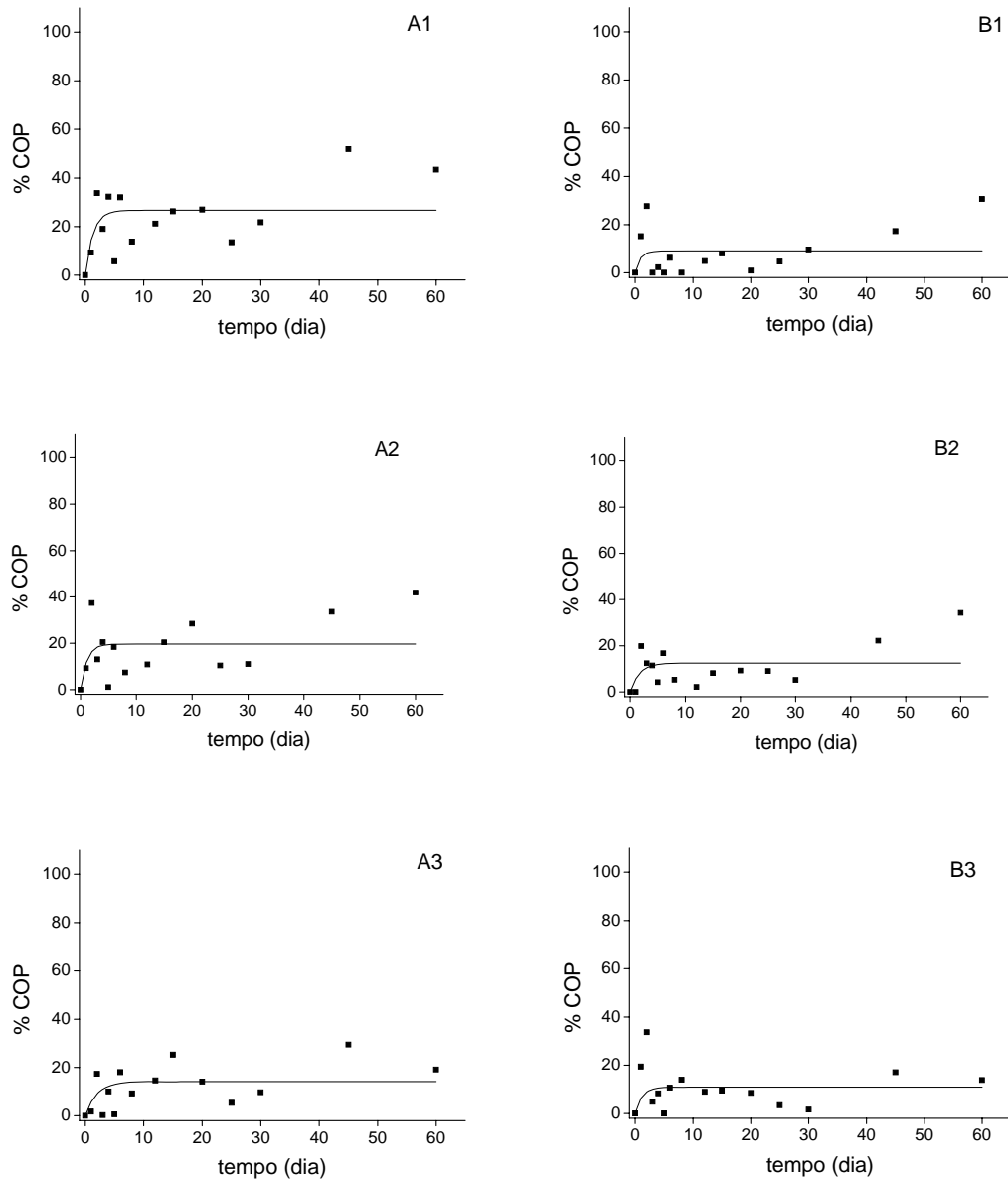


Figura 40: Cinéticas de formação de COP (A = *P. stratiotes*; B = *E. crassipes*; 1 = compostos de baixa massa molecular; 2 = compostos de alta massa molecular; 3 = COD integral).

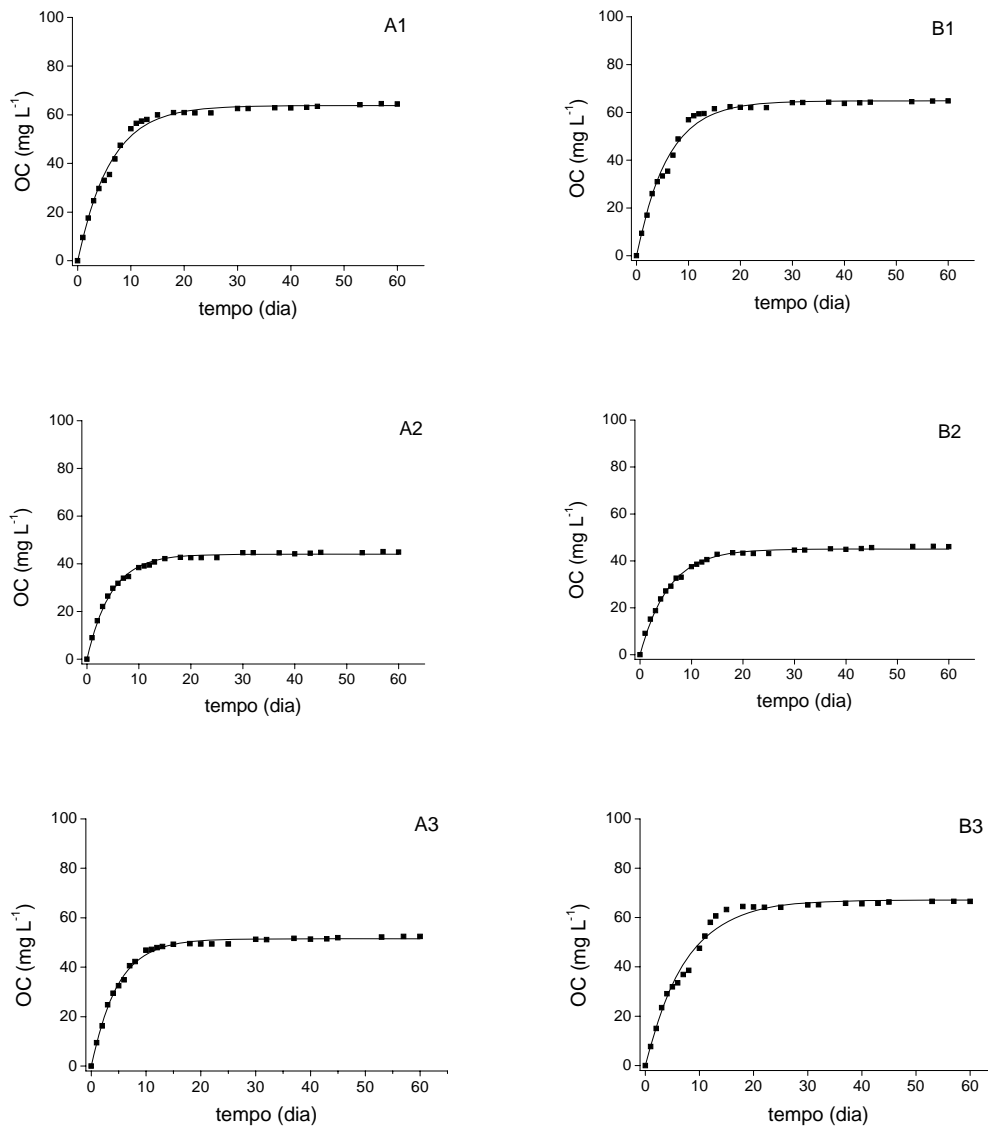


Figura 41: Cinética de consumo acumulado de OD (A = *P. stratiotes*; B = *E. crassipes*; 1 = compostos de baixa massa molecular; 2 = compostos de alta massa molecular; 3 = COD integral).

Tabela 7: Parâmetros dos ajustes cinéticos. AMM = alta massa molecular; BMM = baixa massa molecular; CODI = COD integral;  $COD_0$  = concentração inicial de carbono orgânico dissolvido;  $COT_f$  = concentração final de carbono orgânico total (60 dias);  $\Delta COD = COD_0 - COT_f$ ; CODL = carbono orgânico dissolvido lábil;  $COD_R$  = carbono orgânico dissolvido refratário; COP = carbono orgânico particulado; COM = carbono orgânico mineralizado;  $k_T$  = coeficiente de decaimento do CODL;  $k_3$  = coeficiente de decaimento do COP;  $k_4$  = coeficiente de decaimento do  $COD_R$ ;  $OC_{MAX}$  = quantidade máxima de oxigênio dissolvido consumido;  $K_D$  = coeficiente de desoxigenação; O/C = relação estequiométrica global entre oxigênio consumido / carbono orgânico mineralizado.

	<i>P. stratiotes</i>			<i>E. crassipes</i>		
	AMM	BMM	CODI	AMM	BMM	CODI
$COD_0$ (mg L <sup>-1</sup> )	19,71	21,09	23,68	19,83	22,53	25,89
$COT_f$ (mg L <sup>-1</sup> )	4,72	4,14	7,38	5,80	4,94	8,04
$\Delta COD$ (%)	76,1	80,4	68,8	70,8	78,1	68,9
CODL (%)	42,14	68,68	68,80	63,68	62,23	67,32
$k_T$ (dia <sup>-1</sup> )	0,878	0,764	0,504	0,602	1,139	0,848
$COD_R$ (%)	57,86	31,32	31,20	36,32	37,77	32,68
$k_4$ (dia <sup>-1</sup> )	0,0112	0,0093	0,0015	0,005	0,0093	0,0010
COP (%)	19,69	26,74	14,19	12,46	9,10	10,89
$k_3$ (dia <sup>-1</sup> )	0	0	0	0	0	0
COM (%)	56,37	53,64	54,63	58,29	68,98	58,04
$OC_{MAX}$ (mg L <sup>-1</sup> )	44,02	63,77	51,47	45,08	64,84	67,14
$k_D$	0,215	0,163	0,209	0,180	0,166	0,134
O/C	3,96	5,64	4,00	3,90	4,17	4,47

Os ajustes cinéticos das perdas de massa de COD (AMM, BMM e integral) foram significativamente diferentes entre si em ambos os lixiviados. As formações de COP foram diferentes para todas as frações, em ambos os lixiviados. Os consumos acumulados de

oxigênio dissolvido das frações de COD foram diferentes entre as frações para ambos os lixiviados, exceto os consumos verificados para a fração de baixa massa molecular e a fração integral do lixiviado de *E. crassipes*, que não foram significativamente diferentes. Os ajustes cinéticos de consumo de COD, formação de COP e de consumo OD das frações correspondentes de COD (AMM *P. stratiotes* - AMM *E. crassipes*, BMM *P. stratiotes* - BMM *E. crassipes*, CODI *P. stratiotes* - CODI *E. crassipes*) foram significativamente diferentes.

