

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA FITOMASSA ALAGADA NA
QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE UMA PEQUENA
CENTRAL HIDRELÉTRICA ATRAVÉS DO MODELO CE-QUAL-R1**

DENISE DUARTE

Trabalho apresentado à Universidade Federal de Santa Catarina para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental

**Orientadora
Prof^ª. Dr.^a. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto**

**Florianópolis (SC)
Novembro de 2009**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA FITOMASSA ALAGADA NA QUALIDADE DA ÁGUA
DO RESERVATÓRIO DE UMA PEQUENA CENTRAL HIDRELÉTRICA ATRAVÉS DO
MODELO CE-QUAL-R1

DENISE DUARTE

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos
requisitos para Conclusão Do Curso de Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental – TCC II

BANCA EXAMINADORA:


Prof. Dra. Cátia Regina Silva de C. Pinto
(Orientadora)


Engenheiro Carlito Duarte
(Membro da Banca)


Dra. Cristina Cardoso Nunes
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, SC
NOVEMBRO, 2009

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pelo dom da vida.

Começo meus agradecimentos, falando de três pessoas que influenciaram diretamente na minha formação, na verdade são quatro, mas duas dela eu enxergo como uma só.

As duas primeiras pessoas são os meus pais, que sempre se doaram integralmente a família, gerando em mim uma profunda admiração. Agradeço por serem a base forte que me sustentou nos momentos de angústia e por serem os maiores motivos das minhas alegrias. Agradeço pelo amor, pelo carinho, pela força nos momentos difíceis e por seguirem sempre juntos me ensinando a força e a importância de um amor verdadeiro.

A terceira pessoa que agradeço é o meu irmão e co-orientador Carlito, pela paciência, pelo apoio e por ter me ensinado tudo o que eu sei em engenharia. Agradeço pela oportunidade de aprender ao seu lado e de poder me inspirar no excelente profissional que se mostrou durante todo o período de estágio.

A quarta pessoa que tenho a agradecer é o meu namorado Daniel, pelo amor, pela dedicação, por ter me entendido nos momentos em que precisei estar ausente, pelo estímulo nos momentos difíceis, por dividir comigo as alegrias ao longo do caminho, por se mostrar orgulhoso de mim, por ser meu companheiro, meu amor.

Não poderia deixar de falar também dos meus irmãos, a começar pelo meu irmão Valdemar e seus filhos Leonardo e Gabriel, agradeço por fazerem parte da minha infância e por dividirem comigo alguns dos momentos mais felizes da minha vida. Ao meu irmão Francisco, agradeço pelas aulas de Autocad que muitas vezes se estenderam até altas horas, por ter me dado a alegria de me tornar dinda pela primeira vez e por ter nos dado o Rafael e o Luca, que são a alegria da nossa casa. Ao meu irmão Hélio, agradeço por todo o apoio, por sempre querer o meu bem e por ter nos dado a Letícia, que mesmo estando longe, sempre a sentimos perto.

Às cunhadas, Eliane, Rosicler, Ivânia e Maristela.

Agradeço também à minha avó Helena, que mesmo não estando mais entre nós, carrego comigo a pureza do seu coração.

Aos meus padrinhos, Marília e Gilberto e sua filha Roberta, pelo carinho e por serem uma forte referência na minha vida.

À minha dinda e tia Lourdes e sua filha Elisia, por todo amor e carinho.

À família do meu namorado, por sempre me fazerem sentir em casa, mas principalmente à Dona Neiva e à Dona Irma agradeço pelo carinho.

Aos meus colegas da faculdade, mas principalmente às minhas amigas Gabriela e Mariah, pelo companheirismo, pelas risadas, pelos momentos de stress, pela amizade. Foi sempre bom ter vocês por perto.

À minha orientadora Cátia, pelo apoio, pelos conhecimentos repassados e por estar sempre presente.

À Socioambiental Consultores Associados Ltda. na pessoa de Ricardo Arcari e à ERSa na pessoa no GeovaninVinciprova pelos dados cedidos na realização deste estudo.

Aos colegas da Socioambiental Consultores Associados, Mauro, Edijan, Lúcio, Tobias, Mariah, Carlos, Claudeci, Adriana, e novamente meu irmão Carlito, um muito obrigada pela oportunidade de aprender.

RESUMO

Nos lagos e reservatórios provenientes de barramento artificial pode ocorrer, normalmente, eutrofização causada pela vegetação das margens do rio que será inundado. Esta fitomassa que será alagada transfere o seu material celular para a massa d'água, podendo causar profundas alterações na qualidade da água, gerando inclusive, condições para o desenvolvimento acelerado de anaerobiose e de eutrofização. A premissa do presente trabalho é realizar a simulação da influência de diferentes cenários de desmatamento na qualidade da água do reservatório de uma PCH através do modelo matemático CE-QUAL-R1. Este modelo é produto de um programa de avaliação e refinamento de modelos matemáticos aplicados a ecossistemas aquáticos, realizado na Waterways Experiment Station, EUA. O modelo é unidimensional, aplicável a lagos e reservatórios. Este estudo consiste na simulação de cinco cenários de desmatamento (0%, 25%, 50%, 75% e 100%), e com os resultados obter uma análise comparativa da influência da vegetação inundada no reservatório de uma PCH. Através deste trabalho foram realizados levantamentos de qualidade da água e perfis de oxigênio dissolvido no ponto de maior profundidade do reservatório da PCH, que fica localizada no oeste de Santa Catarina, reproduzindo a variação dos ciclos de qualidade da água e estratificação durante o período de um ano. Finalizando, pode-se concluir que um plano de limpeza adequado para a bacia garante a manutenção da qualidade da água da área afetada, protegendo o recurso hídrico em questão.

Palavras-chave: Qualidade da água, modelagem matemática, fitomassa alagada.

ABSTRACT

Eutrophication caused by the vegetation from the banks of the rivers frequently occurs in lakes and reservoirs from artificial dams. This phytomass that will be flooded transferring their cellular material for the body of water, may cause profound changes in water quality, including creating conditions for accelerated development of oxygen depletion and eutrophication. The main idea of this paper is to perform the simulation of scenarios of deforestation in reservoir's water quality of a Small Hydroelectric Power Plants through the mathematical model CE-QUAL-R1. This model is the product of an evaluation program and refinement of mathematical models applied to aquatic ecosystems, developed at Waterways Experiment Station, EUA. The model is one-dimension, applicable to lakes and reservoirs. This study is to simulate five scenarios of deforestation (0%, 25%, 50%, 75% and 100%) and with these results get a comparative analysis of flooded phytomass on Small Hydroelectric Power Plants. Through this study were conducted surveys of water quality and dissolved oxygen profiles at the point of the greatest depth of the Small Hydroelectric Power Plants, located in the western state of Santa Catarina reproducing the variation of the cycles of water quality and stratification during a year. Finally, we can conclude that a suitable plan for cleaning the watershed guarantees the water quality in the affected area, protecting the water resource in question.

Keywords: Water quality, mathematical modeling, flooded phytomass.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	OBJETIVOS:	11
2.1	OBJETIVO GERAL:	11
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS:	11
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
3.1	PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS:.....	12
3.2	RESERVATÓRIOS	13
3.3	PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA	15
3.3.1	<i>Parâmetros Físicos:</i>	15
3.3.2	<i>Parâmetros Químicos:</i>	16
3.4	DEGRADAÇÃO DA FITOMASSA ALAGADA.....	22
3.5	MODELOS MATEMÁTICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA	24
3.6	EUTROFIZAÇÃO	25
3.7	ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA	26
4	METODOLOGIA	29
4.1	O MODELO CE-QUAL-R1	31
4.2	REPRESENTAÇÃO CONCEITUAL	33
4.2.1	<i>Representação funcional</i>	34
4.2.2	<i>Distribuição Vertical das Vazões Afluente e Efluente do Reservatório</i>	36
4.2.3	<i>Contornos de Superfície</i>	36
4.2.4	<i>Penetração da Radiação Solar e Energia Térmica através da Coluna d'Água</i>	36
4.2.5	<i>Estratificação e Mistura Vertical</i>	37
4.2.6	<i>Técnica de Solução Numérica</i>	38
4.3	APLICAÇÃO DO ÍNDICE LEI	39
4.4	DADOS DE ENTRADA – RESERVATÓRIO.....	40
4.4.1	<i>Dados Físicos e Geotopográficos</i>	40
4.4.2	<i>Representação Geométrica</i>	41
4.4.3	<i>Dados Meteorológicos e Climatológicos</i>	41
4.4.4	<i>Dados Hidrológicos</i>	42
4.4.5	<i>Variáveis de Estado Consideradas</i>	44

4.4.6	<i>Condições de Contorno</i>	45
4.4.7	<i>Condições Iniciais</i>	47
4.4.8	<i>Incorporação da Vegetação Inundada</i>	49
4.4.9	<i>Ajustes de Taxas e Coeficientes</i>	52
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
5.1	CENÁRIOS UTILIZADOS NA SIMULAÇÃO	59
5.2	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	61
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	78
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
8	ANEXOS	85
8.1	ANEXO 1 - GLOSSÁRIO DE TAXAS E COEFICIENTES UTILIZADOS PELO MODELO CE-QUAL-R1	85

1 INTRODUÇÃO

As barragens são ambientes provenientes do barramento artificial de cursos d'água. O objetivo de construção de uma represa é o armazenamento de água, seja para a obtenção de um volume adequado às diversas utilizações (principalmente abastecimento de água para centros urbanos e indústrias, além de irrigação), seja para garantir uma altura d'água suficiente para a geração de energia (SPERLING, 1999).

Ao serem construídas as barragens provoca-se uma mudança drástica no regime do rio, que na região do barramento passa de lótico a léntico e esta mudança pode causar diversos impactos, como eutrofização da água, estratificação térmica, entre outros. Estes danos podem comprometer os equipamentos das barragens, a vida aquática e a manutenção do recurso hídrico.

Experiências anteriores com a implantação de reservatórios em regiões com cobertura vegetal indicam que, dependendo da quantidade de fitomassa presente na bacia de acumulação, o afogamento da vegetação pode causar profundas alterações na qualidade da água, gerando, inclusive, condições para o desenvolvimento acelerado de anaerobiose e eutrofização. Tal fenômeno pôde ser observado na Usina Hidrelétrica Serra da Mesa localizada no curso principal do Rio Tocantins, município de Minaçu. O fenômeno de eutrofização causou impactos no local do empreendimento e também no lago no Canabrava, que recebe águas provenientes desta UHE.

Diante desta problemática, o presente trabalho fará uso da modelagem matemática através do modelo matemático CE-QUAL-R1, que foi desenvolvido na Waterways Experiment Station, EUA. Este modelo é unidimensional aplicável a lagos e reservatórios, preferencialmente em regiões próximas ao barramento em questão.

A influência da degradação da fitomassa alagada na qualidade da água do reservatório da PCH Arvoredo, que fica localizada no Oeste de Santa Catarina e será instalada no Rio Irani, será analisada através da simulação matemática de cinco cenários de desmatamento pré-estabelecidos (0%, 25%, 50%, 75%, 100% de desmatamento), cada cenário gerará um grupo de resultados que serão analisados de forma comparativa, ou seja, será avaliada a tendência de recuperação do futuro lago para cada cenário.

Os resultados serão analisados através de gráficos para os principais parâmetros físico químicos, como DBO, Oxigênio dissolvido, Ni-

trogênio total, Fósforo Total e índice LEI. De posse destes resultados será escolhida a melhor alternativa de desmatamento que não causará danos ambientais ao corpo d'água e que também atenda aos padrões ambientais exigidos pela legislação.

2 OBJETIVOS:

2.1 Objetivo Geral:

Avaliar a influência da fitomassa alagada na qualidade da água do reservatório da PCH Arvoredo no período de enchimento e pós-enchimento através do modelo CE-QUAL-R1.

2.2 Objetivos Específicos:

- Avaliar de forma comparativa a variação da qualidade da água do reservatório de acordo com cenários de desmatamento pré-definidos;
- Verificar a influência da vegetação inundada de forma comparativa nas águas liberadas para jusante no Rio Irani;
- Analisar qual o cenário de desmatamento propicia uma qualidade da água satisfatória, que atenda aos padrões ambientais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Pequenas Centrais Hidrelétricas:

De acordo com a resolução nº 652 - 09-12-2003 da ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica, PCH (Pequena Central Hidrelétrica) é toda usina hidrelétrica de pequeno porte cuja capacidade instalada seja superior a 1 MW e inferior a 30 MW, destinado a produção independente, auto-produção ou produção independente autônoma. Além disso, a área do reservatório deve ser inferior a 3,0 km².

Além deste enquadramento, ainda dentro da mesma resolução, será considerada uma PCH o empreendimento que apresentar as seguintes exceções com relação à área do reservatório, especificadas no Artigo 4º, *“O aproveitamento hidrelétrico que não atender a condição para a área do reservatório de que trata o artigo anterior respeitados os limites de potência e modalidade de exploração, será considerado com características de PCH, caso se verifique pelo menos uma das seguintes condições”*:

I – Atendimento à inequação:

$$A \leq \frac{14,3 \times P}{Hb}$$

Onde,

P é a Potência Elétrica instalada em MW;

A é a Área do Reservatório em km²;

Hb é a Queda bruta em metros, definida pela diferença entre os níveis d'água máximo normal de montante e normal de jusante.

II – reservatório cujo dimensionamento, comprovadamente, foi baseado em outros objetivos que não o de geração de energia elétrica.

Ainda como condição no inciso I, fica estabelecido que a área do reservatório não poderá ser superior a 13,0 km² e no caso do inciso II a ANEEL articulará com a Agência Nacional de Águas – ANA, os Comitês de Bacia Hidrográfica, os Estados e o Distrito Federal, conforme for o caso, de acordo com a respectiva competência, quanto aos objetivos para definir as dimensões do reservatório destinado a uso múltiplo.

3.2 Reservatórios

As primeiras referências à construção de represas remontam ao ano de 4000 AC na região do Oriente Médio. O barramento de cursos d'água ocorria com o objetivo principal de acumular água para irrigação e para consumo humano. Um testemunho histórico de barragens construídas nesta época é a represa de Jawa, situada próxima à atual capital da Jordânia (Amman). Ela foi erguida aproximadamente no ano 3000 AC com paredes de alvenaria e aterro de argila, encontrando-se preservada até os dias de hoje.

No Brasil, a construção de grandes reservatórios de água, principalmente para fins de hidroeletricidade e abastecimento público atingiu seu máximo desenvolvimento nas décadas de 1960 e 1970. Muitos destes ecossistemas artificiais estão em funcionamento, produzindo inúmeros efeitos locais e regionais.

Os reservatórios são o resultado de barramentos artificiais criados em cursos d'água para as mais diversas finalidades, seja para consumo humano ou para geração de energia.

Ao contrario dos lagos, os reservatórios apresentam tempos médios de residência da água bastante curtos, tendo em vista o escoamento de grandes vazões de água através dos equipamentos nela existentes (vertedores, turbinas, torres de tomada, canais de desvio). Em geral as bacias de drenagem de represas são de grande porte, de formato alongado e apresentando uma pequena área de contribuição direta, enquanto que, para o caso de lagos, tais bacias apresentam um porte reduzido e um formato próximo ao circular. Desta forma ocorre uma distribuição aproximadamente equitativa da vazão afluyente ao longo do perímetro do corpo d'água. Já os tributários de represas são normalmente grandes cursos de água, com seu fluxo dirigido ao longo do vale original. (SPERLING, 1999).