As frações integrais (CODI) de ambos lixiviados foram utilizadas (mineralização + formação de COP) em quantidades similares (*P. stratiotes*, 69,5% e *E. crassipes*, 68,9%), porém seus coeficientes de consumo diferiram. A fração lábil de COD lixiviado de *E. crassipes* foi consumida com maior velocidade (tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) = 0,82 dia), apresentando coeficiente de perda de massa 1,7 vezes maior do que a fração lábil de lixiviado de *P. stratiotes* ( $t_{1/2}$  = 1,38 dia). Por outro lado, a fração refratária do COD de *P. stratiotes* apresentou coeficiente de perda de massa 1,6 vezes maior ( $t_{1/2}$  = 462 dias) do que o de *E. crassipes* ( $t_{1/2}$  = 693 dias). Quanto às vias de utilização do COD, a formação de carbono orgânico particulado foi maior na degradação do lixiviado de *P. stratiotes* (14,2%) contra 10,9% de *E. crassipes*, já a via oxidativa apresentou maior rendimento para o lixiviado de *E. crassipes*, com 58% do carbono orgânico mineralizado contra 55% de *P. stratiotes*. O consumo acumulado de oxigênio dissolvido foi 1,3 vezes maior na degradação do COD de *E. crassipes*, porém com coeficiente de desoxigenação 1,6 menor. As relações estequiométricas globais O/C foram próximas (4,0 para *P. stratiotes* e 4,5 para *E. crassipes*), sendo a maior demanda de oxigênio requerida nos 10-15 dias iniciais, isto é, na oxidação das frações lábeis.

A quantidade de COD utilizada nas incubações com compostos de alta e baixa massas moleculares do lixiviado de *P. stratiotes* foram respectivamente, 76,1% e 80,4%; a fração lábil dos compostos de AMM foi 1,6 vezes menor em relação aos compostos de BMM; mas,

seus coeficientes de perda de massa foram próximos ( $t_{1/2} = 0,79$  dia para AMM e  $t_{1/2} = 0,91$  dia para BMM). A fração de baixa massa molecular subsidiou maior formação de COP (1,4 vezes). O consumo de oxigênio dissolvido foi 1,5 maior na mineralização da fração de baixa massa molecular; entretanto, seu coeficiente de desoxigenação foi 1,3 vezes menor. As relações estequiométricas O/C indicam que a mineralização da fração BMM apresentou demanda de oxigênio 1,4 vezes maior que a de AMM.

Com relação ao lixiviado de *E. crassipes*, nas incubações contendo compostos de alta e baixa massas moleculares os consumos de COD foram respectivamente, 70,8% e 78,1%. Em ambas as frações (AMM e BMM), as quantidades de compostos lábeis e refratários foram próximas, porém os coeficientes de perda de massa, tanto da fração lábil quanto da fração refratária, das incubações contendo compostos de baixa massa molecular foram quase 2 vezes maiores ( $t_{1/2} = 1,15$  dia para AMM e  $t_{1/2} = 0,61$  dia para BMM, nas frações lábeis;  $t_{1/2} = 138$  dias para AMM e  $t_{1/2} = 74,5$  dias para BMM nas frações refratárias). Os compostos com AMM geraram 1,4 vezes mais COP do que os compostos com BMM. O consumo acumulado de oxigênio dissolvido foi (1,4 vezes) maior nas incubações contendo compostos de baixa massa molecular; os coeficientes de desoxigenação foram próximos, sendo ligeiramente maior para os compostos com AMM. As relações estequiométricas de ambas as frações (AMM e BMM) também foram próximas, sendo ligeiramente maiores para os compostos com BMM.

Comparando-se os compostos de baixa massa molecular lixiviados de *E. crassipes* e *P. stratiotes*, observou-se que as quantidades de COD utilizados (mineralização + formação de COP) foram próximas; mas, os coeficientes (de perda de massa) diferiram significativamente, sendo o coeficiente de perda de massa dos compostos de baixa massa molecular do lixiviado de *E. crassipes* 1,5 maior. As concentrações das frações refratárias decresceram com coeficientes similares. A formação de COP das frações com BMM foi aproximadamente 3 vezes maior para o lixiviado de *P. stratiotes*. Os consumos acumulados de oxigênio dissolvido



e os coeficientes de desoxigenação foram próximos, mas a relação estequiométrica O/C foi 1,4 vezes maior com o lixiviado de *P. stratiotes*.

Numa comparação entre as frações contendo compostos de alta massa molecular lixiviados de *E. crassipes* e *P. stratiotes*, observou-se que a quantidade de COD utilizado foi maior para o lixiviado de *P. stratiotes*, os coeficientes de perda de massa, tanto da fração lábil como da refratária foram 1,5 (fração lábil) e 2,2 (fração refratária) vezes maiores em relação à fração de AMM lixiviada de *E. crassipes*. A formação de COP nas frações com AMM foi 1,6 vezes maior para o lixiviado de *P. stratiotes*. Os consumos acumulados de oxigênio dissolvido e suas relações estequiométricas globais O/C foram próximas, o coeficiente de desoxigenação foi ligeiramente maior com o lixiviado de *P. stratiotes*.

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1. Inventário limnológico

O desenvolvimento de programas eficientes de gerenciamento que visam à manutenção da qualidade de água de reservatórios requer um amplo conhecimento do metabolismo do sistema, através dos estudos dos processos predominantes e os fluxos energéticos entre diferentes compartimentos. O conhecimento da entrada de energia e nutrientes no sistema e o balanço entre ganhos e perdas, e ainda, como essas funções variam espacial e temporalmente, é a base para o entendimento do metabolismo do sistema (JØRGENSEN & VOLLENWEIDER (2000).

No reservatório de Barra Bonita o metabolismo do sistema está ligado ao ciclo hídrico, sendo distintos dois períodos principais: período de chuva (setembro a março) e período de seca (abril a setembro). As maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido ocorreram no período chuvoso e mostraram forte correlação positiva com a temperatura. Esses resultados sugerem que os aumentos da temperatura e da concentração de fósforo nesse período devem ter favorecido a produção primária, conforme observado por CALIJURI & TUNDISI (1990). Em relatórios fornecidos pelos administradores da UHE de Barra Bonita, as concentrações de clorofila-a apresentaram-se dez vezes maiores no período chuvoso (Anexo 2); outros estudos (CALIJURI & TUNDISI, 1990; CALIJURI & DOS SANTOS, 1996; 2001; DOS SANTOS & CALIJURI, 1997; 1998) reforçam essa variação sazonal do fitoplâncton.

Uma das conseqüências do aumento das populações fitoplanctônicas é o aumento das concentrações de COD, carbono orgânico excretado pelo fitoplâncton (ANTÓNIO, 2006), favorecendo também a formação de agregados gelatinosos (DELLAMANO-OLIVEIRA, 2006) e partículas de exopolímeros transparentes - TEPs (BITTAR, 2005). COLOMBO (2006) estimou uma produção anual média de carboidratos totais dissolvidos no reservatório de 7679 ton ano<sup>-1</sup>, ANTÓNIO (2006) estimou uma produção de COD pelo fitoplâncton no

reservatório de 15852 ton ano<sup>-1</sup>. Durante o período de floração das algas, a matéria orgânica liberada nesse estágio é composta principalmente de compostos de baixa massa molecular, que podem ser consumidos diretamente pelas bactérias; já no período pós-floração, as células fitoplanctônicas senescentes liberam principalmente compostos poliméricos (polissacarídeos e proteínas) (KISAND & TAMMERT, 2000), elevando as concentrações de carboidratos (TIEN *et al.*, 2002; HAYAKAWA, 2004).

O COD presente no reservatório tem diferentes origens, como: i) a excreção ativa e senescência do fitoplâncton (ANTÓNIO, 2006; DELLAMANO-OLIVEIRA, 2006; COLOMBO, 2006) e do bacterioplâncton (PANHOTA *et al.*, 2007); ii) excreção e senescência das plantas aquáticas (BERTILSSON & JONES, 2003); iii) ejeção do material assimilado pelos protozoários e excreção direta (FENCHEL, 1987); iv) matéria orgânica proveniente dos solos (HAYAKAWA, 2004) e v) efluentes domésticos, industriais e agrícolas (STRAŠKRABA & TUNDISI, 2000). De acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (São Paulo, 1990) o reservatório de Barra Bonita é alimentado por rios com níveis de qualidade bastante variáveis, variando desde “águas nobres”, correspondentes aos rios que drenam APA (área de proteção ambiental) até “águas poluídas” (NOVO & LEITE, 1996).

Uma análise mais detalhada da origem do COD no reservatório, por exemplo, utilizando-se métodos de proporções isotópicas, poderia indicar mais precisamente a origem e a variação temporal de suas entradas no sistema, e ainda, qual sua contribuição para o metabolismo dos microheterótrofos. Portanto, as maiores concentrações de carbono orgânico e os maiores valores percentuais de compostos orgânicos dissolvidos de alta massa molecular ocorridos no verão (período de chuvas) devem ter sido subsidiados pelo aumento da produção primária (autóctone) e a entrada de matéria orgânica alóctone (esgotos e material terrestre).

Estimulado pelas maiores entradas de carbono orgânico (autóctone e alóctone), aliado as altas temperaturas, no verão ocorre, ainda, nesse ambiente maior atividade de decomposição (PANHOTA & BIANCHINI Jr., 2003). Nesse contexto foi verificada uma correlação positiva entre os coeficientes de mineralização da matéria orgânica dissolvida e as concentrações de COD e relataram-se também maiores concentrações de substâncias húmicas no período chuvoso (ANTONIO, 2004). A própria decomposição da matéria orgânica também age a favor da produção primária pela regeneração de nutrientes (C, N e P).

As taxas de degradação dos compostos orgânicos de origem algal podem variar dependendo das espécies produtoras (COLOMBO, 2006, COLOMBO *et al.*, 2004; GIROLDO *et al.*, 2005, 2003; PACOBAHYBA *et al.*, 2004; FREIRE-NORDI & VIEIRA, 1996). Nesse caso relataram-se sucessões de espécies bacterianas na decomposição de polissacarídeos excretados por *A. granulata* e *M. aeruginoso* (COLOMBO, 2006), reportou-se, ainda, a especificidade de bactérias na degradação de polissacarídeos (GIROLDO, 2003).

As diferentes taxas de degradação dos polissacarídeos de origem algal e possível especificidade de algumas bactérias devem estar relacionadas à composição dos polissacarídeos, que, por sua vez, podem apresentar grandes variações de uma espécie para outra. A intensificação do processo de eutrofização tende a aumentar o número de espécies produtoras de mucilagem, por exemplo, *Microcystis* e *Anabaena*, aumentando a quantidade de polissacarídeos dissolvidos (TIEN *et al.*, 2002). Em estudo que tratou da dinâmica populacional do fitoplâncton foi observado que as maiores concentrações de carboidratos totais estiveram correlacionadas às florações algais; no entanto, houve diferenciação na composição da comunidade fitoplânctônica entre os períodos de chuva (predomínio de cianofíceas) e de seca (coexistência de diatomáceas e cianofíceas) (DELLAMANO-OLIVEIRA, 2006).