Nos reservatórios provenientes de barramentos a variação do nível da água é bem mais intensa do que em lagos, devidos aos aspectos operacionais das represas. São perceptíveis também as diferenças com relação à qualidade da água nestes sistemas. No caso dos reservatórios pode-se perceber que a estratificação térmica é irregular, ao passo que em lagos esta é uma característica natural. A dinâmica de nutrientes também se comporta de forma diferenciada nos dois sistemas.

Muitas vezes as represas podem prestar-se a diversas utilizações, mesmo tendo sido construídas com um único objetivo específico. É o

que ocorre, por exemplo, com as diversas represas para a geração de energia existentes em nosso país, as quais frequentemente servem também como fonte de suprimento de água de comunidades ribeirinhas, além de constituírem-se em ambiente para recreação e navegação. Contudo deve-se lembrar que a adequada prática de usos múltiplos de represas exige evidentemente a implantação de um sistema de gerenciamento bastante eficiente, cuja responsabilidade é normalmente atribuída a agências de bacias ou a consórcios administradores.

Finalmente, segundo Eduardo Von Sperling, é importante comentar que a construção de represas está associada a uma série e impactos ambientais decorrentes da transformação de um ambiente lótico em outro lêntico. Dentre os impactos mais frequentes podem ser citados:

- Inundação de assentamentos humanos, áreas agrícolas, jazidas minerais, sítios históricos, espeleológicos e arqueológicos;
- Alterações climáticas causadas pelo aumento da evaporação e da umidade do ar em decorrência do incremento na área do espelho d'água e pela diminuição da amplitude térmica;
- Instalação de doenças endêmicas, seja por ocasião das obras ou devido a oscilações do nível d'água (favorecimento do aparecimento de vetores da malária, esquistossomose, filariose);
- Indução de abalos sísmicos;
- Elevação do lençol freático;
- Geração de instabilidade de encostas;
- Perda de fertilidade do solo, em decorrência da supressão de cheias periódicas, que aportam nutrientes ao solo ribeirinho;
- Perda de patrimônio genético da vegetação;
- Pressão sobre o mercado imobiliário local;
- Alterações na fauna terrestre a aquática;
- Eutrofização da água causada pela inundação da vegetação presente na bacia a ser inundada.

É importante ressaltar a importância de se ponderar os efeitos positivos de uma represa (como fornecimento de água e suprimento da demanda energética) com os efeitos negativos da implantação da mesma. Este instrumento deve ser levado em conta no momento em que será definida a viabilidade do empreendimento.

3.3 Parâmetros de Qualidade da Água

A qualidade da água pode ser representada através de diversos parâmetros que traduzem suas principais características físicas, químicas e biológicas. Os parâmetros de qualidade podem ser de utilização geral, tanto para caracterizar águas de abastecimento, águas residuárias, mananciais e corpos receptores. É importante esta visão integrada da qualidade da água, sem uma separação estrita entre suas diversas aplicações. (SPERLING, 2005)

Existem padrões para definir a qualidade da água sob vários aspectos. Algumas referências de padrões importantes no Brasil são:

- Padrão de Potabilidade: Portaria 518 (2004), do Ministério da Saúde;
- Padrão de Corpos d'água: Resolução CONAMA 357 (2005), do Ministério do Meio Ambiente, e eventuais legislações estaduais;
- Padrão de lançamento: Resolução CONAMA 357 (2005), do Ministério do Meio Ambiente, e eventuais legislações estaduais.

Serão relacionados a seguir exemplos de parâmetros utilizados para a determinação da qualidade da água.

3.3.1 Parâmetros Físicos:

3.3.1.1 Cor

A denominada cor real das águas deve-se à presença de colóides em solução, provenientes da decomposição de matéria orgânica de origem predominantemente vegetal. Até pouco tempo não se atribuíam inconvenientes devido a cor, do ponto de vista sanitário, tais como toxicidade ou intolerância orgânica. Entretanto existem algumas linhagens de algas da espécie *Microcystis aeruginosa* produtoras de uma toxina violentíssima, e de outras que, ao entrar em decomposição, originam ambientes anaeróbicos propícios ao desenvolvimento de bactérias tóxicas. (VIANNA, 1992). A origem da cor nas águas pode ter origem natural ou antropogênica;

3.3.1.2 *Turbidez*

Denomina-se água turva aquela água que contem matérias em suspensão capazes de interferir na passagem da luz. A turbidez em si não traria inconvenientes sanitários, não fosse a natureza química de certos compostos em suspensão que poderão estar presentes, bem como a ocorrência, em muitos casos, de organismos patogênicos associados a estes compostos (VIANNA, 1992). O constituinte responsável são os sólidos dissolvidos que podem ser provenientes de origem natural e antropogênica;

3.3.1.3 *Temperatura*

Variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais (indústrias canavieiras, por exemplo) e usinas termoelétricas. A temperatura desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de parâmetros físico-químicos. Em geral, à medida que a temperatura aumenta, de 0 a 30°C, a viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam as solubilidades com a elevação da temperatura. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo. Medição da intensidade do calor. A variação da temperatura pode ser ocasionada por origem natural ou antropogênica (CETESB, 2001).

3.3.2 *Parâmetros Químicos:*

3.3.2.1 *pH*

Por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas, o pH é um parâmetro importante em muitos estudos no campo do saneamento ambiental.

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, determinadas condições de pH contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais, tanto de acordo com a legislação federal (Resolução no 20 do CONAMA, de junho de 1986), como pela legislação do Estado de São Paulo (Decreto no 8468/76). Os critérios de proteção à vida aquática fixam o pH entre 6 e 9 (CETESB, 2001).

3.3.2.2 *Condutividade*

A condutividade é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água, e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados.

A condutividade também fornece uma boa indicação das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes. À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade da água aumenta. Altos valores podem indicar características corrosivas da água (CETESB, 2001).

3.3.2.3 *Alcalinidade*

Quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. Geralmente é devida a bicarbonatos de Ca, Mg e Na, cujas concentrações em águas brutas variam de 10 a 30 ppm. Os bicarbonatos têm o inconveniente de liberar gás carbônico, quando submetidos a altas temperaturas (DAVINO, 1976). O constituinte responsável pela alcalinidade são os sólidos dissolvidos, que podem ter origem natural ou antropogênica;

3.3.2.4 *Ferro e Manganês*

Geralmente presente nas águas brutas na forma de bicarbonatos. Suas concentrações podem variar grandemente dependendo da região. Tem-se encontrado ferro em águas brutas, variando desde poucas ppm

até 100 ppm. Ferro tem a tendência de formar depósitos sobre superfícies de troca de calor, como em tubos de caldeiras e resfriadores; conseqüentemente pode provocar rupturas nestes sistemas. O ferro pode ainda causar deterioração de certos tipos de resinas, especialmente as aniônicas (DAVINO, 1976). O ferro e o manganês estão presentes nas formas insolúveis numa grande quantidade de tipos de solos. Os constituintes responsáveis pela presença de ferro e manganês são os sólidos em suspensão ou dissolvidos. Estes podem ter origem natural ou antropogênica.

3.3.2.5 *Nitrogênio*

Este elemento está presente em proteínas e tem importância biológica por ser essencial no desenvolvimento de algas e microorganismos (Von Sperling – 2005). O nitrogênio pode se fazer presente na água como agente poluidor, causando eutrofização, ou pode também escapar para a atmosfera.

3.3.2.6 *Fósforo*

O fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte, além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais (CETESB, 2001).

O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes. Os fosfatos orgânicos são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como a de um detergente, por exemplo. Os ortofosfatos, por outro lado, são representados pelos radicais, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas. Os polifosfatos ou fosfatos condensados são polímeros de ortofosfatos. No entanto, esta terceira forma não é muito importante nos estudos de controle de qualidade das águas, porque os polifosfatos sofrem hidrólise se convertendo rapidamente em ortofosfatos nas águas naturais. Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macro-nutrientes (CETESB, 2001).

3.3.2.7 Oxigênio Dissolvido

Oxigênio Dissolvido: O oxigênio proveniente da atmosfera se dissolve nas águas naturais, devido à diferença de pressão parcial. Este mecanismo é regido pela Lei de Henry, que define a concentração de saturação de um gás na água, em função da temperatura:

- $C_{SAT} = a \cdot p_{gás}$

Onde: a é uma constante que varia inversamente proporcional à temperatura e $p_{gás}$ é a pressão exercida pelo gás sobre a superfície do líquido. No caso do oxigênio, considerando-se como constituinte de 21% da atmosfera, pela lei de Dalton, exerce uma pressão de 0,21 atm. Para 20°C, por exemplo, a é igual a 43,9 e, portanto, a concentração de saturação de oxigênio em uma água superficial é igual a $43,9 \times 0,21 = 9,2$ mg/L. É muito comum em livros de química, a apresentação de tabelas de concentrações de saturação de oxigênio em função da temperatura, da pressão e da salinidade da água (CETESB, 2001).

A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais através da superfície, depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade, sendo que a taxa de reaeração superficial em uma cascata é maior do que a de um rio de velocidade normal, que por sua vez apresenta taxa superior à de uma represa, onde a velocidade normalmente é bastante baixa.

Outra fonte importante de oxigênio nas águas é a fotossíntese de algas. Este fenômeno ocorre em águas poluídas ou, mais propriamente, em águas eutrofizadas, ou sejam, aquelas em que a decomposição dos compostos orgânicos lançados levou à liberação de sais minerais no meio, especialmente os de nitrogênio e fósforo, que são utilizados como nutrientes pelas algas (CETESB, 2001).

Esta fonte, não é muito significativa nos trechos iniciais de rios à jusante de fortes lançamentos de esgotos. A turbidez e a cor elevadas dificultam a penetração dos raios solares e apenas poucas espécies resistentes às condições severas de poluição conseguem sobreviver. A contribuição fotossintética de oxigênio só é expressiva após grande parte da atividade bacteriana na decomposição de matéria orgânica ter ocorrido, bem como após terem se desenvolvido também os protozoários que, além de decompositores, consomem bactérias clarificando as águas e permitindo a penetração de luz (CETESB, 2001).

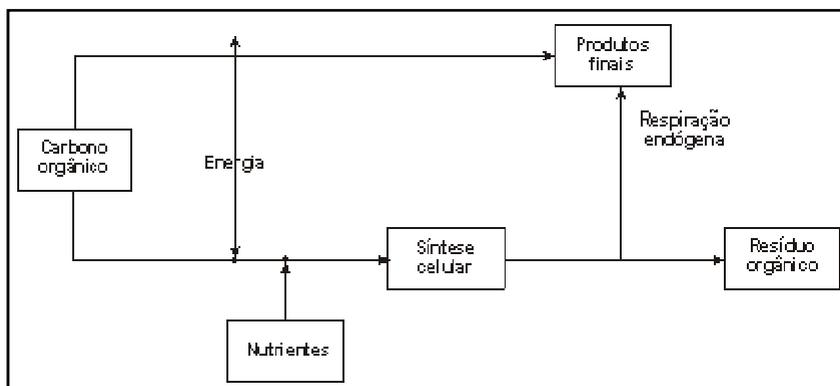
Este efeito pode "mascarar" a avaliação do grau de poluição de uma água, quando se toma por base apenas a concentração de oxigênio dissolvido. Sob este aspecto, águas poluídas são aquelas que apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido (devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos), enquanto que as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido elevadas, chegando até a um pouco abaixo da concentração de saturação. No entanto, uma água eutrofizada pode apresentar concentrações de oxigênio bem superiores a 10 mg/L, mesmo em temperaturas superiores a 20°C, caracterizando uma situação de supersaturação. Isto ocorre principalmente em lagos de baixa velocidade onde chegam a se formar crostas verdes de algas à superfície (CETESB, 2001).

3.3.2.8 *Matéria Orgânica*

É a causadora do principal problema de poluição das águas, o consumo de OD pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. A forma constituinte responsável são os sólidos em suspensão e dissolvidos, e pode ser de origem natural ou antropogênica.

3.3.2.9 *Demanda Bioquímica de Oxigênio*

A $DBO_{5,20}$ de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A $DBO_{5,20}$ é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20°C é frequentemente usado e referido como $DBO_{5,20}$. Na figura a seguir sintetiza-se o fenômeno da degradação biológica de compostos que ocorre nas águas naturais, que também se procura reproduzir sob condições controladas nas estações de tratamento de esgotos e, particularmente durante a análise da $DBO_{5,20}$ (CETESB, 2001).



Fonte: www.cetesb.com.br

Neste esquema, apresenta-se o metabolismo dos microrganismos heterotróficos, em que os compostos orgânicos biodegradáveis são transformados em produtos finais estáveis ou mineralizados, tais como água, gás carbônico, sulfatos, fosfatos, amônia, nitratos, etc. Nesse processo há consumo de oxigênio da água e liberação da energia contida nas ligações químicas das moléculas decompostas. Os microrganismos desempenham este importante papel no tratamento de esgotos pois necessitam desta energia liberada, além de outros nutrientes que por ventura não estejam presentes em quantidades suficientes nos despejos, para exercer suas funções celulares tais como reprodução e locomoção, o que genericamente se denomina síntese celular. Quando passa a ocorrer insuficiência de nutrientes no meio, os microrganismos sobreviventes passam a se alimentar do material das células que têm a membrana celular rompida. Este processo se denomina respiração endógena. Finalmente, há neste circuito, compostos que os microrganismos são incapazes de produzir enzimas que possam romper suas ligações químicas, permanecendo inalterados. Ao conjunto destes compostos dá-se o nome de resíduo não biodegradável ou recalcitrante. Pelo fato de a DBO_{5,20} somente medir a quantidade de oxigênio consumido num teste padronizado, não indica a presença de matéria não biodegradável, nem leva em consideração o efeito tóxico ou inibidor de materiais sobre a atividade microbiana.

Os maiores aumentos em termos de DBO_{5,20}, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A

presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática.

Um elevado valor da DBO_{5,20} pode indicar um incremento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis e, ainda, pode obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água. (CETESB, 2001).

3.4 Degradação Da Fitomassa Alagada

Experiências com a implantação de reservatórios em regiões com cobertura vegetal indicam que, dependendo da quantidade de fitomassa presente na bacia de acumulação, o afogamento da vegetação pode causar alterações na qualidade da água, gerando condições favoráveis para o desenvolvimento de anaerobiose e de eutrofização. Esta situação pode comprometer por um longo período, a biota do ecossistema aquático, o uso da água e os equipamentos das unidades geradoras de energia. Para avaliação dos impactos ambientais associados ao afogamento da vegetação a técnica de realização de ensaios de decomposição, em conjunto com estudos de simulação matemática, tem sido empregada com frequência. Tais experimentos fornecem importantes subsídios pois descrevem aspectos quantitativos e qualitativos da influência da fitomassa submersa na alteração da qualidade da água e nas demais características limnológicas do futuro reservatório. Deve-se considerar ainda, que os modelos matemáticos para a previsão das alterações da qualidade da água, devido à inundação da vegetação, nem sempre utilizam parâmetros cinéticos que refletem parte das condições regionais, mas valores extraídos da literatura (BIANCHINI JR, 2002).

Em um relativo curto período (dias/meses), o detrito é atacado por organismos que o fragmentam a resíduos quimicamente inalterados ou o trituram e o catabolizam para compostos inorgânicos, estruturas celulares e compostos húmicos. Em paralelo, os processos de lixiviação removem as frações solúveis do substrato. Devido às baixas taxas de ciclagem das substâncias húmicas e dos compostos estruturais das plantas, a decomposição somente será concluída numa escala de tempo maior, de ordem de anos a décadas (Born et al, 1973).

Nos ecossistemas aquáticos a transformação do carbono é constituída basicamente por três tipos de processos: a assimilação do carbono inorgânico, efetuada pela fotossíntese e quimiossíntese, a decomposição aeróbia e anaeróbia (THURMAN, 1985). Tanto a decomposição

aeróbia, quanto a anaeróbia, são constituídas por três mecanismos básicos: a lixiviação, a fragmentação e o catabolismo (BIANCHINI JR, 2002).

No decorrer da degradação, a lixiviação, o catabolismo e a fragmentação atuam em simultâneo sobre o mesmo recurso o que torna, às vezes, muito difícil distingui-los. As velocidades através das quais os nutrientes e o carbono ciclaram e acumulam-se dependem, basicamente dos balanços entre os processos de imobilização e mineralização. Desse modo, a disponibilidade de um determinado elemento depende da mineralização líquida, na qual a resultante do processo de mineralização excede a de imobilização.

Além dos efeitos particulares dos vários tipos de organismos envolvidos com as velocidades dos processos de decomposição, reportam-se as dependências das suas taxas em função dos seguintes fatores:

- Temperatura;
- Conteúdos de matéria orgânica e nutrientes dos detritos e do meio;
- Teor de compostos refratários e tipo dos detritos;
- pH e salinidade;
- Concentração de oxigênio dissolvido;
- Tamanho de partícula.

As árvores e os arbustos contêm maior quantidade de material resistente (celulose, resinas, graxas, lignina) por unidade de peso que a vegetação herbácea, por esse motivo, requer, proporcionalmente, maior tempo para decomposição. Deste modo, a composição estrutural da vegetação afogada pode permanecer praticamente inalterada por vários anos, especialmente quando não exposta à atmosfera (BIANCHINI JR, 2002).

Estudos efetuados por Goldstein indicam os seguintes valores típicos para a composição química dos tecidos vegetais: açúcares e amidos 1 – 5%; hemicelulose 10 – 28%; celulose 20 – 50%; lipídios, graxas e taninos 1 – 8%; lignina 10 – 30%; proteínas 10 – 15%. Verifica-se que a biomassa da vegetação é constituída, basicamente, por compostos de difícil decomposição, tais como: hemicelulose, celulose e lignina. A lignina é o composto mais resistente à degradação bioquímica, a aptidão em quebrá-la é principalmente atribuída aos fungos e tem sido considerada não degradável partir de processos anaeróbios. Os açúcares, as proteínas e os amidos se decompõem rapidamente e se constituem nas substâncias de importância imediata, em curto prazo, nas alterações de

qualidade da água. As partes verdes da vegetação não só possuem uma grande quantidade dessas substâncias biodegradáveis, mas também, são mais vulneráveis aos ataques bacterianos, devido as suas grandes superfícies específicas e produz diferentes substâncias intermediárias que por sua vez, interagem de várias maneiras com outros compostos do meio e com a biota.

3.5 Modelos Matemáticos de Qualidade da Água

São utilizados no suporte à decisão entre alternativas de gestão ou uso, e como agentes facilitadores neste processo (Mendonça, 2002).

Os modelos matemáticos são técnicas que permitem representar alternativas propostas e simular condições reais que poderiam ocorrer dentro de uma faixa de incertezas, inerente ao conhecimento técnico científico.

Estes modelos se propõem a explicar as causas e efeitos dos processos do ambiente, diferenciar as fontes antropogênicas das fontes naturais de poluentes, avaliar a eficiência de programas de gerenciamento ambiental, determinar o tempo de recuperação de um corpo d'água após a implementação de um programa de redução de contaminantes, auxiliar em projetos e desenvolvimento de programas de amostragem de campo e no estudo em escala de bancada, assim como muitas outras aplicações podem ser identificadas de acordo com o modelo a ser utilizado (Pereira, 2003b).

O modelo matemático de qualidade de água deve ser visto como auxiliador valioso para avaliar alternativas enumeradas pelos planejadores e questionadas pela população (Tucci, 1998). Na avaliação da qualidade da água em sistemas complexos, a necessidade do conhecimento de todos os processos e ecossistemas que cercam e dependem dele, é fundamental para que os resultados dos modelos sejam representativos e possam ser avaliados de forma adequada. Tendo em vista, as facilidades e utilidades que os modelos de qualidade de água podem trazer é inquestionável a aplicação destes modelos para estudos, projetos e auxílio a gestão de recursos hídricos (Rosman et al., 2001). Porém deve se ter em mente que nenhum modelo responderá a todas questões ao mesmo tempo, e por esta razão existem várias classes de modelos de qualidade de água, cada uma com aplicação específica (Pereira, 2003b).

No desenvolvimento de um modelo de qualidade deve ser levado em conta que cada sistema a ser estudado tem características próprias, e portanto, os processos identificados num corpo d'água não serão os

mesmos para outros sistemas mesmo que semelhante, pois os processos e variáveis dependem das condições as quais o sistema está submetido (Pereira, 2003b).

Durante a fase de formulação do modelo de qualidade é necessário que sejam identificadas as interações entre as variáveis a fim de determinar aquelas que serão contempladas pelo modelo e as que serão desconsideradas. Assim pode-se ganhar tempo nesta fase, assim como tempo durante as simulações. E pode assim, conforme a necessidade ser atualizado e adicionado novas formulações. Os modelos de qualidade apresentam vários problemas no seu desenvolvimento, principalmente devido à natureza complexa dos processos ambientais. Porém, cada vez mais se tornam importantes ferramentas no gerenciamento e gestão dos recursos hídricos (Pereira, 2003b).

3.6 Eutrofização

A eutrofização caracteriza-se pelo enriquecimento do corpo hídrico com concentrações elevadas de nutrientes (fósforo e nitrogênio) oriundas de fontes de poluição e de decomposição de massa vegetal afogada causando a degradação da qualidade da água e que favorece o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas (SPERLING, 2005).

O enriquecimento com os nutrientes nitratos e fosfatos nos corpos aquáticos produz o processo denominado de eutrofização, no qual se manifesta por meio do aumento da produtividade biológica observada pela proliferação de algas e outros vegetais aquáticos, que pode classificar os lagos em:

- Oligotróficos: lagos com baixa produtividade biológica e baixa concentração de nutrientes.
- Eutróficos: lagos com produção vegetal excessiva e alta concentração de nutrientes e;
- Mesotróficos: lagos com características intermediárias entre oligotróficos e eutróficos.

A eutrofização natural é um processo bastante demorado, associado ao tempo de evolução dos ecossistemas e corresponde ao que pode ser chamado de “envelhecimento natural” do lago. No entanto, esse processo vem se acelerando pela intervenção humana em lagos cujas bacias hidrográficas sofrem a ocupação de atividades industriais, agrícolas ou zonas urbanas. A este tipo de eutrofização é denominada de eutrofização cultural ou acelerada, causada pelo aporte de esgotos domésticos, industriais e fertilizantes agrícolas, este tipo de eutrofização é

responsável pelo “envelhecimento precoce” de ecossistemas lacustres (FONSECA, 2007).

3.7 Estratificação Térmica

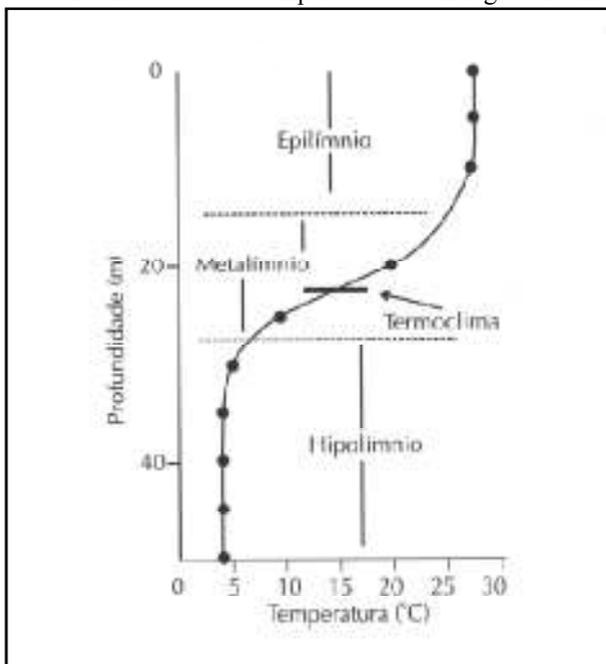
Os habitats de água doce podem ser classificados em dois tipos:

- De água parada ou lânticos (lenis, calma): lago, lagoa, charco ou pântano.
- De água corrente ou lóuticos (lótus, lavado): nascente, rio.

Os habitats de água doce ocupam uma pequena porção da superfície da Terra, quando comparados com os terrestres e marinhos, porém, todos os organismos necessitam de água para sobreviver, sendo a sua disponibilidade um dos fatores mais importantes a moldar os ecossistemas. É fundamental que os recursos hídricos apresentem condições físicas e químicas adequadas para sua utilização pelos organismos. Eles devem conter substâncias essenciais à vida e estar isentos de outras substâncias que possam produzir efeitos deletérios aos organismos que compõem as cadeias alimentares. Assim, disponibilidade de água significa que ela está presente somente em quantidade adequada em uma dada região, mas também que sua qualidade seja satisfatória para suprir as necessidades de um determinado conjunto de seres vivos (biota).

A temperatura é considerada um fator limitante importante para a vida aquática em sistemas de água doce, pois na maioria dos casos, os organismos aquáticos têm pequena tolerância às suas oscilações. Assim, mesmo uma poluição térmica moderada causada pelo homem pode provocar danos irreparáveis. As mudanças de temperatura produzem padrões característicos de circulação e estratificação, com grande influência na vida aquática. Em determinadas épocas do ano (regiões temperadas) ou períodos do dia (regiões tropicais), os ambientes lânticos apresentam uma clara distinção entre as temperaturas das camadas superficiais e das profundas e, portanto, entre as densidades dessas duas camadas. Esse fenômeno é denominado de estratificação térmica (Figura 3.1).

Figura 3.1 – Perfil vertical de temperatura de um lago estratificado



Fonte. Braga et al, 2002

A radiação solar, ao penetrar na água, sofre um decaimento exponencial e a faixa do espectro solar que corresponde às ondas longas, ou seja, a parcela de radiação infravermelha responsável pela transmissão de calor é absorvida quase que totalmente logo abaixo da superfície, estando praticamente extinta a um metro de profundidade.

Essa rápida absorção de radiação resulta numa significativa diferença de temperatura entre a superfície e fundo dos lagos e represas.

O perfil vertical de temperatura tende a dividir em três camadas distintas de diferentes temperaturas. Cria-se uma estabilidade, na qual existe uma camada superior mais quente e menos densa, denominada de epilimnio, uma inferior, mais fria e mais densa, denominada de hipolimnio. O nome da camada intermediária é metalimnio, e denomina-se termoclima a zona em que cria um gradiente de temperatura, em que para caracterizá-la é preciso que haja diferença de 2 °C entre as camadas superior e inferior. A esta configuração denomina-se estratificação térmica.

A estratificação ocorre devido às diferenças de densidade entre as camadas de água, gerando estabilidade que somente poderá ser rompida por forças externas (vento por ex.) que, atuando sobre a massa líquida, conseguem fornecer energia suficiente para provocar a mistura. A forma mais comum é a estratificação térmica, no entanto, podem ocorrer casos em que essa diferença de densidade é gerada por variação na concentração de sais nas diversas camadas, quando se tem então uma estratificação química, como ocorre nos lagos salinos, estuários e regiões oceânicas.

4 METODOLOGIA

A metodologia deste estudo será a aplicação da modelagem matemática para prever as alterações nos ecossistemas aquáticos, em decorrência da formação do Reservatório da PCH Arvoredo.

Nesta análise, serão eleitos parâmetros e índices indicadores de qualidade da água para o reservatório, isto é, são função das condições meteorológicas, da qualidade e volume da água afluyente e da regra de operação utilizada.

Para a porção do reservatório da PCH Arvoredo, foi contemplada a aplicação do modelo CE-QUAL-R1, cujas características principais são descritas no item 4.2 e o fluxograma básico das etapas da modelagem está descrito na figura 4.1

Diversas hipóteses incluindo variantes de remoção de biomassa são analisadas para dar subsídios ao processo de análise preliminar e comparativas. Os resultados obtidos para os parâmetros indicadores de qualidade da água mais significativos neste estudo são sintetizados através do índice de impacto LEI – Lake Evaluation Index, utilizado pela EPA (Environmental Protection Agency – EUA).

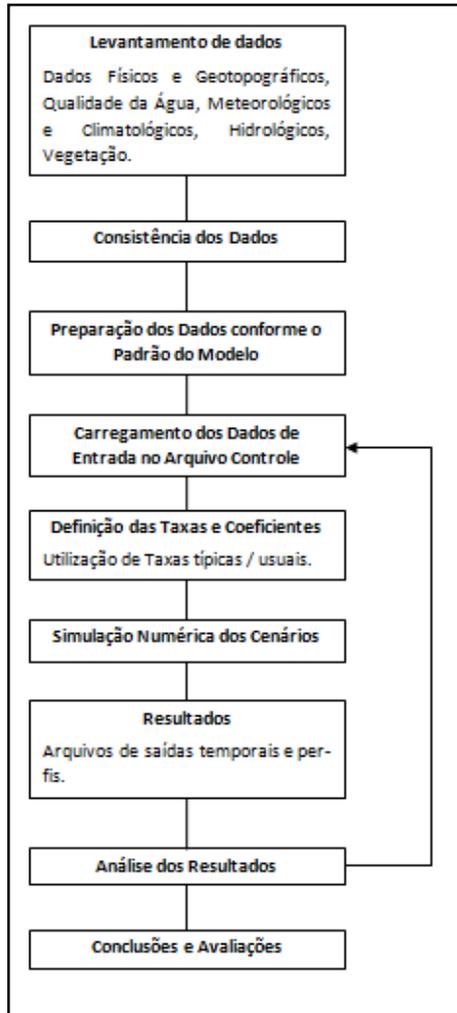


Figura 4.1 – Fluxograma simplificado das etapas da modelação

4.1 O Modelo CE-QUAL-R1

O modelo CE-QUAL-R1 é produto de um programa de avaliação e refinamento de modelos matemáticos aplicados a ecossistemas aquáticos, realizado na Waterways Experiment Station, EUA. Foi desenvolvido a partir da porção relativa a reservatórios do modelo global Water Quality for River - Reservoirs Systems (WQRRS), elaborado pelo Resource Management Associates, Inc. para o Hydrologic Engineering Center of the Corp of Engineers (Resource Management Associates, Inc., 1978), a partir das versões originais de Chen e Orlob. A maioria das alterações constantes na versão utilizada (Environmental Laboratory - CE-QUAL-R1, 1986) é atribuída aos trabalhos de Wlosinski e Collins.