As concentrações de fósforo total no período chuvoso foram maiores, esse aumento foi provavelmente devido a: i) decomposição do material orgânico em suspensão; ii) as condições de anóxia do hipolímnio (meses de agosto, janeiro, abril e dezembro), que favorecem a liberação de fósforo do sedimento; e iii) a dessorção de fosfato do material inorgânico em suspensão (CALIJURI & DOS SANTOS, 2001; CALIJURI & TUNDISI, 1990), os quais aumentam devido às contribuições do solo da bacia hidrográfica. Por outro lado, no período seco, as maiores concentrações de oxigênio dissolvido na coluna da água (março, junho e julho) devem ter favorecido a precipitação do fósforo para o sedimento (TUNDISI *et al.*, 1988); a menor entrada de material alóctone, provavelmente também contribuiu para a ocorrência das menores concentrações de fósforo nesse período.

As concentrações de nitrogênio inorgânico total seguiram o mesmo padrão das de fósforo total, os valores mais elevados ocorreram no período de chuvas e as concentrações de nitrato predominaram sobre as de amônio e de nitrito. DOS SANTOS (1996) também registrou nesse reservatório concentrações mais elevadas das formas nitrogenadas no verão, com exceção do nitrato. Por outro lado, WISNIEWSKI (1998) constatou menores concentrações das formas nitrogenadas no verão. Essas diferenças, por sua vez, podem ser atribuídas ao dinamismo da ciclagem do nitrogênio, que é constituído por vários processos microbiológicos (nitrificação, desnitrificação, amonificação e fixação do nitrogênio molecular), sendo a disponibilidade de oxigênio um dos principais fatores controladores desses processos.

Provavelmente, as formas nitrogenadas (nitrogênio orgânico total, amônia, nitrito e nitrato) foram encontradas em concentrações mais elevadas no período chuvoso (verão) devido à entrada de nutrientes provenientes das atividades agrícolas, excreção de compostos nitrogenados pelas cianofíceas (MCCARTHY, 1980) e também, devido à intensificação dos processos de decomposição. As maiores concentrações de amônia e nitrito decorreram, possivelmente, da intensificação do processo de amonificação.

Na análise das componentes principais (Figura 33), o primeiro eixo explicou 33% da variabilidade total dos dados. Esse eixo foi influenciado positivamente pela condutividade elétrica, pelas concentrações de carbono inorgânico, todas as formas de nitrogênio (exceto nitrato) e fósforo total. O segundo eixo resumiu 24% da variabilidade dos dados, sendo influenciado, de forma positiva, pela precipitação, pela vazão, temperatura, pH e COD. Portanto, ambos os eixos representaram 57% da variabilidade dos dados. A ordenação dos dados pela ACP refletiu a variação sazonal das variáveis limnológicas, mostrando que no período de chuvas (quadrante 1) ocorreu o aumento das concentrações de nutrientes e do carbono orgânico, período no qual aumentou a entrada de energia e materiais no sistema, culminando, provavelmente, em uma maior atividade fotossintética (maiores concentrações de OD e valores de pH nas camadas superficiais) e decompositora (maiores valores de DBO<sub>5</sub>, baixas concentrações de OD nas camadas profundas da coluna d'água).

Os ciclos sazonais das variáveis limnológicas foram bem refletidos na ordenação dos meses (Figura 33). Complementarmente à análise das componentes principais, a análise de agrupamento (ACH) dos meses (Figura 34), também mostrou distinção entre os períodos, sendo considerados similares: dezembro, janeiro, março (chuvas), exceto fevereiro e novembro; maio, junho, julho (estiagem); abril, agosto, setembro e outubro (transição). Cabe ressaltar que em amostragens pontuais algumas variáveis podem não representar com eficácia os processos envolvidos, pois eventos como intensa precipitação, ventos, controle das vazões efluentes pela operação da UHE em dias anteriores a coleta, podem alterar os resultados esperados. Deve-se considerar que devido à natureza dinâmica dos processos ecológicos no reservatório, para efeito de uma gestão segura e preventiva, o monitoramento das variáveis físicas, químicas e biológicas deve ser ininterrupto, aumentando o banco de informações e conseqüentemente, reduzindo as chances de erros na construção de modelos.

Os resultados, de modo geral, demonstraram que os aumentos das concentrações de carbono orgânico (total e dissolvido) na água do reservatório ocorreram no período chuvoso. Esse aumento nas concentrações de carbono orgânico deve estar relacionado com a entrada de material orgânico alóctone trazido pelo escoamento superficial das áreas adjacentes do reservatório e também pelo aumento das vazões dos afluentes (esgotos). Nesse período, além da entrada do material orgânico observaram-se também aumentos das concentrações de nutrientes, principalmente o fósforo; tais aduções aliadas às altas temperaturas e as maiores intensidades luminosas do período, favoreceram o aumento da produção fitoplactônica (autóctone). Nesse período observaram-se também as maiores concentrações de COD de alta massa molecular que devem se decorrentes da entrada de matéria orgânica alóctone (substâncias húmicas) e autóctone (excreção e lise celular das populações fitoplanctônicas).

O estado de São Paulo passou por rápido desenvolvimento econômico nas últimas décadas graças a grandes projetos industriais e agroindustriais, estimulados pelos investimentos em larga escala em tecnologia, agricultura e indústria, o que proporcionou o crescimento de grandes centros urbanos. Esse padrão de crescimento acarretou problemas ambientais como: desmatamento excessivo; aumento da poluição atmosférica, terrestre e hídrica; eutrofização das águas interiores; deterioração da qualidade hídrica, entre outros. Embora cada um dos reservatórios elimine parte da carga de nutrientes, ao longo dos anos, observa-se o aumento gradual das cargas de fósforo e nitrogênio; assim sendo, esses reservatórios têm como principais problemas: a grande eutrofização devido a: i) recepção de dejetos domésticos, industriais e agrícolas; ii) sedimentação; iii) poluição com herbicidas, pesticidas e metais; iv) grandes explosões de algas cianofíceas; e v) problemas sociais complexos, relacionados a relocação de pessoas (STRAŠKRABA & TUNDISI, 2000).

As principais atividades e ações de gerenciamentos, no caso dos reservatórios em cascata ao longo do rio Tietê, seriam: controle da eutrofização através do tratamento de esgotos e

regulagem das descargas; preservação e replantio de matas ciliares; monitoramento e controle de substâncias tóxicas e medidas de relocação para promover reparações sociais (TUNDISI, 2000). O gerenciamento integrado desses reservatórios deve ocorrer de forma coordenada a fim de que essas ações contemplem toda a rede hidrográfica visando à melhoria da qualidade da água e seus usos múltiplos.

### *6.2. Bioensaio de degradação aeróbia do COD do reservatório*

Os resultados indicaram diferenças significativas nos consumos do carbono das diferentes frações do COD e nas rotas de degradação desses materiais. Em todas as incubações, as frações do COD apresentaram sempre o predomínio das formas refratárias, sendo uma pequena parte dos compostos prontamente utilizados. De modo geral, as frações integrais de COD apresentaram maiores coeficientes de perda de massa em relação às frações com compostos de alta e baixa massas moleculares isoladamente, WEINBAUER & HÖFLE (1998) também verificaram que a fração integral de COD de um lago eutrófico (Plußsee, Alemanha) foi mais biorreativa em relação ao material fracionado. COVERT & MORAN (2001) em experimentos de enriquecimento com compostos orgânicos dissolvidos de alta e baixa massas moleculares, relataram o desenvolvimento de comunidades bacterianas distintas que utilizam esses compostos; portanto, as composições das comunidades bacterianas que desenvolveram-se nas incubações contendo COD integral, pareceram utilizar mais eficientemente o recurso, sugerindo que o conjunto de compostos orgânicos dissolvidos, possivelmente exerceu um efeito maior na biorreatividade do que os compostos fracionados.

Nas incubações com inóculo do ponto próximo à barragem, a fração contendo compostos de baixa massa molecular foi mais utilizada. Por outro lado, nas incubações com inóculos dos rios Tietê e Piracicaba, as frações contendo os compostos de alta massa molecular foram mais utilizadas. Esses resultados indicam que houve diferenças na utilização do COD de alta e



baixa massas moleculares com os diferentes inóculos. Nesse caso, os inóculos contendo bacterioplâncton dos pontos dos rios Tietê e Piracicaba utilizaram mais eficientemente os compostos de alta massa molecular, e o bacterioplâncton do ponto próximo à barragem, os compostos de baixa massa molecular. Esses resultados sugerem variações espaciais na utilização desses compostos dentro do reservatório, indicando que o bacterioplâncton dos locais de montante tem melhor habilidade na utilização de compostos de alta massa molecular e o bacterioplâncton do ponto próximo à barragem mostrou melhor habilidade na utilização de compostos de baixa massa molecular.

A biorreatividade de compostos de alta e baixa massas moleculares do COD foi estudada por alguns pesquisadores; o modelo geral formulado por SAUNDERS (1976) no qual compostos de baixa massa molecular são decompostos mais rapidamente é ainda amplamente aceito; porém, alguns estudos demonstraram que compostos de alta massa molecular apresentaram maior biorreatividade, isto é, foram mais rapidamente utilizados pelo bacterioplâncton (MEYER *et al.*, 1987; TRANVIK, 1990; ARNOSTI *et al.*, 1994; AMON & BENNER, 1994, 1996a; PACOBAHYBA *et al.*, 2004), pois em alguns casos o conjunto de compostos de baixa massa molecular pode representar materiais altamente degradados. Uma explicação para a melhor utilização de compostos de baixa massa molecular nas incubações com o inóculo do ponto próximo à barragem, é que nesse ponto do reservatório observou-se maior quantidade de compostos de baixa massa molecular (Tabela 1), o que permite inferir que essa região do reservatório deva concentrar o COD alterado diageneticamente ao longo do reservatório; portanto, o bacterioplâncton deve estar melhor adaptado a utilização desses compostos.

Uma das vias de degradação do COD, a formação de COP, importante no processo da alça microbiana nos ambientes aquáticos, gerou baixos rendimentos (1,5 - 8%) se comparados aos rendimentos (40 - 50%) obtidos utilizando-se glicose como substrato (PANHOTA &

BIANCHINI Jr., 2003). Os rendimentos foram baixos, ainda, se comparados com experimentos que envolveram a degradação de polissacarídeos excretados de sete espécies fitoplanctônicas desse reservatório, que registraram em média o rendimento de 23% na formação de COP (ANTONIO, 2004), ou, ainda, com os rendimentos médios de formação de COP da degradação de compostos húmicos em condições aeróbias (COP: 15,8%) e anaeróbias (COP: 13,5%); CUNHA-SANTINO & BIANCHINI Jr. (2002). As degradações dos compostos de alta massa molecular geraram os maiores valores de COP com inóculos dos braços do rio Piracicaba (8%) e do rio Tietê (7,7%).