Estruturalmente, o modelo caracteriza-se por um tratamento unidimensional, aplicável a lagos e reservatórios, que considera tanto os aspectos físicos e hidrodinâmicos, como as relações entre constituintes e cadeia trófica. Apesar de ter sido aplicado com sucesso em reservatórios com razoáveis diferenças longitudinais, maior realismo é alcançado quando aplicado na análise de gradientes verticais nas regiões mais profundas da represa, ou seja, ao longo das antigas calhas dos rios formadores e, de preferência, em regiões próximas ao barramento. Seu caráter dinâmico permite a descrição da distribuição vertical da energia térmica e da dinâmica de até 27 variáveis de qualidade da água através do tempo. A análise térmica do reservatório pode ser tratada isoladamente, formando um modelo independente denominado CE-THERM-R1.

As variáveis de estado simuladas pelo modelo e os processos envolvidos em suas interações encontram-se ilustrados no Fluxograma do Modelo CE-QUAL-R1 (Figura 4.2).

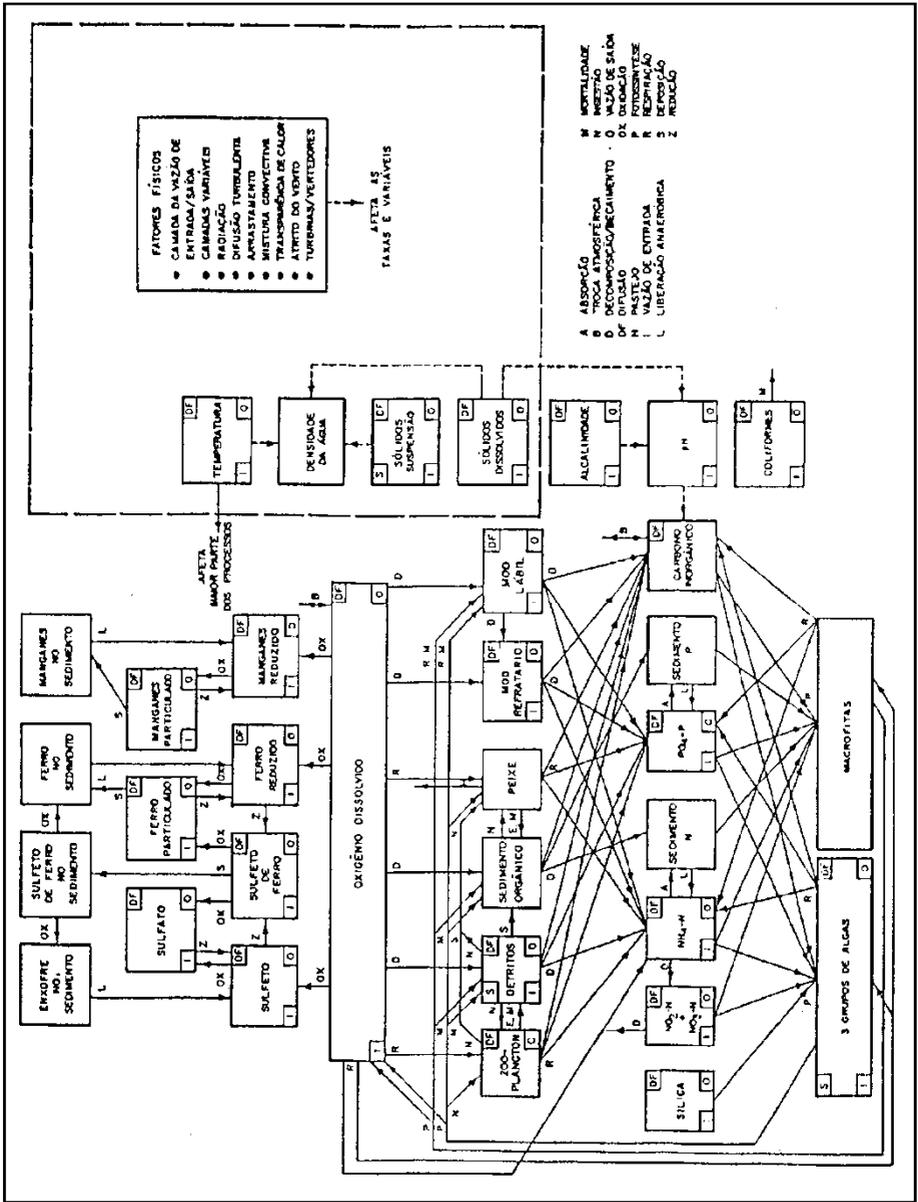


Figura 4.2 - Fluxograma Do Modelo Ce-Qual-R1

4.2 Representação Conceitual

O reservatório a ser modelado é conceituado como uma sequência vertical de camadas horizontais bem misturadas, cujas espessuras dependem do balanço de massas relativos às vazões afluentes e efluentes (Figura 4.3).

O modelo permite a computação de vários tributários, sendo a distribuição vertical de suas vazões baseada no critério da diferença de densidades. Por sua vez, as retiradas de cada camada horizontal são determinadas em função dos perfis de densidade, vazões efluentes e configuração geométrica das estruturas de saída da barragem.

Para o cálculo da densidade, utilizam-se os valores da temperatura, sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos totais. Além destas três variáveis, o modelo apresenta, para cada camada, resultados de concentração de oxigênio dissolvido, três grupos de algas, um grupo de peixes, detritos, matéria orgânica dissolvida lábil e refratária, ortofosfato, amônia, nitrato, carbono total, zooplâncton, pH e dióxido de carbono, além das formas oxidadas e reduzidas de ferro, manganês e enxofre. Para algumas variáveis, são também apresentados resultados da concentração em que se encontram no sedimento. A separação da matéria orgânica dissolvida em dois compartimentos distintos (lábil e refratária) objetiva a consideração de diferentes velocidades de degradação. A matéria orgânica lábil será decomposta mais facilmente no corpo d'água, sendo parte transformada em matéria orgânica dissolvida refratária através de uma cinética que não envolve o consumo de oxigênio. Em particular, a variável temperatura é influenciada pela morfometria do reservatório, vazões de entrada e saída, radiações de ondas curtas e ondas longas incidentes à superfície da água, trocas de calor da interface ar-água, difusão, mistura convectiva e transferência de calor ao longo do corpo d'água.

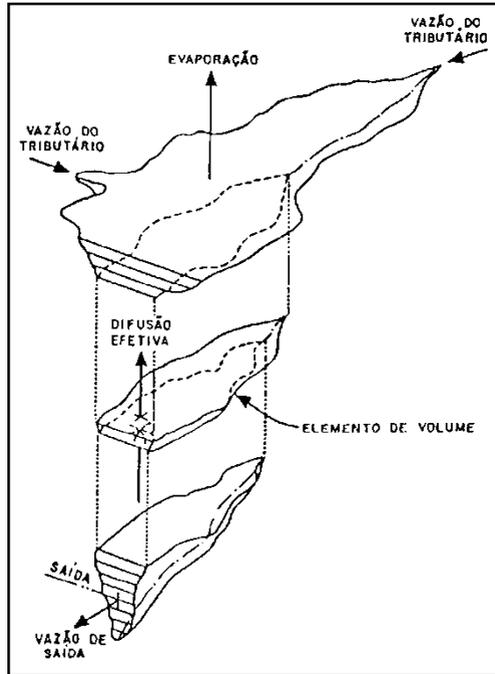


Figura 4.3 - Balanço De Massa No Reservatório Como Considerado No Modelo Ce-Qual-R1

Os processos físicos exercem forte influência nas concentrações dos constituintes em cada camada, considerando-se a advecção longitudinal, difusão, convecção, adsorção (nutrientes) e sedimentação. Quanto aos processos biológicos, o modelo simula fotossíntese, respiração, ingestão, egestão, mortalidade e decaimento (decomposição).

4.2.1 Representação funcional

A estruturação matemática do modelo CE-QUAL-R1 é baseada em uma série de equações diferenciais que expressam a conservação da massa ou da energia para cada camada. A solução destas equações permite a obtenção dos perfis verticais de concentração de constituintes ao longo do tempo. Dessa forma, tem-se:

$$\frac{\partial(\text{VC})}{\partial t} = \sum_k Q_{\text{trib}} \cdot C_{\text{trib}} - Q_{\text{sai}} \cdot C + \frac{\partial(AD \frac{\partial C}{\partial z})}{\partial z} \Delta z + F - S \quad (4.1)$$

onde:

- V = volume da camada (m³);
- C = concentração de constituinte (g/m³);
- k = índice para tributários;
- Q_{trib} = vazão afluyente à camada (m³/s);
- C_{trib} = concentração de constituinte afluyente (g/m³);
- Q_{sai} = vazão efluyente da camada (m³/s);
- A = área superficial da camada (m²);
- D = coeficiente de difusividade turbulenta vertical (m²/s);
- z = espessura da camada (m);
- Δz = elevação da camada (m);
- F = taxas de produção de constituinte - fontes;
- S = taxas de decaimento de constituinte - sumidouros;
- t = tempo.

Os termos F e S na equação 4.1 representam as várias taxas de produção e decaimento dos constituintes.

No lugar de se considerarem componentes verticais de fluxo entre as camadas, adota-se que cada camada horizontal pode expandir-se ou contrair-se a partir dos seus balanços de vazão (Q_{trib} - Q_{sai}). Objetiva-se, deste modo, uma redução da dispersão numérica causada pelas esquematizações espacial e temporal necessárias à modelação. De fato, desde que a camada é considerada como bem misturada, qualquer quantidade de material que for transportada através de um limite entre camadas será imediatamente misturada, o que acarretará alterações nos

gradientes de concentração mais rápidas do que as resultantes de solução puramente analítica.

4.2.2 Distribuição Vertical das Vazões Afluente e Efluente do Reservatório

A distribuição vertical de vazões tributárias de reservatórios é fortemente influenciada pela compatibilidade entre as densidades das águas afluentes e os perfis verticais de densidade do lago. Águas mais densas tenderão a se localizar nas camadas mais profundas do lago, enquanto que águas com baixas densidades relativas serão distribuídas nas camadas próximas à superfície. Haverá ocasiões, entretanto, em que a distribuição vertical das vazões tributárias far-se-á através de regiões estratificadas da coluna d'água, fazendo-se necessário considerar os efeitos desta estratificação.

Por sua vez, a distribuição vertical da vazão efluente estará relacionada não apenas aos perfis verticais de densidade próximos ao barramento, como também às características hidráulicas e geométricas das estruturas de controle.

Para o cálculo da distribuição vertical de vazões, o modelo utiliza os resultados de trabalhos experimentais desenvolvidos por Debler, Harleman e Elder, e Bohan e Grace.

4.2.3 Contornos de Superfície

O modelo considera os principais componentes do balanço de calor nas superfícies do reservatório, a saber: radiação solar de ondas curtas, radiação atmosférica de ondas longas, "back radiation", perda de calor por evaporação, e transferência de calor por condução. A quantificação das intensidades desses mecanismos é feita com base em dados geotopográficos e meteorológicos.

4.2.4 Penetração da Radiação Solar e Energia Térmica através da Coluna d'Água

A absorção da radiação solar através da coluna d'água depende diretamente do comprimento de onda da luz incidente, das propriedades da água e da quantidade de material em suspensão presente. O modelo assume uma absorção exponencial ao longo da profundidade, de acordo com a Lei de Lambert-Beer, considerando ainda os efeitos de superfície

que tendem a reduzir a radiação solar efetiva que penetra no corpo d'água.

A obtenção do coeficiente de extinção utilizado na formulação de Lambert-Beer é baseada nos somatórios dos efeitos de auto-sombreamento relativo à presença de algas, zooplâncton, detritos e sólidos em suspensão nas camadas superficiais do reservatório, bem como do coeficiente de extinção natural característico do lago, obtido a partir da máxima profundidade de Disco de Secchi observada.

A distribuição de energia térmica em lagos e reservatórios tem forte influência na qualidade de suas águas. De fato, sendo a densidade da água função de sua temperatura, esta influi na distribuição vertical das vazões afluente e efluente do reservatório. Da mesma forma, alterações de temperatura resultam em aceleração ou redução na cinética de processos biológicos e químicos a partir das variações de temperatura da água. O modelo trata a energia térmica como uma concentração de calor que pode ser influenciada pelo aporte de cargas dos tributários, vazões efluentes e difusividade vertical.

4.2.5 Estratificação e Mistura Vertical

Perfis verticais de temperatura em lagos e reservatórios indicam geralmente a existência de regiões bem misturadas situadas próximas à superfície da água (epilímnio). Tais regiões, dependendo das condições hidrometeorológicas locais, podem atingir valores menores que 0,1 metro em dias ensolarados e sem vento, ou podem estender-se através de toda profundidade do lago em períodos em que há resfriamento e ocorrência de ventos fortes.

O modelo calcula a profundidade da região bem misturada a partir da comparação, em cada intervalo computacional, entre a energia cinética turbulenta, a resultante das ações do vento sobre a superfície do lago e da mistura convectiva, e a energia potencial necessária para elevar as diversas camadas do metalímnio ao centro de massa da região superior homogênea.

Não apenas a ação do vento e a penetração convectiva são, entretanto, capazes de provocar a mistura vertical em reservatórios. Muitas vezes, a energia cinética gerada por vazões afluentes e efluentes pode provocar uma total mistura ao longo das respectivas regiões de influência (entrada e saída).

Uma vez que as contribuições relativas a todos esses processos não são facilmente quantificáveis, os seus efeitos globais são considerados num termo denominado "difusividade turbulenta" ou "difusividade efetiva", que tem como base estudos de analogia à difusão molecular. Assume-se, portanto, que o transporte de uma variável qualquer de concentração C entre camadas, será igual ao produto do coeficiente de difusividade turbulenta pelo gradiente de concentração da referida variável. Trata-se do terceiro termo à direita da igualdade na equação 4.1.

Os coeficientes de difusividade turbulenta são então calculados assumindo-se que os mesmos sejam proporcionais à dissipação da energia cinética gerada pelo vento, vazões afluentes e vazões efluentes.

4.2.6 Técnica de Solução Numérica

Para obtenção das soluções numéricas, as equações diferenciais são integradas, a cada intervalo computacional, através de um método numérico implícito que consiste de Eliminação Gaussiana associada ao Algoritmo de Thomas. Para resolução das equações de constituintes não transportados por advecção ou difusão, optou-se pelo esquema de Euler.

A equação 4.2, após discretização, poderá ser expressa sob a forma:

$$V_i \frac{\partial}{\partial t}(C_i) = A_{i1} C_{i-1} + A_{i2} C_i + A_{i3} C_{i+1} + P_i \quad (4.2)$$

$$i = 2, 3 \dots, N-1$$

onde:

- C_i = concentração na camada i (g/m³);
- V_i = volume da camada (m³);
- A_{i1} = fator que inclui os processos de difusão relativos à camada inferior;
- A_{i2} = fator que inclui transformações químicas e biológicas dependentes das concentrações nas camadas;
- A_{i3} = fator que inclui os processos de difusão e afundamento relativos à camada superior;

- P_i = fator que inclui transportes físicos e taxas biológicas e químicas independentes das concentrações nas camadas;
- N = número total de camadas no reservatório

Existirá, portanto, um conjunto de equações do tipo 2.2 para cada constituinte, expressando o fato de que cada camada é influenciada apenas pelas camadas vizinhas.

4.3 Aplicação do Índice LEI

Com a finalidade de comparar de forma global os resultados obtidos das simulações no reservatório, optou-se por utilizar o critério sugerido por Porcella et alli e adotado pela Agência de Proteção Ambiental Americana (U. S. Environmental Protection Agency). Nesta metodologia, o estado trófico do lago é representado por um índice (Lake Evaluation Index - LEI), variando de zero, relativo a um impacto mínimo, até 100, impacto máximo. A conveniência de utilizar tal tipo de índice consiste em que o mesmo além de dar uma idéia do estado trófico, permite ao mesmo tempo mostrar as tendências à recuperação ou à deterioração da qualidade das águas do lago.

O índice LEI é calculado a partir dos dados de saída do modelo e a fitomassa alagada influencia nos resultados utilizados para o cálculo do índice.

Desta forma, o índice LEI é obtido a partir das seguintes expressões:

- $XDS = 52,68 - 29,4 \ln(DS); \quad (4.3)$

- $XTN = -23,8 + 14,427 \ln([N]); \quad (4.4)$

- $XTP = 4,15 + 14,427 \ln([P]); \quad (4.5)$

- $XTE = \min(XTN, XTP); \quad (4.6)$

- $XOD = 10 \cdot (10 - ([OD])); \quad (4.7)$

- $XCA = 30,6 + 9,81 \ln([Chla]); \quad (4.8)$

- $LEI = (XTE + XDS + XOD + XCA) / 4. \quad (4.9)$

Onde:

- (DS) = profundidade de Disco de Secchi verificada (m);
- [N] = concentração média de nitrogênio inorgânico na coluna d'água verificada ($\mu\text{g/l}$);

- [P] = concentração média de fósforo inorgânico na coluna d'água verificada ($\mu\text{g/l}$);
- [OD] = concentração média de oxigênio dissolvido na coluna d'água verificada (mg/l);
- [Chla] = concentração média de clorofila a na coluna d'água verificada ($\mu\text{g/l}$);
- LEI = índice LEI (0,0 -100,0).

A interpretação dada aos valores do índice LEI é a seguinte:

- Região I : $80 < \text{LEI} \leq 100$. O lago se encontra eutrófico e em condições anóxicas;
- Região II : $20 < \text{LEI} \leq 80$. O lago se encontra em recuperação. O valor $\text{LEI} = 50$ corresponde à transição das condições anóxicas para óxicas;
- Região III : $0 < \text{LEI} \leq 20$. O lago se encontra em níveis mesotróficos ou oligotrófico, com concentrações de oxigênio dissolvido próximas aos valores de saturação.

4.4 Dados de Entrada – Reservatório

4.4.1 *Dados Físicos e Geotopográficos*

As características geotopográficas locais, juntamente com os dados climatológicos e meteorológicos são utilizados pelo modelo no cálculo dos aportes de energia solar incidente à superfície do reservatório, exercendo forte influência na evolução dos processos físicos e biológicos. Os valores de latitude, longitude e meridiano padrão foram obtidos a partir do relatório do Projeto Básico Consolidado da PCH Arvoredo e são apresentados a seguir:

- Latitude : $27^{\circ}03'S$
- Longitude: $52^{\circ}28'W$
- Cota do fundo do reservatório (junto ao barramento):
340,0 m
- Nível máximo normal: 367,0 m
- Nível mínimo operacional: 365,0 m

4.4.2 Representação Geométrica

As curvas hipsográficas do reservatório foram geradas a partir das relações da cota x área x volume acumulado, que constam no relatório do Projeto Básico Consolidado da PCH Arvoredo. Para a representação destas curvas utilizou-se uma interpolação polinomial, chegando-se as seguintes expressões:

$$A = 588,09 z^2 + 44741 z - 64064 \quad (R^2 = 0,6898)$$

e:

$$V = 22376 z^2 - 152786 z + 157792 \quad (R^2 = 0,9995)$$

onde:

A = área superficial do reservatório (m²);

V = volume acumulado do reservatório (m³);

z = profundidade do reservatório (m).

A determinação da distribuição vertical da vazão de saída requer a descrição das características geométricas das estruturas de controle da barragem (tomadas d'água, vertedouros e dispositivos de vazão sanitária), bem como a relação entre as larguras transversais ao fluxo e os respectivos níveis d'água. Portanto, foi selecionada uma seção situada próxima ao eixo do barramento, através da restituição aerofotogramétrica apresentada no Projeto Básico Consolidado, onde os padrões de circulação são considerados representativos das seções próximas à estrutura, chegando-se a seguinte expressão:

$$L = 50,944 z^{0,4517} \quad (R^2 = 0,9638)$$

onde:

L = largura transversal da seção situada a montante da barragem (m).

4.4.3 Dados Meteorológicos e Climatológicos

Os dados meteorológicos e climatológicos necessários às simulações foram obtidos principalmente a partir da estação meteorológica de Xanxerê, considerando-se os valores médios de nebulosidade, temperatura de bulbo seco, temperatura de bulbo úmido, pressão barométrica e velocidade do vento. Foram obtidos valores médios mensais para estes parâmetros. Vale lembrar que o comportamento térmico de um reservatório, notadamente com as

características de profundidade da PCH Arvoredo, é sensível à variação dos dados climatológicos, que muitas vezes são o fator determinante no comportamento térmico que influenciará na qualidade da água do reservatório. Lembrando das características do presente estudo, onde se busca avaliar o impacto de distintos cenários de desmatamento da área a ser inundada, condições meteorológicas médias foram adotadas em todas as simulações.

No quadro 4.1 são apresentados os valores utilizados para os parâmetros mencionados.

Quadro 4.1 – Médias Mensais Dos Parâmetros Climatológicos Utilizados Na Simulação

Meses	Temperatura Média °C	Tdew °C	Umidade Relativa %	Evaporação mm	Insolação horas / mês	Nebulosidade 0 / 1	Radiação kcal/cm ² /mês
Jan	21,1	19,70	80,8	192,3	215,3	0,63	15,5
Fev	20,9	19,73	81,9	113,7	201,0	0,63	13,6
Mar	19,8	18,35	81,5	131,3	181,2	0,56	12,6
Abr	16,8	15,38	82,3	105,3	174,0	0,5	10,4
Mai	14,2	13,11	82,7	74,7	187,0	0,51	9,2
Jun	12,8	12,00	82,8	116,1	151,6	0,55	7,0
Jul	12,4	11,38	80,6	112,2	174,3	0,51	7,4
Ago	14	12,29	78,5	128,7	179,2	0,52	8,9
Set	15,2	13,28	78,6	122,3	158,6	0,57	10,4
Out	17	14,86	78,5	154,7	197,9	0,58	12,7
Nov	18,9	16,34	76,7	158,2	209,5	0,54	14,4
Dez	20,5	18,31	77,9	186,5	216,0	0,56	15,8

Fonte: Epagri – Estação Meteorológica de Xanxerê.

4.4.4 Dados Hidrológicos

Para a determinação das vazões afluentes foram utilizadas as vazões médias mensais de longo período dos postos fluviométricos de Passo Alto Irani, Barca do Irani e Bonito, situados no rio Irani, a montante e a jusante do eixo da barragem, conforme apresentado no Plano Básico Consolidado do empreendimento.

A metodologia empregada nesse trabalho baseou-se pela obtenção das séries de vazões através do Hidroweb (banco de dados da ANA), tendo posse destes dados foram estabelecidas correlações entre as três séries mensais disponíveis (Bonito, Passo Alto Irani e Barca do Irani).

O preenchimento das falhas de observação foram feitos com base nas correlações estabelecidas.

Ao final desse trabalho foi possível estabelecer uma nova série de vazões medias mensais para o local da PCH Arvoredo cobrindo o

período de janeiro de 1952 até dezembro de 2006, cujo valor médio é 39,81 m³/s, o que corresponde a uma produção média de 32,26 l/s.km².

O quadro 4.2 apresenta os códigos das estações bem como algumas características de cada estação.

Quadro 4.2: Postos Fluviométricos considerados

Nome da Estação	Código ANA	Curso d'Água	Área (km ²)	Responsável	Operadora
Barca do Irani	73350000	Rio Irani	1498	ANA	CPRM
Passo Alto Irani	73330000	Rio Irani	900	ANA	CPRM
Bonito	73300000	Rio Irani	630	ANA	CPRM

No quadro 4.3 são apresentados os valores das vazões médias mensais utilizadas, obtidas através do procedimento descrito acima:

Quadro 4.3 – Vazões Características Para O Local Do Barramento – Pch Arvoredo

Meses	Vazão Média	Vazão Mínima	Vazão Máxima
Jan	28,3	8,5	98,1
Fev	34,0	5,0	160,3
Mar	24,8	4,9	89,1
Abr	30,7	3,6	151,4
Mai	40,0	3,2	149,9
Jun	45,5	4,0	186,3
Jul	47,2	8,2	344,1
Ago	42,0	6,5	146,7
Set	52,2	5,8	123,7
Out	58,3	15,1	162,0
Nov	51,8	7,0	149,2
Dez	32,2	6,0	125,3

Fonte: Projeto Básico Consolidado da PCH Arvoredo

a. Vazão remanescente

Para aproveitar a queda do rio Irani, a maior parcela da vazão afluente à barragem será desviada para a casa de força. Este fenômeno será comum no período de estiagem, já que no período de cheias as vazões excedentes passarão pelo vertedouro e seguirão pelo curso natural do rio Irani.

Para manter a vazão nos períodos de estiagem, será implantado um dispositivo hidráulico incorporado abaixo da barragem que fornecerá uma vazão sanitária de $0,50 \text{ m}^3/\text{s}$ e nos meses em que a vazão afluyente for maior que a máxima turbinavel, a porção vertida se juntará à vazão residual neste trecho.

A escolha do valor de $0,50 \text{ m}^3/\text{s}$ é compatível com o uso da água neste trecho do rio, onde foi identificado apenas um reservatório com capacidade de captação de 8.000 litros/dia, que é utilizado em suinocultura.

4.4.5 Variáveis de Estado Consideradas

Foram consideradas as seguintes variáveis de estado:

- a. Oxigênio dissolvido;
- b. Temperatura;
- c. Sólidos em suspensão;
- d. Sólidos dissolvidos totais;
- e. um grupo de algas;
- f. Detritos;
- g. Sedimento orgânico;
- h. Matéria orgânica dissolvida
 - . Matéria orgânica lábil
 - . Matéria orgânica refratária
- i. Nitrogênio
 - . Amônia na coluna d'água como N
 - . Amônia no sedimento como N
 - . Nitrato na coluna d'água como N
- j. Fósforo inorgânico
 - . Ortofosfato na coluna d'água como P
 - . Ortofosfato no sedimento como P
- l. Ferro
 - . Íon ferroso na coluna d'água
 - . Íon férrico na coluna d'água
 - . Íon férrico no sedimento
 - . Sulfeto de ferro na coluna d'água
 - . Sulfeto de ferro no sedimento
- m. Enxofre
 - . Sulfato na coluna d'água como S
 - . Sulfeto na coluna d'água como S
 - . Sulfeto no sedimento como S

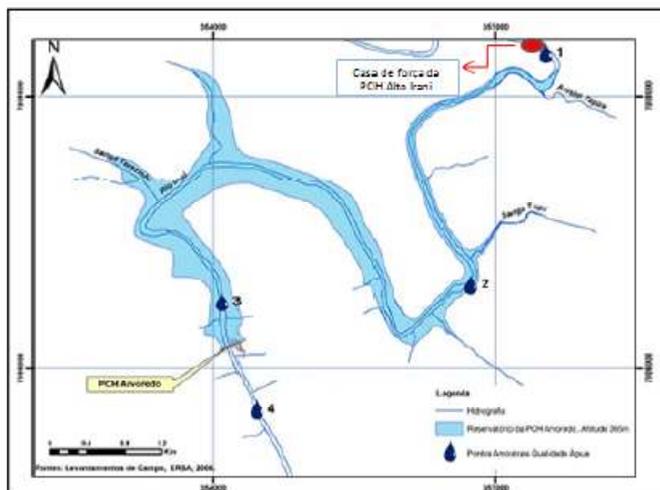
- n. Carbono inorgânico total
- o. pH
- p. Alcalinidade total

4.4.6 Condições de Contorno

a) Contornos de Montante

Os contornos de montante para as variáveis de estado foram retirados a partir das campanhas do monitoramento de qualidade da água realizadas no rio Irani em 2008, sendo que uma campanha foi feita na área da PCH Arvoredo e outras duas na região da PCH Alto Irani. Como estas duas PCHs encontram-se muito próximas uma da outra e o ponto de jusante do monitoramento da PCH Alto Irani praticamente coincide com o ponto de montante do monitoramento da PCH Arvoredo (figura 4.4), foram consideradas as duas campanhas do monitoramento da PCH Alto Irani, juntamente com a campanha da PCH Arvoredo para compor um quadro sazonal de qualidade da água, para alimentação do modelo.

Figura 4.4: Localização dos pontos de monitoramento de qualidade da água da PCH Arvoredo



Fonte: ETS/2008.

Este quadro foi composto da seguinte maneira: Para os meses de junho e setembro de 2008 foram consideradas as campanhas da PCH Alto Irani, para o mês de dezembro de 2008 foi considerada a campanha da PCH Arvoredo, e para compor um quarto período foi feita a média entre dezembro e junho de 2008, conforme o quadro 4.4:

Quadro 4.4: Campanhas de Qualidade da água consideradas na modelagem.

Campanhas	Mês	Meses de cobertura
Alto Irani - Ponto Jusante	jun/08	Maio - Julho
Alto Irani - Ponto Jusante	set/08	Agosto - Outubro
Arvoredo - Ponto Montante	dez/08	Novembro - Janeiro
Média Alto Irani e Arvoredo	jun/08 e dez/08	Fevereiro - Abril

Conforme será dito adiante, considerou-se a incorporação da biomassa inundada através do incremento das concentrações de matéria orgânica dissolvida.

No quadro 4.5 constam os valores das condições de contorno adotados nas simulações.

b) Contornos de Jusante

Os contornos de jusante estão relacionados às vazões de saída e à geometria das estruturas de controle (tomada d'água, vertedouro e dispositivo de vazão sanitária). A determinação das vazões foi realizada em função das hipóteses de estudo, isto é, enchimento a partir de janeiro de 2010. Durante este período será mantida uma vazão sanitária de 0,5 m³/s pela tubulação de vazão sanitária. A primeira turbina entra em operação em fevereiro de 2010 (15 dias após o final de enchimento) e as outras duas em março de 2010 (30 dias e 45 dias após o final de enchimento), sendo a capacidade de engolimento das turbinas igual a 51,04 m³/s.

Entre o período em que o reservatório atinge a cota máxima e o início da geração, foi liberada pelo vertedouro uma vazão para garantir a manutenção do nível do reservatório. Após o início de operação da terceira turbina, a vazão de geração foi determinada em função de se garantir o nível máximo do reservatório (367 m) e admitindo-se o deplecionamento e sobre elevação de nível (no caso de vertimentos).