O COD integral foi juntamente com a fração de alta massa molecular, os maiores geradores de COP nas incubações com inóculo do ponto próximo à barragem. Portanto, parece relevante nesse ambiente, a maior participação dos compostos de alta massa molecular na reintrodução do COD detrital em níveis tróficos superiores, principalmente nos pontos localizados nos braços dos rios que formam o reservatório. Nesse caso, considerando que esses compostos de alta massa molecular sejam principalmente derivados da senescência do fitoplâncton (KISSAND & TAMMERT, 2000), os resultados apontam para a importância do fitoplâncton no subsídio do bacterioplâncton e da alça microbiana nesse ambiente.

As relações estequiométricas O/C globais apresentaram o mesmo padrão nas incubações com inóculos dos pontos dos rios Tietê e Piracicaba, sendo as frações contendo COD integral com os maiores coeficientes estequiométricos em relação às frações contendo compostos de alta e baixa massas moleculares. Nas incubações com inóculo do ponto próximo à barragem, observou-se um padrão diferenciado com relação às frações contendo compostos de alta e baixa massas moleculares, sendo os valores dos coeficientes estequiométricos 3 vezes maior nas incubações contendo compostos de alta massa molecular e 1,3 - 1,8 vezes maior nas incubações contendo compostos de baixa massa molecular, em relação às incubações contendo inóculos dos braços dos rios Tietê e Piracicaba.

O coeficiente estequiométrico da degradação do COD integral apresentou valor aproximado aos coeficientes das incubações com inóculos dos rios Tietê e Piracicaba, contendo a mesma fração. Esses resultados reforçam a diferenciação na utilização das frações contendo compostos de alta e baixa massas moleculares nas incubações contendo inóculo do ponto próximo à barragem em relação às incubações contendo inóculos dos rios Tietê e Piracicaba, possivelmente refletindo vias metabólicas diferenciadas, que pode ser consequência da diferenciação na composição das comunidades bacterianas que utilizaram os compostos de alta massa molecular (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI Jr., 2003).

Com relação à utilização das frações contendo compostos de alta e baixa massas moleculares, é possível concluir que as incubações contendo bacterioplâncton do ponto próximo a barragem utilizaram melhor os compostos de baixa massa molecular, já o bacterioplâncton dos pontos dos rios Tietê e Piracicaba utilizaram melhor os compostos de alta massa molecular. ABE *et al.* (2003) em levantamento da comunidade bacteriana ao longo do sistema de reservatórios em cascata no rio Tietê encontraram diferenças na densidade e estrutura do bacterioplâncton nos pontos amostrados correspondentes a este trabalho, o que reforça a hipótese de que o COD possa ser utilizado diferentemente pelos inóculos selecionados neste estudo. Esses resultados sugerem que essa variação espacial possa estar contida dentro do conceito do “contínuo fluvial” (VANNOTE, 1980), porém investigações mais apuradas devem ser feitas para sua confirmação.

De modo geral, os coeficientes de mineralização do COD (alta e baixa massas moleculares) foram maiores nas incubações com inóculos dos rios Tietê e Piracicaba, sugerindo maior atividade do bacterioplâncton coletados nesses pontos. Contudo, nas incubações contendo COD integral não foram observadas diferenças significativas na sua utilização pelos diferentes inóculos utilizados.

### 6.3. Bioensaio de degradação aeróbia do COD lixiviado de *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*

A composição de espécies de macrófitas aquáticas ao longo do sistema de reservatórios em cascata no rio Tietê está diretamente relacionada ao índice de estado trófico (IET), que decresce do primeiro ao último reservatório (TAVARES, 2003). O reservatório de Barra Bonita, o primeiro da série, sofre intenso processo de eutrofização artificial por comportar em sua bacia, a maior densidade populacional, concentração industrial e atividade agrícola do país (CAMARGO & ESTEVES, 1995). Portanto, esse reservatório apresenta grande potencial para o desenvolvimento de macrófitas aquáticas e fitoplâncton.

Com relação às macrófitas aquáticas do reservatório de Barra Bonita, as espécies flutuantes livres *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Pistia stratiotes* (alface d'água), que são indicadoras de ambientes eutrofizados (POTT & POTT, 2000), ocorrem com frequência e abundantemente (TAVARES, 2003; CARVALHO *et al.*, 2003). CARVALHO *et al.* (2003) em um estudo sobre o nível de ocorrência de plantas aquáticas no reservatório de Barra Bonita, estimaram que a área ocupada pelas populações de macrófitas aquáticas representou 6,75% da área total do reservatório e que *E. crassipes* e *P. stratiotes* tiveram um nível de ocorrência de, respectivamente, 10,9% e 8,6% da área ocupada pelas populações de plantas aquáticas. As demais espécies (15) encontradas no levantamento corresponderam a aproximadamente 80% da área ocupada pelas populações de macrófitas aquáticas.

As taxas de crescimento das plantas aquáticas variam principalmente em função: i) das condições climáticas; ii) das concentrações de nutrientes; iii) dos espaços livres entre as plantas e iv) das condições de mistura e turbulência. Portanto, o elevado potencial de crescimento desses vegetais, aliado às altas temperaturas e às condições nutricionais favoráveis (comuns em vários ecossistemas aquáticos brasileiros) indica a relevância das macrófitas aquáticas como fontes de detritos (BIANCHINI Jr., 2003). Em alguns estudos

realizados em diferentes condições, *E. crassipes* apresentou os seguintes coeficientes de crescimento e tempo de duplicação: 0,040 dia<sup>-1</sup> e 17,3 dias (FUEM, 1999), 0,053 dia<sup>-1</sup> e 11-15 dias (PENFOUND & EARLE, 1948), 0,025 dia<sup>-1</sup> e 27,7 dias (HENRY-SILVA *et al.*, 2002). Têm-se registrado para essa espécie as seguintes densidades máximas (g PS m<sup>-2</sup>): 1638,0 (ESTEVES, 1982), 1918,8 (MORAES, 1999), 294,0 (FUEM, 1999), 2027,0 (GRECO & FREITAS, 2002). *P. stratiotes* apresentou o seguinte coeficiente de crescimento e tempo de duplicação: 0,031 dia<sup>-1</sup> e 22,4 dias (HENRY-SILVA *et al.*, 2002); e as seguintes densidades máximas (g PS m<sup>-2</sup>): 881,2 (MORAES, 1999), 372,0 (FUEM, 1999) e 205,3 (CAMARGO & FLORENTINO, 2000).

A decomposição das macrófitas aquáticas, que pode exercer papel relevante nos ambientes aquáticos, é constituída, de modo geral, por dois eventos: a lixiviação (dissolução de compostos hidrossolúveis, como açúcares simples, proteínas e nutrientes; BASTARDO, 1981) que pode gerar quantidades elevadas de MOD durante as primeiras etapas do processo e a degradação de componentes estruturais (*e.g.* lignina, hemicelulose e celulose), regida por uma série de reações enzimáticas responsáveis pela conversão dos compostos orgânicos complexos; esta fase é mais lenta e libera moléculas menores que podem ser assimiladas pelos microrganismos. O processo de lixiviação dos detritos de *P. stratiotes* e *E. crassipes* geraram, respectivamente, 27,9% e 22,5% (em relação ao peso seco) de compostos solúveis. SINGHAL *et al.* (1992) encontrou de 12,8-21,8% de material lixiviado de folhas de *E. crassipes*; LIMA (1999) estimou 20,6% (época seca) e 16,2% (época chuvosa) de material lixiviado de detritos de *E. crassipes*.

Em uma revisão envolvendo diferentes espécies de macrófitas aquáticas foi registrada grande variação na quantidade de material lixiviado dos detritos dessas plantas; os lixiviados corresponderam de 8,5 a 65% da biomassa dos detritos. Em termos de valores médios de todas as espécies consideradas no levantamento, a fração solúvel (lixiviado) representou 35%

(BIANCHINI Jr., 2003). Portanto, nos estágios iniciais da decomposição, a lixiviação constitui-se numa grande contribuição para a perda de massa dos detritos das plantas aquáticas. Por sua vez, esse evento pode induzir alterações nas características químicas das águas e incrementar as demandas por oxigênio devido às elevadas taxas de oxidação a que estão normalmente submetidas; nesse contexto, tempos de meia vida da ordem de horas são usualmente registrados (CUNHA & BIANCHINI Jr., 1998; BIANCHINI Jr., 2003) para as perdas de massa devido à lixiviação desses detritos e de 3,5 dias para a decomposição (mineralização + formação de material refratário + desenvolvimento de microrganismos) dos lixiviados (PERET & BIANCHINI Jr., 2004).

Nas mineralizações dos lixiviados (integrais) de *E. crassipes* e *P. stratiotes*, as frações lábeis apresentaram elevados coeficientes de perda de massa ( $0,848$  e  $0,504 \text{ dia}^{-1}$ , respectivamente), SINGHAL *et al.* (1992) estimaram que os coeficientes de mineralização da fração solúvel de folhas de *E. crassipes* variaram de  $0,60$  a  $1,22 \text{ dia}^{-1}$ ; com base nos resultados registrados por LIMA (1999) estimaram-se elevados coeficientes de perda de massa da fração lábil/solúvel de *E. crassipes* em dois períodos sazonais ( $3,33 \text{ dia}^{-1}$  no período seco e  $1,50 \text{ dia}^{-1}$  no período chuvoso). Os coeficientes de perda de massa da fração refratária (resistente) do CODI lixiviado de *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram, respectivamente, 848 e 336 vezes menor que os de perda de massa das frações lábeis.

Estudos realizados com diferentes recursos orgânicos dissolvidos, sob diferentes condições ambientais, registraram também elevados coeficientes de perda de massa de ambas as frações (lábeis e refratárias) para o COD lixiviado de fitoplâncton ( $0,81$  e  $0,016 \text{ dia}^{-1}$ ); carboidratos lixiviados de amostra mista de fitoplâncton ( $1,24$  e  $0,047 \text{ dia}^{-1}$ ) (OGURA & GOTOH, 1974); MOD lixiviada de *Cabomba piauhyensis* ( $0,196$  e  $0,025 \text{ dia}^{-1}$ ) (CUNHA, 1996); MOD lixiviada de *Eleocharis mutata* ( $0,196$  e  $0,002 \text{ dia}^{-1}$ ) (BIANCHINI Jr. & TOLEDO, 1996) e MOD lixiviada de *Nymphoides indica* ( $0,69$  e  $0,009 \text{ dia}^{-1}$ ) (BIANCHINI

Jr. & TOLEDO, 1998). PERET & BIANCHINI Jr. (2004) em bioensaios de mineralização aeróbia com lixiviados de diferentes macrófitas, estimaram coeficientes de perda de massa das frações lábeis menores (e.g. lixiviado de *Cabomba piauhyensis*: 0,168 dia<sup>-1</sup>; *Cyperus giganteus*: 0,206 dia<sup>-1</sup>; *Egeria najas*: 0,252 dia<sup>-1</sup>; *Eichhornia azurea*: 0,142 dia<sup>-1</sup>; *Salvinia auriculata*: 0,299 dia<sup>-1</sup>; *Scirpus cubensis*: 0,178 dia<sup>-1</sup>; *Utricularia breviscapa*: 0,136 dia<sup>-1</sup>).