4.4.7 Condições Iniciais

As respostas de modelos dinâmicos dependem essencialmente das condições iniciais adotadas. Diferentes condições iniciais geram diferentes históricos ao longo do período de simulação. No caso do presente estudo admitiu-se como condição inicial que o reservatório esteja vazio (01 camada), com distintos cenários de limpeza e remoção da cobertura vegetal da bacia de inundação.

Foram adotadas, para as variáveis de estado consideradas, concentrações iniciais com base nos resultados do monitoramento da qualidade da água para a campanha de dezembro/08 da PCH Arvoredo.

Quadro 4.5: Valores médios dos parâmetros de qualidade da água utilizados na simulação

Variável	Fev - Abr	Mai - Jul	Ago - Out	Nov - Jan
Profundidade [m]	1,50	1,50	2,00	-
Temp. ar [°C]	12,00	12,00	-	-
Temp. água [°C]	14,25	10,50	16,30	18,00
pH	7,01	7,36	7,60	6,65
Oxigênio Dissolvido [mg. L ⁻¹]	8,40	8,30	8,60	8,50
% de saturação de O ₂	50,26	3,30	95,05	97,22
DBO5 [mg. L ⁻¹]	8,67	8,33	2,00	9,00
DQO [mg. L ⁻¹]	31,30	42,60	5,00	20,00
Condutividade Elétrica [µs]	39,00	-	33,40	39,00
Fósforo total [mg. L ⁻¹]	0,75	1,48	0,01	0,04
Nitrito [mg. L ⁻¹]	0,02	0,01	0,01	0,03
Nitrato [mg. L ⁻¹]	1,65	1,94	0,27	1,36
Nitrogênio amoniacal [mg. L ⁻¹]	0,02	0,01	0,00	0,03
Nitrogênio Orgânico [mg. L ⁻¹]	0,47	0,47	0,96	-
Nitrogênio Total [mg. L ⁻¹]	3,31	2,42	1,24	4,20
Óleos e graxas [mg. L ⁻¹]	-	ND	0,00	-
Cor	192,54	31,07	-	354,00
Sólidos Totais [mg. L ⁻¹]	82,00	74,00	68,00	90,00
Sólidos Totais Dissolvidos [mg. L ⁻¹]	46,54	42,00	38,59	51,08
Clorofila a (µg. L ⁻¹)	0,20	0,20	ND	-
Turbidez [NTU]	37,19	10,37	5,99	64,00
Alcalinidade Total	16,96	18,68	24,20	15,23
Pb [mg. L ⁻¹]	-	ND	ND	-
Cu [mg. L ⁻¹]	0,01	ND	ND	0,01
Cr [mg. L ⁻¹]	-	ND	0,02	-
Fe [mg. L ⁻¹]	1,91	3,67	0,20	0,15
Mn [mg. L ⁻¹]	0,09	0,07	0,02	0,10
Zn [mg. L ⁻¹]	0,02	0,02	ND	-
Coliformes totais (NMP)	1750,00	1100,00	220,00	2400,00
Coliformes termotolerantes (NMP)	1275,00	150,00	220,00	2400,00

Fonte: ETS / 2008 - 2009

4.4.8 Incorporação da Vegetação Inundada

As tipologias de vegetação, bem como as áreas correspondentes à cada tipologia foram adotadas com base no Mapa de Vegetação apresentado no Inventário Florestal da PCH Arvoredo, apresentado na figura 4.5.

O quadro abaixo resume a cobertura vegetal (tipologias vegetais) da área da PCH Arvoredo, e para cada tipologia foi aplicado um valor de fitomassa médio por área, chegando ao valor da fitomassa total, por tipologia.

Quadro 4.6: Tipologias vegetais na PCH Arvoredo

Classificação de Cobertura do Solo	Área (ha)	%	Fitomassa Total (kg)
Sarandizal (Réófitas)	0,5766	0,48	1153,13
Floresta Nativa em Estágio Inicial	1,9099	1,59	8594,45
Floresta Nativa em Estágio Médio	41,5128	34,56	1224628,05
Floresta Nativa em Estágio Avançado	14,6544	12,2	1038997,54
Pastagens	36,2757	30,2	253929,66
Silvicultura Eucalipto e Pinus	5,8498	4,87	664531,77
Cultivos Agrícolas	19,3270	16,09	115962,01
Açudes	0,0120	0,01	-
Total	120,1181	100%	3307796,62

Fonte: Inventário Florestal – PCH Arvoredo.

A incorporação da vegetação a ser inundada foi representada através de um valor de densidade de fitomassa rapidamente degradável. O valor desta densidade foi calculado com base no cenário de desmatamento e da biomassa a ser removida

Com base na literatura especializada e em estudos e ensaios de avaliação e degradação da vegetação realizado pela Universidade Federal de São Carlos, adotou-se um valor de densidade de fitomassa por tipologia de vegetação. A ponderação desta densidade com a área ocupada por cada tipologia, fornece a densidade média de cada uma das alternativas de remoção de vegetação analisada.

Para o cálculo da transferência do conteúdo celular para o meio líquido utilizou-se o estudo publicado sobre taxas de decomposição de diversas espécies vegetais (Bianchini Jr., 1999) onde adotou-se que ao final de 7 dias todo o conteúdo celular é transferido. Além disso, foi

levado em consideração que a decomposição de uma planta não se inicia tão logo suas raízes sejam afogadas. Há um tempo de resistência até que se iniciem os processos de mineralização da biomassa. Neste estudo foram adotados 7 dias de sobrevivência do vegetal submerso, baseados em observações em outros enchimentos.

No Quadro 4.7 apresenta-se as tipologias existentes no reservatório com o respectivo valor de densidade de vegetação média (DV) que será utilizado como dado de entrada para o carregamento no modelo, sendo transformado em matéria lábil dissolvida. As taxas de conversão de fitomassa total para fitomassa rapidamente degradável foram obtidas através do estudo publicado por Bianchini Jr.

Ainda de acordo com o estudo de Bianchini, é recomendável que para cada empreendimento sejam realizados testes de degradação da fitomassa, tendo em vista que cada local tem características próprias. Neste estudo, foram utilizadas as taxas provenientes de um estudo realizado para a UHE Tijuco Alto, por ter características semelhantes às da PCH Arvoredo. A UHE Tijuco Alto está localizada no rio Ribeira, entre os estados de São Paulo e Paraná.

Quadro 4.7: Densidade de vegetação rapidamente degradável – DV

Classes	Peso de Fitomassa Rapidamente degradável - Cenários (t)				
	C1	C2	C3	C4	C5
Floresta Nativa em estágio de regeneração inicial	0,96	0,72	0,48	0,24	0,00
Floresta Nativa em estágio de regeneração médio	128,68	96,50	64,36	32,18	0,00
Floresta Nativa em estágio de regeneração avançado	106,95	80,23	53,51	26,72	0,00
Sarandizal	0,12	0,09	0,06	0,03	0,00
Reflorestamento (Silvicultura Eucaliptos e Pinus)	67,86	50,92	33,87	16,94	0,00
Pastagem	14,51	10,88	7,26	3,63	0,00
Cultivos Agrícolas	11,60	8,70	5,80	2,90	0,00
Área Desmatada	-	6,01	12,01	18,02	24,02
Total	330,68	254,05	177,35	100,66	24,02
Densidade média de Fitomassa Rapidamente Degradável (kg/m²)	0,28	0,21	0,15	0,084	0,020

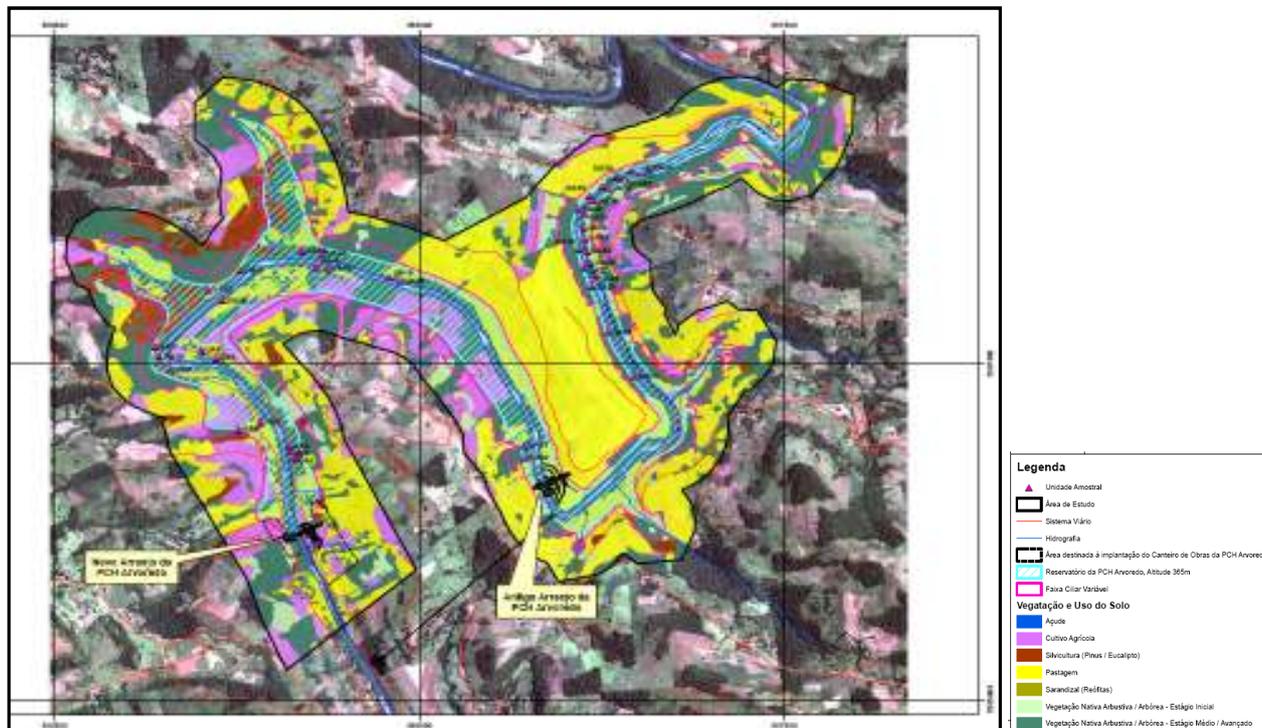


Figura 4.5: Mapa de Vegetação (Fonte: Inventário Florestal – PCH Arvoredo)

4.4.9 Ajustes de Taxas e Coeficientes

O modelo engloba a grande maioria dos processos que ocorrem em ecossistemas do tipo reservatório. A determinação das taxas e coeficientes foi baseada em dados de literatura especializada e em estudos realizados com o modelo CE-QUAL-R1 em reservatórios com características semelhantes s do reservatório da PCH Arvoredo, conforme indicado no Quadro 4.8, encontrando-se suas descrições no Glossário de Taxas e Coeficientes, Anexo 1.

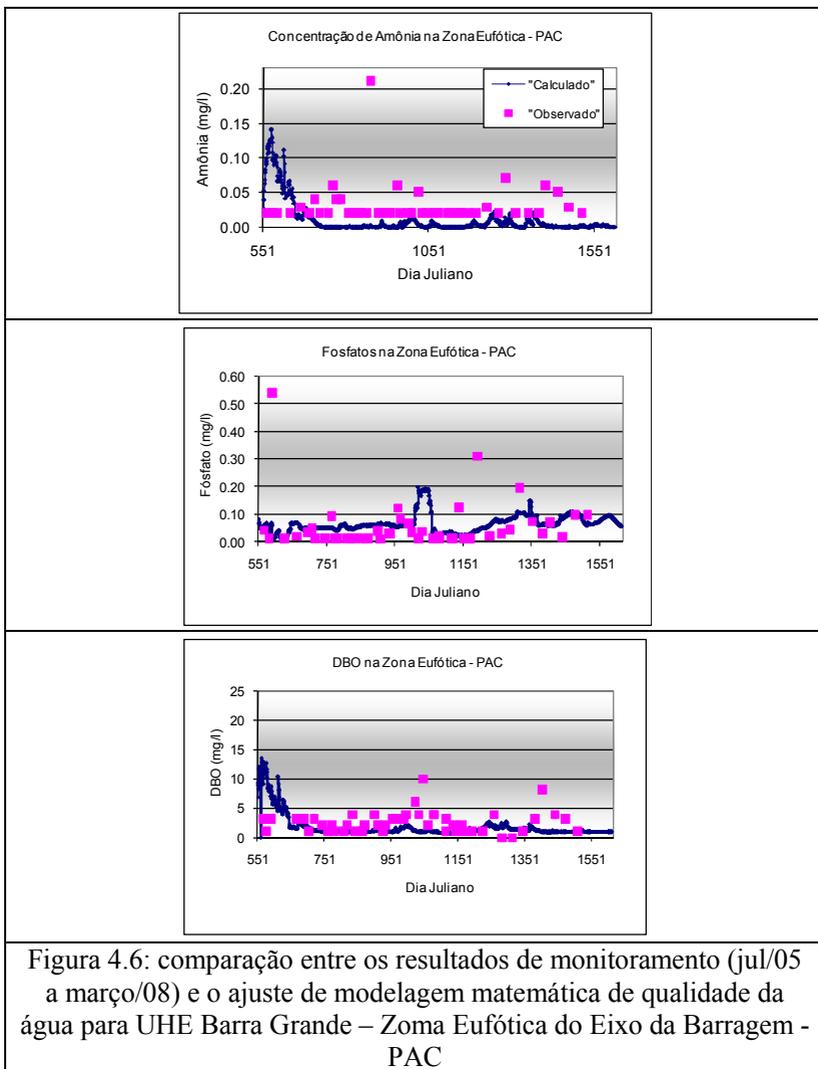
A principal fonte de dados para este estudo foi o trabalho desenvolvido para a UHE Tijuco Alto no rio Ribeira (entre os estados de São Paulo e Paraná) e UHE Barra Grande no rio Pelotas, na divisa entre Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Os dados de composição e decaimento da vegetação utilizados neste estudo foram objeto de ensaios de degradação da fitomassa a ser inundada realizado pelo laboratório de hidrobiologia da Universidade Federal de São Carlos.

Além disso, apresentamos abaixo os resultados dos ajustes da simulação da qualidade da água com modelo matemático para a avaliação dos cenários de desmatamento contemplando-se o período de enchimento e operação da UHE Barra Grande. Juntos aos resultados do modelo, carregados inicialmente com dados de entrada médios, são apresentados os dados reais de monitoramento que mostram a boa aderência da representação da simulação matemática frente aos mesmos.

Nota-se que os desvios ocorrem mas são de pequena magnitude, inerentes aos processos numéricos. Entretanto, fica evidente a boa representação da tendência dos padrões de qualidade água pela simulação matemática.

Na Figura 4.6 temos apresentação dos resultados do modelo e monitoramento para a zona eufótica junto ao ponto do eixo da barragem – PAC. Na Figura 4.7 temos os dados para o ponto de jusante.

Os coeficientes foram fixados para os cinco cenários, ou seja, depois de feita a análise de sensibilidade, os mesmos não foram alterados ao longo da simulação.



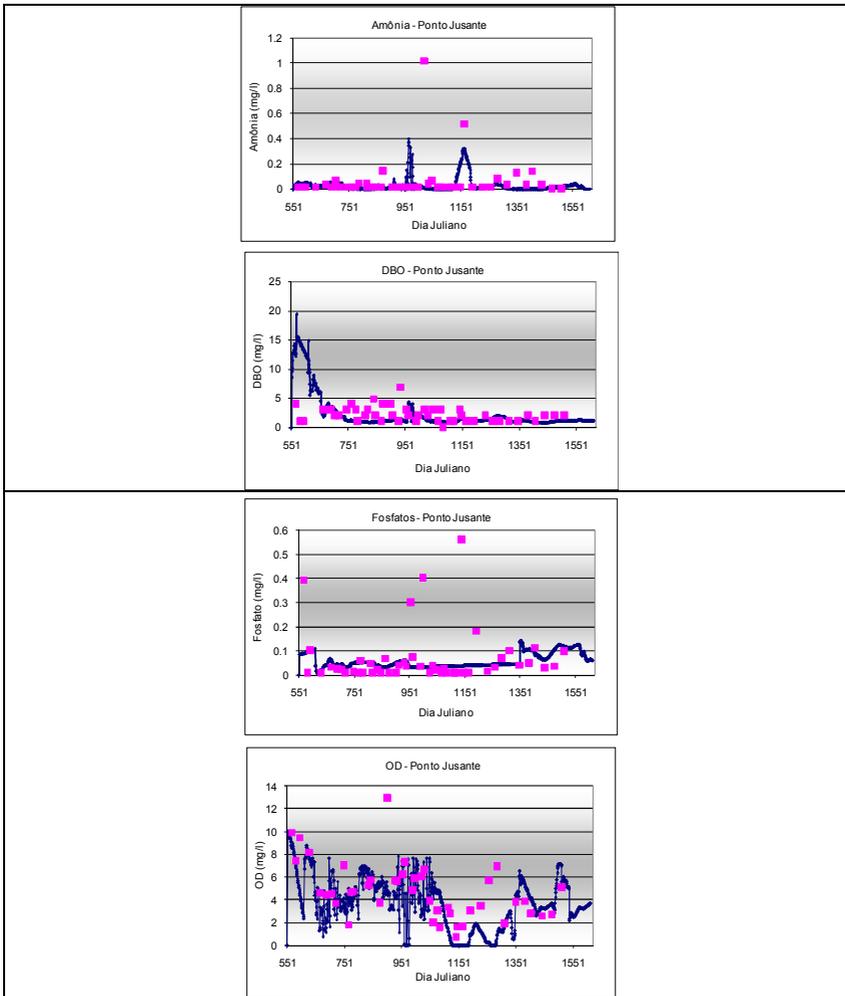


Figura 4.7: comparação entre os resultados de monitoramento (jul/05 a março/08) e o ajuste de modelagem matemática de qualidade da água para UHE Barra Grande – Ponto Jusante

QUADRO 4.8: TAXAS E COEFICIENTES (CE-QUAL-R1)

ITEM	TAXAS/ COEFICIENTES	UNIDADE	FAIXA DE VALORES	TAXAS UTILIZADAS
1	A	m/mb/s	0,0 a $4,18 \times 10^{-9}$	$2,49 \times 10^{-9}$
2	B	m/mb/s	0,0 a $1,51 \times 10^{-9}$	$1,20 \times 10^{-9}$
3	B	-	f(máx. Secchi)	-
4	C	-	0,0 a 1,0	0,8
5	C _c	-	0,1 a 0,5	0,3
6	CDENS	kg/m ³	0,01 a 2,00	0,1
7	D	-	0,00 a 0,12	0,1
8	D _c	m ² /s	° (10^{-9})	10^{-9}
9	k _o	l/m/g/m ³	0,007 a 0,240	0,12
10	k _s	l/m/g/m ³	variável	0,10
11	k _d - Amônia	dia ⁻¹	0,001 a 1,300	0,10
12	k _d - Detritos	dia ⁻¹	0,001 a 0,111	0,009
13	k _d - Enxofre	dia ⁻¹	<= 0,05	0,03
14	k _d - MOD Lábil	dia ⁻¹	0,004 a 0,64	0,10
15	k _d - MOD Refrat.	dia ⁻¹	0,004 a 0,64	0,01
16	k _d - Nitrato	dia ⁻¹	0,002 a 1,00	0,05
17	k _d - Sedimento	dia ⁻¹	variável	0,008
18	k _d - Sulf. de Ferro	dia ⁻¹	<=0,4	0,3
19	k _e	dia ⁻¹	f(espécie) (*)	0,020
20	k _m	dia ⁻¹	f(espécie) (*)	0,020
21	k _o - Enxofre	dia ⁻¹	<=0,5	0,3
22	k _o - Ferro	dia ⁻¹	<=0,6	0,4

ITEM	TAXAS/ COEFICIENTES	UNIDADE	FAIXA DE VALORES	TAXAS UTILIZADAS
23	k_d - Sulf. de Ferro	dia ⁻¹	$\leq 0,6$	0,3
24	k_p	dia-1	f(espécie) (*)	1,0
25	k_r - Algas	dia-1	f(espécie) (*)	0,10
26	k_r - Enxofre	dia-1	$\leq 0,04$	0,03
27	k_s - Algas	m/dia	f(espécie) (*)	0,01
28	k_s - Detritos	m/dia	0,05 a 1,00	0,009
29	k_s - Ferro	m/dia	0,05	0,05
30	k_s - Sulf. de Ferro	m/dia	$\leq 0,5$	0,5
31	k_s - SS	m/dia	variável	1,0
32	k_t	1/dia	0,01 a 0,10	0,10
33	k_1 - MOD	-	0,0 a 1,0	0,1
34	k_1 - Algas	-	0,0 a 1,0	0,1
35	k_1 - Amônia	-	0,1	0,1
36	k_1 - Detritos	-	0,1	0,1
37	k_1 - Nitrato	-	0,1	0,1
38	k_4 - Algas	-	0,1	0,1
39	n_w	m-1	f(máx. Secchi)	-
40	OXYLIM	g/m ³	0,1	0,1
41	p - Enxofre	g/m ² /dia	0,1	0,1
42	p - Ferro	g/m ² /dia	0,3	0,1

QUADRO 4.8 (cont.): TAXAS E COEFICIENTES (CE-QUAL-R1)

ITEM	TAXAS/ COEFICIENTES	UNIDADE	VALORES	TAXAS UTILIZADAS
43	p - Fósforo	g/m ² /dia	<=0,3	0,07
44	p - Nitrogênio	g/m ² /dia	<=0,4	0,4
45	P1 - Algas	-	0,0 a 1,0	0,1
46	P1 Fósforo	m ³ /g	variável	30
47	P1 - Fotossíntese	-	1,4	1,4
48	P1 - Nitrogênio	m ³ /g	variável	40
49	P2 - Carbono	-	0,40 a 0,60	0,45
50	P2- Fósforo	-	0,001 a 0,02	0,003
51	P2 - Nitrogênio	-	0,0005 a 0,09	0,05
52	P2 - Respiração	-	1,1	1,1
53	P3 - Amônia	-	4,57	4,57
54	P3 - Fósforo	-	0,0002 a 0,0021	0,003
55	P3 - Nitrogênio	-	variável	0,005
56	P4	-	1,4	1,4
57	P4 - Algas	kcal/m ² /s	f(espécie) (*)	1,0
58	P5	-	1,4	1,4
59	P7	-	0,14	0,14
60	P8	-	2	2

QUADRO 4.8 (cont.): TAXAS E COEFICIENTES (CE-QUAL-R1)

ITEM	TAXAS/ COEFICIENTES	UNIDADE	VALORES	TAXAS UTILIZADAS
61	P9	m ² /s	° (10 ⁻⁹)	10 ⁻⁹
62	T1 - Algas	oC	f(espécie) (*)	5
63	T1 - Amônia	oC	2,0 a 5,0	2
64	T1 - Detritos	oC	0	0
65	T1 - MOD	oC	0,0 a 5,0	2
66	T1 - Nitrato	oC	2	2
67	T2 - Algas	oC	f(espécie) (*)	20
68	T2- Amônia	oC	20,0 a 30,0	25
69	T2 - Detritos	oC	20,0 a 37,0	29
70	T2 - MOD	oC	20,0 a 35,5	28
71	T2 - Nitrato	oC	25	25
72	T3 - Algas	oC	f(espécie) (*)	25
73	T4 - Algas	oC	f(espécie) (*)	40

(*) Adotou-se os valores relativos aos grupos das cianofíceas e clorofíceas.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Cenários Utilizados na Simulação

Esta atividade compreendeu basicamente duas etapas distintas. Inicialmente, foram realizadas diversas simulações procurando-se a melhor representatividade possível da hidrodinâmica e dos processos físicos, químicos e biológicos característicos do reservatório. Para tanto, foram utilizados dados geométricos, hidrológicos, meteorológicos, composição de fitomassa e parâmetros limnológicos, bem como valores de taxas e coeficientes pesquisados em literatura e os dados obtidos com os bioensaios realizados pela Universidade Federal de São Carlos e demais barramentos.

Com base nos resultados obtidos na primeira etapa, simulou-se os efeitos do represamento do rio, analisando-os sob 5 (cinco) hipóteses básicas, que levaram em conta a variante desmatamento da área do reservatório. Foi considerada a hipótese de enchimento direto até o N.A. normal (367 m) até a entrada em operação da primeira turbina quinze dias após o final do enchimento, conforme plano de enchimento informado pelo cronograma do Projeto Básico Consolidado.

Foi adotado como regra de enchimento o mês de janeiro, como mês de início desta operação. Todas as hipóteses tiveram um incremento temporal igual a 6 horas e um período de simulação igual a 1 ano, buscando identificar as fases de enchimento, início de estabilização e operação do reservatório estabilizado. Estas hipóteses estão descritas abaixo.

- Hipótese C1: Enchimento do reservatório até N.A. normal, com a utilização da série de vazões médias mensais, sem retirada de biomassa vegetal na área a ser inundada, início do enchimento no mês de janeiro/2010, e vazão de descarga durante o enchimento de 0,50 m³/s. Início de geração de energia com a primeira turbina em fevereiro/2010 e segunda e terceira turbinas em março/2010, com engolimento máximo de 51,24 m³/s para cada turbina. Garantiu-se a variação de nível do reservatório em torno da cota máxima normal (367 m) com pequena variação de deplecionamento e/ou sobre-

elevação do nível d'água através da limitação da vazão turbinada e vertida;

- Hipótese C2: Enchimento do reservatório até N.A. normal, com a utilização da série de vazões médias mensais, com retirada de 25% da biomassa vegetal. Início do enchimento no mês de janeiro/2010, e vazão de descarga durante o enchimento de 0,50 m³/s. Início de geração de energia com a primeira turbina em fevereiro/2010 e segunda e terceira turbinas em março/2010, com engolimento máximo de 51,24 m³/s para cada turbina. Garantiu-se a variação de nível do reservatório em torno da cota máxima normal (367 m) com pequena variação de deplecionamento e/ou sobre-elevação de nível d'água através da limitação da vazão turbinada e vertida;
- Hipótese C3: Enchimento do reservatório até N.A. normal, com a utilização da série de vazões médias mensais, com retirada de 50% da biomassa vegetal. Início do enchimento no mês de janeiro/2010, e vazão de descarga durante o enchimento de 0,50 m³/s. Início de geração de energia com a primeira turbina em fevereiro/2010 e segunda e terceira turbinas em março/2010, com engolimento máximo de 51,24 m³/s para cada turbina. Garantiu-se a variação de nível do reservatório em torno da cota máxima normal (367 m) com pequena variação de deplecionamento e/ou sobre-elevação de nível d'água através da limitação da vazão turbinada e vertida;
- Hipótese C4: Enchimento do reservatório até N.A. normal, com a utilização da série de vazões médias mensais, com retirada de 75% da biomassa vegetal. Início do enchimento no mês de janeiro/2010, e vazão de descarga durante o enchimento de 0,50 m³/s. Início de geração de energia com a primeira turbina em fevereiro/2010 e segunda e terceira turbinas em março/2010, com engolimento máximo de 51,24 m³/s para cada turbina. Garantiu-se a variação de nível do

reservatório em torno da cota máxima normal (367 m) com pequena variação de deplecionamento e/ou sobre-elevação de nível d'água através da limitação da vazão turbinada e vertida;

- Hipótese C5: Enchimento do reservatório até N.A. normal, com a utilização da série de vazões médias mensais, com retirada de 100% da biomassa vegetal. Início do enchimento no mês de janeiro/2010, e vazão de descarga durante o enchimento de 0,50 m³/s. Início de geração de energia com a primeira turbina em fevereiro/2010 e segunda e terceira turbinas em março/2010, com engolimento máximo de 51,24 m³/s para cada turbina. Garantiu-se a variação de nível do reservatório em torno da cota máxima normal (367 m) com pequena variação de deplecionamento e/ou sobre-elevação de nível d'água através da limitação da vazão turbinada e vertida;

No Quadro 4.1 a seguir são apresentados os cenários de desmatamento e remoção de fitomassa, assim como o período para se atingir o NA máximo normal e início de geração.

QUADRO 5.1: Cenários de Simulação - Reservatório PCH Arvoredo

Hipótese	Percentual da área desmatada e biomassa removida					Enchimento (horas)	Dias para iniciar a geração (turbina 1/2/3) - dias
	0%	25%	50%	75%	100%		
C1						120	15/30/45
C2						120	15/30/45
C3						120	15/30/45
C4						120	15/30/45
C5						120	15/30/45

5.2 Discussão dos Resultados

Para a análise dos resultados das simulações com o modelo CE-QUAL-R1 no reservatório da PCH Arvoredo, foram utilizados recursos gráficos que buscaram evidenciar as principais diferenças na qualidade da água do lago para as diversas hipóteses de estudo assumidas.

São apresentados, inicialmente, para as cinco hipóteses simuladas, o gráfico relativo à tendência de estratificação térmica. A estratificação térmica foi analisada através da computação da variação temporal da cota da termoclina (Figura 5.1).

Visando dar suporte às análises das distribuições verticais de constituintes, são apresentados nas Figuras 5.2 a 5.8 os gráficos com as variações temporais dos valores médios no reservatório dos perfis verticais de Oxigênio Dissolvido, Nitrogênio, Fósforo inorgânico, índice LEI e perfis de oxigênio dissolvido na coluna d'água do eixo da barragem. Finalmente é apresentado nas figuras 5.9 a 5.16, os teores de oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, Nitrogênio Orgânico Total e Fósforo Orgânico Total liberados para jusante, que irão aportar para jusante do barramento, logo após ao canal de restituição das vazões.

Os resultados obtidos pela simulação da evolução da qualidade da água com a formação do reservatório da PCH demonstraram uma equiparação muito forte no prognóstico da água para os distintos cenários utilizados. Embora existam, não é forte a sensibilidade dos resultados frente aos distintos percentuais de desmatamento, notadamente alguns dias após o período de enchimento.

Ficou evidenciada a formação de um único grupo de resultados, sendo um composto por todas as alternativas estudadas. Somente para um período bastante curto logo após o enchimento evidencia-se uma alteração nos níveis de OD. Para os nutrientes (nitrogênio e fósforo) houve uma discreta elevação em seus níveis conjuntamente para todos os cenários e de certa forma muito semelhantes.