A diferença dos coeficientes de perda de massa das frações lábeis do CODI, pode ser explicada pela diferenças nas suas composições químicas e possivelmente nas populações decompositoras e suas rotas metabólicas. Na determinação da quantidade e composição de polissacarídeos hidrossolúveis de *E. crassipes* e *P. stratiotes*, ARIFKHODZHAEV & SHOYAKUBOV (1995) observaram que *E. crassipes* apresentou um rendimento 1,8 vezes maior na liberação de polissacarídeos hidrossolúveis do que *P. stratiotes*; notaram ainda diferenças quantitativas e qualitativas na composição monomérica (monossacarídeos) desses polissacarídeos.

Na mineralização aeróbia dos lixiviados, as quantidades de CODI consumidas foram próximas, a rota de mineralização preponderante foi a oxidação biológica/química; a formação de COP foi 30% maior na degradação do lixiviado de *P. stratiotes*. Nesse contexto, PERET & BIANCHINI Jr. (2004) encontraram os seguintes rendimentos de COP nas mineralizações das frações solúveis lixiviadas de: *Cabomba piauhyensis* (14,34%), *Cyperus giganteus* (26,46%), *Egeria najas* (43,84%), *Eichhornia azurea* (37,19%), *Salvinia auriculata* (21,52%), *Scirpus cubensis* (3,81%), *Utricularia breviscapa* (20,98%). As demandas de oxigênio dissolvido na mineralização dos lixiviados integrais foram próximas, sendo ligeiramente maior com o lixiviado de *E. crassipes*. No geral, esses rendimentos foram da mesma ordem de grandeza que os verificados nesse estudo (10,9 e 14,2%).

Com os lixiviados fracionados, observou-se que os compostos de baixa massa molecular foram mais utilizados em relação aos compostos de alta massa molecular em ambos os

lixiviados. As rotas preponderantes de mineralização em ambas as frações (BMM e AMM) foram as vias oxidativas; a demanda de oxigênio foi maior na mineralização dos compostos de baixa massa molecular devido a maior quantidade de carbono oxidado e aos coeficientes estequiométricos mais elevados. A formação de COP foi maior com as frações (BMM e AMM) lixiviadas de *P. stratiotes*, principalmente com os compostos de baixa massa molecular. As frações lixiviadas de *E. crassipes* apresentaram menor rendimento na formação de COP e ao contrário de *P. stratiotes*, os compostos de alta massa molecular lixiviados de *E. crassipes* apresentaram o maior rendimento na formação do COP.

Com os resultados dos ajustes cinéticos do COD fracionado (BMM e AMM) pode-se inferir que na mineralização do CODI lixiviado de *P. stratiotes*, os compostos de baixa massa molecular (que representa 61% da fração integral) devem ter maior participação na formação do COP e na demanda de oxigênio dissolvido na oxidação de seus compostos. Na mineralização do (CODI) lixiviado de *E. crassipes*, os compostos de baixa massa molecular (que representam 83% da fração integral) devem ter maior participação na formação do COP e na demanda de oxigênio dissolvido, principalmente em função da sua elevada participação na fração integral.

As mineralizações das frações solúveis podem gerar pressões intensas e de curto prazo sobre a disponibilidade de oxigênio dissolvido do meio (CUNHA & BIANCHINI Jr., 1998); para os lixiviados em questão, as mineralizações dos compostos de baixa massa molecular devem se constituir nos principais contribuintes para a demanda de oxigênio, devido as maiores relações estequiométricas O/C e também pela maior participação desses compostos nos lixiviados integrais de ambas as espécies. Diante das intensidades verificadas da decomposição, as formações de COP ( $\approx$  microrganismos) foram relativamente pequenas, com os lixiviados de *P. stratiotes* subsidiando os maiores rendimentos. Assim sendo, as frações solúveis dos lixiviados de *P. stratiotes* e *E. crassipes* foram intensamente consumidas pelo



bacterioplâncton, sendo as vias das oxidações (biológicas e químicas) das frações lábeis as principais rotas de mineralização; gerando grande demanda de oxigênio dissolvido nos estágios iniciais da decomposição dos lixiviados dessas plantas.

## 7. CONCLUSÕES

Com base nas condições experimentais adotadas esse estudo permitiu concluir que:

- As maiores entradas de carbono orgânico dissolvido ocorreram no período chuvoso, com predominância de compostos de alta massa molecular.
- O COD do reservatório foi utilizado igualmente nas incubações com os três inóculos (cerca de 40%), sendo as oxidações (biológica/química) lentas (frações refratárias) as principais via de mineralização. Nas frações lábeis a principal via de mineralização também foi a oxidação (biológica/química), a formação de COP gerou baixos rendimentos, sendo o maior observado nas incubações com inóculo do ponto próximo à barragem (6,2%).
- Com o COD fracionado, os compostos de alta massa molecular foram mais utilizados nas incubações com inóculos dos rios Piracicaba e Tietê; nas incubações com inóculo do ponto próximo à barragem, os compostos de baixa massa molecular foram mais utilizados.
- A fração integral do COD lixiviados de *P. stratiotes* e *E. crassipes* foram igualmente utilizadas (cerca de 70%), sendo a principal via de mineralização as oxidações (biológicas/químicas) rápidas (fração lábil). As formações de COP geraram baixos rendimentos, sendo maior com o COD lixiviado de *P. stratiotes* (14,2%).
- Os compostos de baixa massa molecular dos lixiviados de ambas as plantas foram mais utilizados e geraram maior demanda de oxigênio nos lixiviados. O lixiviado de *P. stratiotes* gerou maiores rendimentos na formação de COP com os compostos de alta e baixa massas moleculares (19,7% e 26,7%, respectivamente).

## 8. REFERÊNCIAS

- ABE, D. S.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O.; TUNDISI, J. G. 2003. Denitrification and bacterial community structure in the cascade of six reservoirs on a tropical river in Brazil. **Hydrobiologia** 504: 67-76.
- APHA (American Public Health Association). 1999. **Standart Methods for the examination of water and wastewater**. 20<sup>th</sup> ed. Washington: APHA, 1325p.
- AMON, R. M. W.; BENNER, R. 1994. Rapid cycling of high-molecular-weight dissolved organic matter in the ocean. **Nature** 369: 549-552.
- AMON, R. M. W.; BENNER, R. 1996a. Bacterial utilization of different size classes of dissolved organic matter. **Limnology and Oceanography** 41(1): 41-51.
- AMON, R. M. W.; BENNER, R. 1996b. Photochemical and microbial consumption of dissolved organic carbon and dissolved oxygen in the Amazon River system. **Geochimica et Cosmochimica Acta** 60: 1783-1792.
- ANTONIO, R. M. 2004. **Potencial de heterotrofia do reservatório de Barra Bonita (SP), com ênfase na decomposição de polissacarídeos extracelulares de espécies fitoplanctônicas**. São Carlos: UFSCar, 135p. (Tese de doutorado).
- ANTÓNIO, S. 2006. **Produção primária com ênfase na excreção de matéria orgânica dissolvida por populações fitoplanctônicas naturais do reservatório de Barra Bonita, SP**. São Carlos: UFSCar, 114 p. (Tese de doutorado).
- ARIFKHODZHAEV, A. O.; SHOYAKUBOV, R. S. 1995. Polysaccharides of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*. **Chemistry of Natural Compounds** 31(4): 521-522.
- ARNOSTI, C.; REPETA, D. J.; BLOUGH, N. V. 1994. Rapid bacterial degradation of polysaccharides in anoxic marine systems. **Geochimica Cosmochimica Acta** 58: 2639-2652.

- AZAM, F. T.; FENCHEL, J. G.; FIELD, J. S.; GRAY, L. A.; MEYER-REIL, G.; THINGSTAD, F. 1983. The ecological role of water column microbes in the sea. **Marine Ecology Progress Series** 10: 257-263.
- BARRET, S. C. H. 1989. Waterweed invasion. **Scientific American** 261: 90-97.
- BASTARDO, H. 1981. Actividad microbiana durante la descomposicion de gramíneas tropicales en sabanas inundables. **Acta Biológica Venezuéllica**, 11(2): 149-168.
- BERTILSSON, S.; JONES, J. B. 2003. Supply of dissolved organic matter to aquatic ecosystems: Autochthonous sources. In: FINDLAY, S. E.; SINSABAUGH, R. L. (eds). **Aquatic ecosystems - Interactivity of dissolved organic matter**. 3-24p.
- BEZERRA, M.; FRANÇA, F. 1999. Arales de lagoas de uma área do semi-árido bahiano. **Sitientibus** 20: 45-54.
- BIANCHINI JR., I.; TOLEDO, A. P. P. 1996. **Estudo da mineralização de *Eleocharis mutata***. Anais VII Sem. Reg. Ecol. São Carlos: UFSCar, 57-72p.
- BIANCHINI JR., I.; TOLEDO, A. P. P. 1998. **Estudo da mineralização de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze**. Anais VIII Seminário Regional de Ecologia. São Carlos: UFSCar, 1315-1329p.
- BIANCHINI JR., I. 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (eds) **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá: Editora Universidade Estadual de Maringá, 85-126p.
- BITTAR, T. B. 2005. **Produção de TEP (Transparent Exopolimer Particles) em culturas de espécies de microalgas isoladas do reservatório de Barra Bonita (Rio Tietê, SP)**. São Carlos: UFSCar, 87p. (Dissertação de mestrado).
- CALIJURI, M. C.; TUNDISI, J. G. 1990. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita - Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. **Revista Brasileira Biologia** 50(4): 893-913.

- CALIJURI, M. C.; DOS SANTOS, A. C. A. 1996. Short-term changes in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil): emphasis on the phytoplankton communities. **Hydrobiologia**. 330: 163-175.
- CALIJURI, M. C.; DOS SANTOS, A. C. A. 2001. Temporal variations in phytoplankton primary production in a tropical reservoir (Barra Bonita, S.P. - Brazil). **Hydrobiologia**, 445: 11-26.
- CAMARGO, A. F. M.; ESTEVES, F. A. 1995. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 137-149p.
- CAMARGO, A. F. M.; FLORENTINO, E. R. 2000. Population dynamics and net primary production of aquatic macrophyte *Nymphaea rudgeana* C. F. Mey in a lotic environmental of the Itanhaém river basin (SP, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia** 60: 83-92.
- CARVALHO, F. T.; GALO, M. L. B. T.; VELINI, E. D.; MARTINS, D. 2003. Plantas aquáticas e nível de infestação das espécies presentes no reservatório de Barra Bonita, Rio Tietê. **Planta Daninha** 21: 15-19.
- CHIN, W. C.; VERDUGO, P.; ORELLANA, M. 1998. Spontaneous assembly of marine dissolved organic matter into polymer gels. **Nature** 391: 568-572.
- COLOMBO, V.; VIEIRA, A. A. H.; MORAES, G. 2004. Activity of glycosidases from freshwater heterotrophic microorganisms on the degradation of extracellular polysaccharide produced by *Anabaena spiroides* (Cyanobacteria). **Brazilian Journal of Microbiology** 35: 110-116.

- COLOMBO, V. 2006. **Polissacarídeos extracelulares e atividade enzimática das glucosidases no reservatório de Barra Bonita, SP, Brasil.** São Carlos: UFSCar. 103p. (Tese de doutorado).
- COVERT, J. S.; MORAN, M. A. 2001. Molecular characterization of estuarine bacterial communities that use high- and low - molecular weight fraction of dissolved organic carbon. **Aquatic Microbial Ecology** 25: 127 - 139.
- CUNHA, M. B. 1996. **Ensaio de humificação e mineralização de *Scirpus cubensis* e *Cabomba piauhyensis*.** São Carlos: UFSCAR, 68p. (Monografia).
- CUNHA, M. B.; BIANCHINI JR., I. 1998. Mineralização aeróbia de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. **Acta Limnologica Brasiliensia** 10 (1): 81-91.
- CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. 2003. Oxygen consumption during mineralization of organic compounds in water samples from a small sub-tropical reservoir (Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology** 46(4): 723-729.
- DELLAMANO-OLIVEIRA, M. J. 2006. **Comunidade fitoplanctônica do reservatório de Barra Bonita e sua relação com a composição e quantidade de polissacarídeos extracelulares e agregados gelatinosos.** São Carlos: UFSCar, 99p. (Tese de doutorado).
- DOS SANTOS, A. C. A. 1996. **Biomassa e estrutura da comunidade fitoplanctônica em curtos períodos de tempo no reservatório de Barra Bonita, São Paulo.** São Carlos: EESC - USP, 169p. (Dissertação de Mestrado).
- DOS SANTOS, A. C. A.; CALIJURI, M. C. 1997. Phytoplankton communities over a short period of time, in the Barra Bonita Reservoir (State of São Paulo): microcosm experiments. **Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie** 26: 468-471.

- DOS SANTOS, A. C. A.; CALIJURI, M. C. 1998. Survival strategies of some species of the phytoplankton, community in the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia** 367: 139-152.
- EDWARDS, R. T. 1987. Sestonic bacteria as a food source for filtering invertebrates in two southeastern rivers. **Limnology and Oceanography** 32(1): 221-234.
- EMBRAPA. 1999. **EMBRAPA Solos: Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA, 412p.
- EMBRAPA. 2002. **Brasil Visto do Espaço**. Disponível em: <http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br>. Acessado em 09/2006.
- ESTEVES, F. A. 1982. Biomass and analysis of the major inorganic components of floating aquatic macrophytes (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) in six reservoirs of São Paulo State (Brazil). **Ciência e Cultura** 34(9): 1196-1200.
- FENCHEL, T. 1987. **Ecology of protozoa**. The biology of free-living phagotrophic protists. Madison: Science Tech Publishers, 197p.
- FREIRE-NORDI, C. S.; VIEIRA, A. A. H. 1996. Utilization of extracellular polysaccharides from *Ankistrodesmus densus* Kors (Chlorophyceae) by heterotrophic bacteria. **Revista de Microbiologia** 27: 27-32.
- FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. 1999. Nupélia/Itaipu Binacional. **Estudo das macrófitas aquáticas no reservatório de Itaipu: monitoramento e fatores ecológicos relacionados com as alterações de biomassa**. Maringá: Relatório técnico, 83p.
- GIROLDO, D.; VIEIRA, A. A. H.; PAULSEN, B. S. 2003. The relative increase of deoxy sugars during microbial degradation of an extracellular polysaccharide released by a tropical freshwater *Thalassiosira* sp. (bacillariophyceae). **Journal of Phycology** 39: 1-7.

- GIROLDO, D. 2003. **Especificidade em associações alga/bactéria vinculadas aos carboidratos excretados por três espécies fitoplanctônicas de um reservatório tropical eutrófico do estado de São Paulo (Barra Bonita)**. São Carlos: UFSCar, 152p. (Tese de doutorado).
- GIROLDO, D.; VIEIRA, A. A. H.; PAULSEN, B. S. 2005. Microbial degradation of extracellular polysaccharides released by a tropical strain of *Staurastrum orbiculare* (Zygnematophyceae). **Phycologia** 44: 1-7.
- GLAZIER, K. 1996. ***Pistia stratiotes* L. Ecology and Evolutionary Biology Conservatory**. Disponível em: [http://florawww.eeb.uconn.edu/acc\\_num/199600001.html](http://florawww.eeb.uconn.edu/acc_num/199600001.html). Acessado em 02/2007.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHMSTAD, A. M. 1978. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Oxford: Blackwell Science Publishers, 214p.
- GOPAL, B. 1987. **Water Hyacinth**. Amsterdam: Elsevier Science Publishers, 74p.
- GOUVÊA, S. P. 2004. O papel dos polissacarídeos algais extracelulares na dinâmica de metais no reservatório de Barra Bonita. São Carlos: UFSCar, 97p. (Tese de doutorado).
- GRECO, M. K. B.; FREITAS, J. R. 2002. On two methods to estimate production of *Eichhornia crassipes* in the eutrophic Pampulha Reservoir (MG, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia** 62: 463-471.
- GRZYBOWSKI, W.; PEMPKOWIAK, J. 2003. Preliminary results on low molecular weight organic substances dissolved in the waters of the Gulf of Gdańsk. **Oceanologia** 45(4): 693-704.
- HAYAKAWA, K. 2004. Seasonal variations and dynamics of dissolved carbohydrates in Lake Biwa. **Organic Geochemistry** 35: 169-179.



- HEDGES, J. I.; COWIE, G. L.; RICHEY, J. E.; QUAY, P. D.; BENNER, R.; STROM, M. 1994. Origins and processing of organic matter in the Amazon River as indicated by carbohydrates and amino acids. **Limnology and Oceanography** 39(4): 743-761.
- HENRY, R.; HINO, K.; GENTIL, J. G.; TUNDISI, J. G. 1985. Primary production and effects on enrichment with nitrate and phosphate on phytoplankton in the Barra Bonita Reservoir (State of São Paulo, Brazil). **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie** 70: 561-573.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M. 2002. **Effect of nutrient concentrations on the growth of aquatic macrophytes *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta***. In: EWRS International Symposium on Aquatics Weeds, 11. Proceedings... Moliets et Maâ (France), 147-150p.
- HOLM, L. G.; PLUCKNETT, D. L.; PANCHO, J. V.; HERBERGER, J. P. 1991. **The World's Worst Weeds: Distribution and Biology**. Florida: Kreiger Publishing Co, 132p.
- IFAS (Institute of Food and Agricultural Sciences). University of Florida, IFAS, Center for Aquatic Plants. Disponível em: <http://aquat1.ifas.ufl.edu/>. Acessado em 01/ 2007.
- JIANQING, D.; REN, W.; WEIDONG, F.; GUOLIANG, Z. 2001. Water Hyacinth in China: Its Distribution, Problems and Control Status. In: JULIEN, M. H.; HILL, M. P.; CENTER, T. D.; JIANQUIG, D. (eds.). **Biological and Integrated Control of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*)**. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, 29 - 32p.
- JOLY, A. B. 1975. **Botânica: Introdução à Taxonomia Vegetal**. 2ª ed. São Paulo: Editora Nacional, USP, 187p.
- JØRGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. 2000. Técnicas para resolução de problemas. In: JØRGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A (eds). **Diretrizes para o**

- gerenciamento de lagos.** Princípios para o gerenciamento de lagos, v. 1. São Carlos: RiMa, 87-102p.
- JÜRGENS, K. 1994. Impact of *Daphnia* on planktonic microbial food webs - a review. **Mar. Microbial Food Webs** 8(1-2): 295-324.
- KAISER, K. 1998. Fractionation of dissolved organic matter affected by polyvalent metal cation. **Organic Geochemistry** 28: 849-854.
- KASSELMANNY, C. 1995. **Aquarienpflanzen.** Stuttgart: Egen Ulmer GMBH & Co, 472p.
- KISAND, V.; TAMMERT, H. 2000. Bacterioplankton strategies for leucine and glucose uptake after a cyanobacterial bloom in an eutrophic shallow lake. **Soil Biology & Biochemistry** 32: 1965-1972.
- KOROLEFF, F. 1976. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed). **Methods of seawater analysis.** New York: Verlag Chemie Weinheim. 117-181p.
- LIMA, N. 1999. **Estudo da colonização pelos invertebrados durante o processo de decomposição de *Eichhornia azurea* KUNTH e *Eichhornia crassipes* SOLMS na represa Jurumirim (zona da desembocadura dos rios Paranapanema e Guareí - SP).** Botucatu: Instituto de Biociências, UNESP, 89p. (Dissertação de Mestrado).
- LINDSEY, K.; HIRT, H. M. 1999. **Use Water Hyacinth!** Winnenden: Anamed, 114p.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. 1978. **Water analysis: some revised methods for limnologists.** England: Scientific Publication, 121p.
- MAYER, L. M.; KEIL, R. G.; MACKO, S. A.; JOYE, S. B.; RUTTENBERG, K. C.; ALLER, R. C. 1998. Importance of suspended particulates in riverine delivery of bioavailable nitrogen to coastal zones. **Global Biogeochemical Cycles** 12: 573-579.

- MAYORGA, E.; AUFDENKAMPE, A. K. 2002. Processing of bioactive elements by the Amazon River system. In: McClain, M. E. (ed). **The ecohydrology of South American rivers and wetlands**. Wallingford: IAHS Press. IAHS Special Publication 6: 1-24p.
- MCCARTHY, J. J. 1980. Nitrogen. In: Morris, I. (ed). **The Physiological e Ecology of phytoplankton**. Boston: Blackwell Science Publishers, 191-234p.
- MEYBECK, M. 1982. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. **American Journal of Science** 282: 401-425.
- MEYER, J. L.; EDWARDS, R. T.; RISLEY, R. 1987. Bacterial growth on dissolved organic carbon from a Blackwater River. **Microbial Ecology** 13: 13 - 29.
- MØLLER, J.; MILLER, M.; KJØLLER, A. 1999. Fungal-bacterial interaction on beech leaves: influence on decomposition and dissolved organic carbon quality. **Soil Biology Biochemistry** 31: 367-374.
- MORAES, A. J. 2001. **Manual para avaliação da qualidade da água**. São Carlos: RiMa, 45p.
- MORAES, A. R. 1999. **Estimativa do estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande (Americana, SP)**. São Carlos: CRHEA-EESC-USP, 96p. (Dissertação de Mestrado).
- MORAN, M. A.; ZEPP, R. G. 1997. Role of photoreactions in the formation of biologically labile compounds from dissolved organic matter. **Limnology and Oceanography** 42: 1307-1316.
- NOVO, E. M.; LEITE, F. 1996. **O Sistema de Informações Geográficas do Reservatório da UHE Barra Bonita**. Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Salvador, Brasil, INPE, 227-232p.

- OGURA, N.; GOTOH, T. 1974. Decomposition of dissolved carbohydrates derived from diatoms of Lake Yunoko. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie** 59: 39-47.
- OLSON, J. S. 1985. **Atmospheric Carbon Dioxide and the Global Carbon Cycle**. In: Trabalka, J. R. (ed). Washington: U.S. Department of Energy, 175-213p.
- PACOBAYHA, L. D.; BIANCHINI JR., I.; VIEIRA, A. A. H.; CUNHA-SANTINO, M. B. 2004. The mineralization kinetics of *Staurastrum iversenii* Nygaard var. *americanum*. **Acta Limnologica Brasiliensia** 16: 391-400.
- PANHOTA, R. S.; BIANCHINI JR., I. 2003. Potential cycling of organic matter in an eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP - Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia** 15(2): 1-11.
- PANHOTA, R. S.; BIANCHINI JR., I.; VIEIRA, A. A. H. 2007. Glucose uptake and extracellular polysaccharides (EPS) produced by bacterioplankton from an eutrophic tropical reservoir (Barra Bonita, SP - Brazil). **Hydrobiologia** 583(1): 223 - 230.
- PERET, A. M.; BIANCHINI JR., I. 2004. Stoichiometry of aerobic mineralization (O/C) of aquatic macrophytes leachate from a tropical lagoon (São Paulo - Brazil). **Hydrobiologia** 528: 167 - 178.
- PERFOUND, N. W.; EARLE, T. T. 1948. The biology of water hyacinth. **Ecological Monographs** 18: 448 - 472.
- PRESS, W. H.; TEUKOLSKY, S. A.; VETTERLING, W. T.; FLANNERY, B. P. 1993. **Numerical recipes in C: The art of scientific computing**. New York: Cambridge University Press, 994p.
- POMEROY, L. R. 1974. The ocean's food web, a changing paradigm. **Bioscience** 24: 499-504.

- POMEROY, L. R.; HARGROVE, E. C.; ALBERTS, J. J. 1988. The ecosystem perspective. In: POMEROY, L. R.; ALBERTS, J. J. (eds.), **Concepts of ecosystem ecology**. Ecological Studies Springer-Verlag., 1-17p.
- POMEROY, L. R.; WIEBE, W. J. 1988. Energetic of microbial food webs. **Hydrobiologia** 156: 7-18.
- POTT, V. J.; POTT, A. 2000. **Plantas aquáticas do Pantanal**. 1ª ed. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá - MS). Brasília: EMBRAPA, 404p.
- REYNOLDS, C. S. 1988. The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. **Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie** 23: 683-691.
- RICHEY, J. E.; VICTORIA, R. L. 1993. C, N, and P export dynamics in the Amazon River. In: WOLLAST *et al.* (eds.) **Interactions of C, N, P, and S biogeochemical cycles and global change**. Berlin: Springer-Verlag, 123-140p.
- RIVERS, L. 2002. **Water Lettuce (*Pistia stratiotes*)**. University of Florida and Sea Grant. Disponível em: <http://www.iisgcp.org/EXOTICSP/waterlettuce.htm>. Acessado em 02/2007.
- SÃO PAULO. 1990. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**: primeiro plano do Estado de São Paulo - Síntese. São Paulo: DAEE, 120p.
- SAUNDERS, G. 1976. Decomposition in fresh water. In: ANDERSON, J.; MACFADYEN, A. (eds.). **The role of terrestrial and aquatic organism in decomposition process**. Oxford: Blackwell Science Publishers, 341-374p.
- SINGHAL, P. K.; GAUR, S.; TALEGAONKAR, L. Relative contribution of different decay processes to the decomposition of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. **Aquatic Botany** 42(3): 265-272.

- STALLARD, R. F. 1998. Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: coupling weathering and erosion to carbon burial. **Global Biogeochemical cycles** 12: 231-257.
- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. 2000. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos.** Gerenciamento da qualidade da água de represas, v. 9. São Carlos: RiMa, 258p.
- TAVARES, K. S. 2003. **A comunidade de macrófitas aquáticas em reservatórios do médio e baixo Rio Tietê (SP) e em lagos da bacia do médio Rio Doce (MG).** São Carlos: UFSCar, 123p. (Dissertação de Mestrado).
- THACKER, S. A.; TIPPING, E.; BACKER, A.; GONDAR, D. 2005. Development and application of functional assays for freshwater dissolved organic matter. **Water Research** 39: 4559-4573.
- TIEN, C. J.; KRIVTSOV, V.; LEVADO, E.; SIGEE, D. C.; WHITE, K. N. 2002. Occurrence of cell-associated mucilage and soluble extracellular polysaccharides in Rostherne mere and their possible significance. **Hydrobiologia** 485(1 -3): 245-252.
- TOFT, J. D. 2000. **Community Effects of the Non-Indigenous Aquatic Plant Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in the Sacramento/San Joaquin Delta, California.** Washington: University of Washington, 87p. (Dissertação de mestrado).
- TRANVIK, L. J. 1990. Bacterioplâncton growth on fractions of dissolved organic carbon of different molecular weight from humic and clear waters. **Applied and Environmental Microbiology** 56: 1672-1677.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; HENRY, R.; ROCHA, O.; HINO, K. 1988. Comparações do Estado Trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: TUNDISI, J. G. (ed.) **Limnologia e manejo de represas.** Série Monografias em Limnologia (Vol. I). São Carlos: Universidade de São Paulo - EESC, Tomo I, 165-204p.

- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. 1990. Limnology and eutrophication of Barra Bonita Reservoir, São Paulo State, Southern Brazil. **Archiv fuer Hydrobiologie Beihefte Ergebnisse der Limnologie** 33: 661-667.
- TUNDISI, J. G. 2000. Gerenciamento de reservatórios no Brasil. In: JØRGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A (eds). **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. Princípios para o gerenciamento de lagos, v. 1. São Carlos: RiMa, 139-152p.
- TUNDISI, J. G. 2003. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, 248p.
- VALENTIN, J. L. 2000. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro: Interciência. 117p.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINGS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science** 37: 130-137.
- WARD, A. K.; JOHNSON, M. D. 1996. Heterotrophic microorganisms. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. **Methods in stream ecology**. San Diego: Academic Press, 233-268p.
- WEINBAUER, M. G.; HÖFLE, M. G. 1998. Distribution and life strategies of two bacterial populations in a eutrophic lake. **Applied and Environmental Microbiology** 64(10): 3776-3783.
- WELLS, M. L.; SMITH, G. F.; BRULAND, K. W. 2000. The distribution of colloidal and particulate bioactive metals in Narragansett Bay, RI. **Marine Chemistry** 71: 143-163.
- WETZEL, R. G. 1983. **Limnology**. 2<sup>nd</sup> ed. Philadelphia: Saunders College Publishing, 767p.
- WISNIEWSKI, M. J. S. 1998. **Distribuição espacial e produção secundária da comunidade zooplanctônica do reservatório de Barra Bonita - SP**. São Carlos: UFSCar, 140p. (Tese de Doutorado).

WORLD COMISSION ON DAMS. 2000. **Dams and Development:** a new framework for decision-making. London and Sterling: Earthscan Publications, 356p.

ZAR, J. H. 1996. **Biostatistical analysis.** 3<sup>th</sup> ed. New Jersey: Prentice-Hall, 121p.



## **ANEXOS**

**Anexo 1: média mensal das variáveis físicas e químicas medidas durante o ano de 2006 no reservatório de Barra Bonita.**

Variáveis	Meses											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
<b>Precipitação (mm)</b>	108,9	211,3	189,3	52,5	6,6	10,4	32,6	8,0	52,6	97,2	36,7	89,0
<b>Z<sub>MAX</sub> (m)</b>	16	17	18	19	19	20	18	17	15	16	15	16
<b>Z<sub>DS</sub> (m)</b>	0,95	1,4	1,05	1,65	1,3	1,5	1,25	1,05	0,8	0,7	1,05	1,6
<b>Z<sub>EU</sub> (m)</b>	2,3	3,4	2,6	4,0	3,2	3,7	3,1	2,6	2,0	1,7	2,6	3,9
<b>Vazão Afluente (m<sup>3</sup>)</b>	526,6	701,3	643,9	485,3	221,8	186,9	224,8	158,3	197,1	219,9	253,0	452,2
<b>Tempo residência (dia)</b>	69,5	52,2	56,8	75,4	164,9	195,7	162,7	231,1	185,6	166,3	144,6	80,9
<b>Mat. Suspensão (mg L<sup>-1</sup>)</b>	5,0	2,7	3,4	4,4	3,9	18,0	31,2	8,7	6,2	5,0	14,0	4,5
<b>DBO<sub>5</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	6,3	7,4	5,3	2,0	3,2	6,2	4,0	5,6	0,9	9,2	3,9	4,4
<b>Temperatura (°C)</b>	27,8	27,4	27,6	24,2	21,0	20,0	20,0	21,2	21,3	25,0	24,9	26,0
<b>pH</b>	8,2	6,0	7,4	6,4	6,6	6,6	6,8	6,4	6,9	6,6	6,6	6,1
<b>OD (mg/l)</b>	3,6	4,9	5,1	2,6	2,9	6,6	6,1	3,4	6,5	5,8	5,0	1,7
<b>Cond. Elétrica (µS cm<sup>-1</sup>)</b>	219	195	170	170	160	170	200	240	270	290	310	310
<b>COT (mg L<sup>-1</sup>)</b>	8,72	5,49	8,98	6,08	5,76	5,06	4,63	6,33	6,01	7,52	10,12	8,90
<b>COD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	6,82	4,71	8,23	4,79	4,71	4,34	4,1	4,24	4,3	4,83	8,10	6,12
<b>COP (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,90	0,78	0,75	1,29	1,05	0,72	0,53	2,09	1,71	2,69	2,02	2,78
<b>CIT (mg L<sup>-1</sup>)</b>	11,92	13,14	9,12	9,53	9,48	19,29	8,93	11,73	10,61	12,98	21,54	28,32
<b>N-NH<sub>4</sub> (µg L<sup>-1</sup>)</b>	100,6	230,6	26,7	5,6	18,3	35,0	62,5	607,5	57,5	261,3	146,9	440,0
<b>N-NO<sub>2</sub> (µg L<sup>-1</sup>)</b>	233,7	386,2	4,5	3,3	2,0	4,3	59,3	336,0	224,0	582,3	176,0	365,8
<b>N-NO<sub>3</sub> (µg L<sup>-1</sup>)</b>	856,1	722,8	1083,0	1092,7	1078,0	1910,7	2110,7	2614,0	3316,0	3307,7	994,3	796,2
<b>NIT (µg L<sup>-1</sup>)</b>	1190,3	1339,6	1114,2	1101,6	1098,3	1950,0	2232,5	3557,5	3597,5	4151,3	1317,1	1602,0
<b>NOT (µg L<sup>-1</sup>)</b>	1632,8	1369,4	1140,0	961,1	715,0	1265,0	1220,8	1909,2	1425,8	1438,8	1553,1	1293,3
<b>P-PT (µg L<sup>-1</sup>)</b>	98,6	62,9	55,0	66,4	59,3	108,6	75,0	217,9	217,1	281,4	254,3	185,7
<b>P-PTD (µg L<sup>-1</sup>)</b>	57,1	47,1	40,0	50,0	51,4	72,9	56,4	170,7	220,0	245,7	197,1	177,1
<b>N:P</b>	20,8	28,4	27,9	22,0	21,4	26,8	39,6	20,8	16,4	16,9	6,7	9,0

**Anexo 2: relatórios de monitoramento de variáveis físicas, químicas e biológicas fornecido pela administradora da UHE Barra Bonita (AES-Tietê).**

Análises físicas, químicas e biológicas da água											
Reservatório da UHE Barra Bonita		Pontos de coleta									
		Montante UHE			Rio Tietê			Rio Piracicaba			
		Temp. amb. oC	24,0		Temp. amb. oC	29,0		Temp. amb. oC	29,0		
		Transparência (m)	1,2		Transparência (m)	1,15		Transparência (m)	0,20		
		Data	31/01/06		Data	31/01/06		Data	03/02/06		
		Chuva	sim		Chuva	sim		Chuva	não		
Parâmetros	U. CONC.	sup.	meio	fundo	sup.	meio	fundo	sup.	meio	fundo	
Alcalinidade total	mg L <sup>-1</sup>	20,0	16,0	20,0	18,0	18,0	20,0	20,0	20,0	20,0	
Alumínio	mg L <sup>-1</sup>	0,01	0,01	0,02	0,03	0,03	0,02	0,04	0,1	0,04	
Amônia	mg L <sup>-1</sup>	0,03	0,03	0,04	0,06	0,1	0,1	0,08	0,09	0,03	
Bário	mg L <sup>-1</sup>	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
Cádmio	mg L <sup>-1</sup>	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
Chumbo	mg L <sup>-1</sup>	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
Cloretos	mg L <sup>-1</sup>	16,0	16,0	18,0	26,0	24,0	26,0	20,0	20,0	20,0	
Clorofila a	µg/L	25,0	20,0	18,0	20,0	25,0	18,0	5,0	8,0	6,0	
Cobre	mg L <sup>-1</sup>	0,1	0,2	0,18	0,6	0,5	0,48	0,3	0,28	0,32	
Condutividade	µS cm <sup>-1</sup>	250,0	239,0	274,0	221,0	222,0	248,0	319,0	321,0	321,0	
Cor	mg PtCoL <sup>-1</sup>	80,0	40,0	83,0	66,0	75,0	100,0	250,0	380,0	68,0	
Cromo hexavalente	mg L <sup>-1</sup>	N.D	0,004	N.D	0,006	N.D	N.D	N.D	0,03	N.D	
D.B.O.	mg L <sup>-1</sup>	7,0	5,0	5,0	-	-	-	-	-	-	
D.Q.O.	mg L <sup>-1</sup>	30,0	25,0	26,0	-	-	-	-	-	-	
Dureza total	mg L <sup>-1</sup>	48,0	48,0	10,0	40,0	40,0	14,0	24,0	20,0	20,0	
Fenol	mg L <sup>-1</sup>	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
Feofitina a	µg/L	50,0	51,0	48,0	40,0	56,0	43,0	15,0	13,0	10,0	
Ferro total	mg L <sup>-1</sup>	0,04	N.D	0,10	0,06	0,04	0,08	0,30	0,20	0,40	
Fósforo total	mg L <sup>-1</sup>	0,8	0,1	0,5	0,7	0,3	0,2	1,3	2,1	1,8	
Manganês	mg L <sup>-1</sup>	0,04	0,02	0,04	0,03	0,04	0,03	0,02	0,03	0,03	
Mercúrio	mg L <sup>-1</sup>	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
Níquel	mg L <sup>-1</sup>	0,03	0,027	0,025	0,27	0,2	0,18	0,1	0,16	0,12	
Nitrato	mg L <sup>-1</sup>	1,30	1,00	1,30	0,70	0,80	0,60	0,60	0,50	0,70	
Nitrito	mg L <sup>-1</sup>	1,20	0,50	0,80	0,30	0,20	0,10	0,09	0,05	0,08	
Ortofosfato	mg L <sup>-1</sup>	0,03	0,05	0,03	0,03	0,02	0,09	0,09	0,03	0,02	
Oxigênio dissolvido	mg L <sup>-1</sup>	7,8	6,0	6,4	6,1	5,4	2,5	1,3	1,2	1,2	
pH	-	10,1	9,6	7,7	9,3	8,5	7,4	7,3	7,3	6,9	
Profundidade	m	0,1	9,5	19,0	0,1	6,5	13,0	0,1	4	8,0	
Sólidos totais dissolvidos	mg L <sup>-1</sup>	182,5	174,5	200,0	161,3	162,1	181,0	232,9	234,3	234,3	
Temperatura da água	°C	27,0	27,0	27,5	28,0	27,5	27,0	27,0	27,0	27,5	
Turbidez	NTU	10,6	3,2	3,9	3,8	5,3	10,2	77,0	59,0	64,0	
Zinco	mg L <sup>-1</sup>	0,40	0,40	0,45	0,40	0,30	0,35	0,09	0,08	0,10	

N.D. = Não Detectado

## Anexo 2 (continuação).

Análises físicas, químicas e biológicas da água										
Reservatório da UHE Barra Bonita		Pontos de coleta								
		Montante UHE			Rio Tietê			Rio Piracicaba		
		Temp. amb. oC	19,0	Temp. amb. oC	20,0	Temp. amb. oC	20,0			
		Transparência (m)	2,35	Transparência (m)	2,10	Transparência (m)	2,10			
		Data	07/06/06	Data	07/06/06	Data	08/06/06			
		Chuva	não	Chuva	não	Chuva	não			
Parâmetros	U. CONC.	sup.	meio	fundo	sup.	meio	fundo	sup.	meio	fundo
Alcalinidade total	mg L <sup>-1</sup>	20,0	22,0	22,0	32,0	36,0	38,0	14,0	14,0	16,0
Alumínio	mg L <sup>-1</sup>	0,02	0,02	0,03	0,08	0,09	0,1	0,02	0,02	0,03
Amônia	mg L <sup>-1</sup>	0,1	0,09	0,12	0,15	0,16	0,14	0,23	0,21	0,21
Bário	mg L <sup>-1</sup>	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Cádmio	mg L <sup>-1</sup>	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Chumbo	mg L <sup>-1</sup>	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Cloretos	mg L <sup>-1</sup>	40,0	42,0	44,0	52,0	54,0	56,0	38,0	36,0	38,0
Clorofila a	µg/L	2,7	2,0	2,4	3,0	5,3	4,0	11,0	10,0	1,0
Cobre	mg L <sup>-1</sup>	0,2	0,2	0,25	0,25	0,1	0,18	0,2	0,3	0,3
Condutividade	µS cm <sup>-1</sup>	153,0	155,0	150,0	428,0	428,0	430,0	207,0	210,0	215,0
Cor	mg PtCoL <sup>-1</sup>	56,0	36,0	46,0	67,0	59,0	62,0	135,0	134,0	139,0
Cromo hexavalente	mg L <sup>-1</sup>	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
D.B.O.	mg L <sup>-1</sup>	4,0	5,0	4,0	-	-	-	-	-	-
D.Q.O.	mg L <sup>-1</sup>	25,0	15,0	12,0	-	-	-	-	-	-
Dureza total	mg L <sup>-1</sup>	50,0	46,0	54,0	62,0	60,0	60,0	36,0	30,0	32,0
Fenol	mg L <sup>-1</sup>	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Feofitina a	µg/L	8,0	7,6	6,0	11,0	15,0	11,0	25,0	27,0	25,0
Ferro total	mg L <sup>-1</sup>	0,08	0,07	0,09	0,70	0,70	0,50	0,10	0,16	0,15
Fósforo total	mg L <sup>-1</sup>	0,05	0,08	0,18	1,2	1,2	1,3	0,23	0,2	0,12
Manganês	mg L <sup>-1</sup>	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03	0,05	0,04	0,05	0,06
Merúrio	mg L <sup>-1</sup>	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Níquel	mg L <sup>-1</sup>	0,04	0,03	0,02	0,09	0,1	0,1	0,3	0,3	0,2
Nitrato	mg L <sup>-1</sup>	1,40	1,50	1,40	1,00	0,90	1,00	0,80	0,70	0,80
Nitrito	mg L <sup>-1</sup>	N.D	N.D	N.D	0,80	0,40	0,40	N.D	N.D	N.D
Ortofosfato	mg L <sup>-1</sup>	0,04	0,05	0,04	0,90	0,90	0,90	0,04	0,04	0,04
Oxigênio dissolvido	mg L <sup>-1</sup>	7,0	7,1	4,0	6,7	6,5	6,3	7,7	7,6	7,5
pH	-	7,7	7,7	7,5	7,4	7,4	6,4	7,6	7,6	6,7
Profundidade	m	0,1	12,0	24,0	0,1	4,5	9,0	0,1	8,0	16,0
Sólidos totais dissolvidos	mg L <sup>-1</sup>	75,0	77,0	79,0	226,0	225,0	225,0	105,0	107,0	110,0
Temperatura da água	°C	19,5	19,0	20,0	17,0	17,0	17,5	19,0	19,0	20,5
Turbidez	NTU	4,7	3,3	4,5	8,5	6,1	7,0	9,0	9,0	9,0
Zinco	mg L <sup>-1</sup>	0,35	0,34	0,30	0,40	0,41	0,42	0,35	0,35	0,36

N.D. = Não Detectado