Os resultados não mostraram ocorrência de anoxia na coluna do reservatório, aspecto este importante nas cinéticas de reações sem a presença de OD. Assim não tivemos a formação de zonas anóxicas no reservatório em função de seu regime hidrodinâmico ser bastante favorecido pelo pequeno tempo de residência e as variações do estado de qualidade da água ser bastante influenciado pelo principal tributário (vazões afluentes) ao mesmo.

A coluna d'água do reservatório apresentou-se bem oxigenada com concentrações de OD acima do limite para classe 2 do Conama 357 para o período após 2 semanas do enchimento, em todos os cenários. Para todos os cenários avaliados os valores médios de OD

foram bastante semelhantes não havendo diferenças significativas entre as hipóteses estudadas. Além disso, o comportamento do OD na coluna do reservatório é bastante influenciado pelas concentrações afluentes do principal tributário, que apresenta concentrações bem acima de 5 mg/l (limite classe 2 - Conama 357/05).

Logo após o enchimento ocorreram déficits mais significativos de OD na coluna d'água do reservatório, durante aproximadamente duas semanas, sendo o ponto crítico observado na primeira semana após o enchimento. Estas características ficaram mais evidentes para os cenários C1 (0% de desmatamento) a C3 (50% de desmatamento), onde apenas para o cenário C1 (0% de desmatamento) e C2 (25% de desmatamento) tivemos OD médio na coluna d'água abaixo de 4 mg/l, mas por um curto período.

Em todos os cenários os níveis de OD médio na coluna d'água foram maiores que 3 mg/l, sendo este um limite crítico para a ictiofauna. Após este período de duas semanas após o enchimento os valores médios de OD foram bastante semelhantes não havendo diferenças significantes entre as hipóteses estudadas (análise de longo período) sendo bastante plausível esta ocorrência uma vez que o volume do reservatório é trocado em poucas horas. Inclusive o posicionamento das estruturas de saída, como tomadas d'água e de vazão sanitária propiciam esta vantagem.

Como podemos perceber no período de julho a setembro (180 a 270 dias pós enchimento) os níveis de OD são um pouco mais elevados, chegando a ultrapassar o valor de 8 mg/L, reduzindo-se entre fevereiro a junho e logo após setembro, bastante influenciados pelas afluições do principal tributário, o rio Irani.

O comportamento hidrotérmico, analisado a partir dos gráficos (figura 5.1) de evolução da profundidade ou cota de termoclina (linha em que há uma diferença de temperatura de 2°C entre duas camadas do reservatório) indica, para todas as hipóteses estudadas, que o futuro lago não deverá sofrer processos de estratificação acentuados.

Nas simulações iniciais o modelo demonstrou uma grande sensibilidade à variação dos dados hidrometeorológicos utilizados, sendo assim, vale lembrar que o comportamento hidrotérmico do futuro lago variará em função dos parâmetros climatológicos observados durante o enchimento e pós-enchimento, e que a adoção de valores

médios com base nos valores observados como realizado no presente estudo, é destinada ao estudo comparativo das alternativas (cenários) de desmatamento da área inundada, além de uma tendência evolutiva da qualidade da água.

A quantidade de matéria orgânica proveniente da incorporação da vegetação inundada, além daquelas provenientes da bacia, não provocaram déficits de OD significantes na coluna d'água, ou seja, não formou-se camadas anóxicas (concentrações de oxigênio dissolvido inferiores a 0,5 mg/L). Os resultados dos perfis verticais de concentração mostraram formações típicas de perfil clinogrado, com oxiclina caracterizadas por maiores valores nas camadas de superfície e zona eufótica, e camadas de menores concentrações mais profundas, entretanto acima de níveis de anoxia.

Esta tendência pode ser observada nos perfis de oxigênio gerados mensalmente para a coluna do reservatório (figura 5.8), onde se pode perceber que o lago encontra-se na maior parte do tempo com níveis satisfatórios de oxigênio dissolvido, e existe na camada mais profunda uma redução nos níveis, o que já é esperado para reservatórios. No entanto, o lago não apresenta tendência a estratificação, justamente por causa do pequeno tempo de residência, que faz com que o lago esteja permanentemente renovando as suas águas e conseqüentemente oxigenando a coluna d'água.

A variação do comportamento da evolução do OD no reservatório se repete nas águas liberadas para jusante (figura 5.9), que apresenta para todas as alternativas relativas condições de oxigenação das águas (acima de 2,4 mg/l) e cujo comportamento também fica condicionado às afluições. Lembramos aqui que nestas concentrações não estão consideradas a aeração do afluente, seja pelo vertedouro, seja pela turbulência causada no dispositivo de descarga ou no canal de restituição da vazão turbinada.

É importante salientar que para os cenários C1 e C2 alcançamos condições mais críticas de OD a jusante ($OD < 3$ mg/l) entretanto por um período bastante curto, aproximadamente 2 dias. Para os cenários com remoção de biomassa acima de 25% tem-se valores de OD maiores que 4 mg/l nas vazões liberadas para jusante em todo o período de enchimento do reservatório (figura 5.10).

Pela análise de longo período (figura 5.2) verifica-se que todos os cenários são bastante semelhantes quanto ao comportamento e concentrações de OD e que são bastante influenciados pelas condições do principal tributário.

Em relação ao problema de eutrofização, analisado a partir da evolução das concentrações de nitrogênio total e fósforo (Figuras 5.4 e 5.5), pode-se observar, em todos os casos, um evolução similar para as 5 alternativas em todo o tempo simulado. Para as concentrações resultantes dos valores simulados para as concentrações de fósforo indicam que, na maior parte do tempo, provavelmente, este parâmetro deverá constituir-se como fator limitante no futuro reservatório na zona fótica. Além disso, no enchimento e logo após a este período tivemos uma leve alteração nas concentrações destes parâmetros, mas que após ao vigésimo dia todos os cenários responderam de maneira semelhante às condições de montante do reservatório (das aflúências). Para o período de abril a junho/10 os valores tanto de P e N apresentaram maiores concentrações (200 – 460 ug/l e 1,6 a 2 mg/l, respectivamente). Após este período verificou-se um decréscimo do mesmo para níveis mais baixos (< 30 ug/l e 0,25-1,5 mg/l, respectivamente). Não houve variações significativas entre cenários para o longo período após duas semanas de pós-enchimento.

A análise da evolução das concentrações de DBO liberadas para jusante (figura 5.11 e 5.12) indica que após duas semanas do término do enchimento o comportamento entre as alternativas são bastante semelhantes, não havendo diferenças para os casos entre 0 e 100% de desmatamento (DBO entre 2 e 6 mg/l). As diferenças ocorrem primordialmente durante o enchimento e na semana posterior a este, onde os valores de concentração de DBO são mais elevados apresentando um pico entre 8 e 15 mg/l (cenário C5 e C1, respectivamente).

Como tendência temos que após a ocorrência deste pico (no início da semana 2) após o enchimento, os valores vão decaindo até formar um único grupo com comportamento de DBO semelhante e homogêneo. Entretanto, a exemplo do OD de jusante este impacto é de curto período, não constituindo-se uma grande fonte de impacto, perdurando por não mais que 4 a 5 dias para os cenários menos

desmatados (abaixo de 50%) e de 2 a 3 dias para os cenários mais desmatados (acima de 50%).

Para os cenários entre 75 e 100% de desmatamento (C4 e C5) os níveis de DBO não ultrapassam a concentração de 10 mg/l em todo o período. As maiores elevações de DBO ocorrem para os cenários C1 a C3 (0 a 50%).

Os níveis de concentrações de amônia liberadas para jusante (figuras 5.13 e 5.14) também foram condicionadas às afluências do principal tributário e como podemos avaliar, os níveis para este parâmetro foram bem abaixo do limite para classe 2 do Conama 357, para todos os cenários. É evidente que no período logo após o enchimento (semana 2) tivemos picos de NH₃ maiores para os cenários menos desmatados. Se comparados com os níveis alcançados durante o ano, somente os cenários C1 e C2 são significativamente maiores. Acima de 25% de desmatamento não tivemos alterações maiores que o comportamento médio anual. De qualquer forma, mesmo elevando-se na semana pós-enchimento, os mesmos, foram de pequena magnitude e bem abaixo do limite para rio classe 2 do Conama 357/05.

Para o fósforo (figuras 5.15 e 5.16) tivemos comportamento bastante semelhante entre os cenários quando avaliados o longo período (1 ano). Os valores obtidos variaram entre 10 e 25 ug/l. As principais alterações ocorridas foram para o período logo após o enchimento (semana 2) onde os valores de P chegaram a 60 ug/l para o cenário C1 (0% de desmatamento) e 33 ug/l para o cenário C5 (100% de desmatamento). Ou seja, mesmo para o período mais crítico os valores foram reduzidos e apresentaram-se dentro do limite para o rio classe 2 (100 ug/l).

A Figura 5.6 e 5.7 apresenta a evolução do índice LEI – Lake Evaluation Index, conforme definição no item 4.3, para os cinco cenários simulados. A análise desta figura, ilustra que as cinco alternativas analisadas apresentam uma tendência de comportamento semelhante durante todo o tempo simulado. De acordo com os resultados entre janeiro e junho/10 obteve-se maiores índices médios e durante os períodos entre julho e dezembro/10, menores. Entretanto com reduzidas diferenças entre os mesmos.

Pode-se dizer que de uma maneira geral o lago estaria com classificação entre oligotrófica e mesotrófica (LEI médio anual = 39,4).

Durante os períodos de maiores aportes de P tem-se uma tendência de elevação do índice ($Lei = 42,8$) pelo maior aporte de nutrientes e carga orgânica, implicando em maior produtividade e elevação do estado trófico.

A diferença mais substancial observada (entretanto de pequena magnitude) foi para o período logo após o enchimento onde tivemos o índice Lei acima de 50 para os cenários C1 e C2 (0 e 25% de desmatamento), que corresponde a uma condição de maior trofia. Entretanto, o comportamento foi semelhante para todos os cenários, com pequena elevação do índice Lei entre o final do enchimento até o dia 20 (pós início do enchimento). A diferença entre os cenários, para os valores dos picos foi de 6,3 pontos e cuja média deste período mais crítico representa algo entre 0,3 e 12,2% (cenários C5 e C1, respectivamente) do período com maiores valores do índice (42,8), entre fevereiro a junho/10 – dias 30 a 180).

De qualquer forma, mesmo com pequenas alterações nos período de enchimento e logo após o enchimento, os valores médios para todos os cenários foram muito semelhantes e enquadrados na condição mesotrófica.

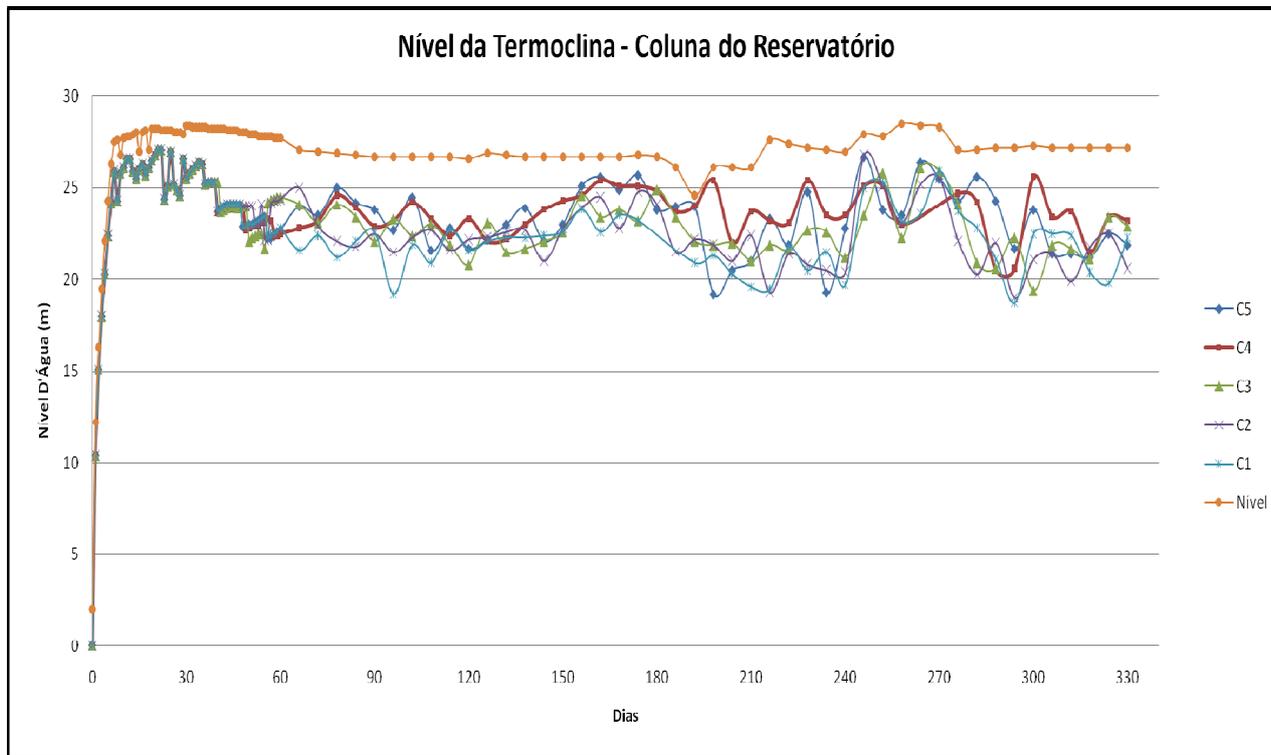


Figura 5.1: Nível da Termoclina - Cenário C1 a C5

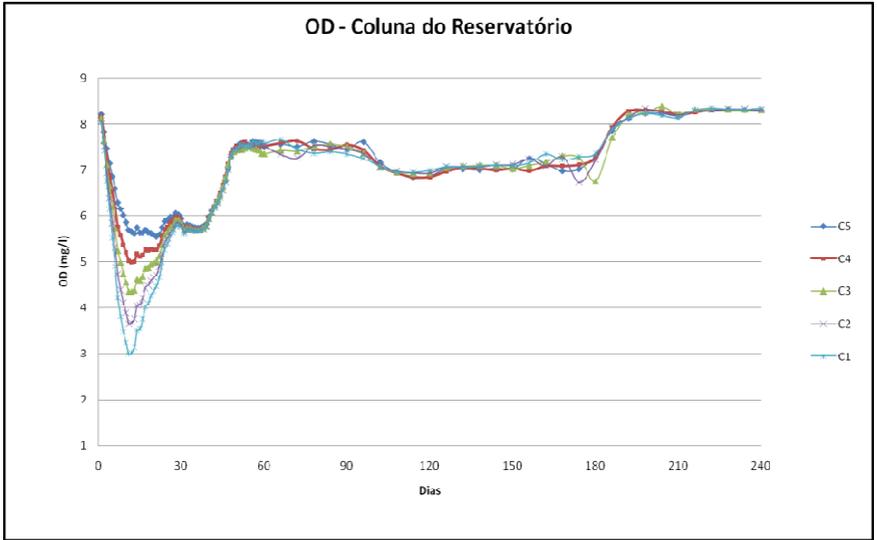


Figura 5.2: Variação Temporal do Oxigênio Dissolvido (OD) - Média no reservatório

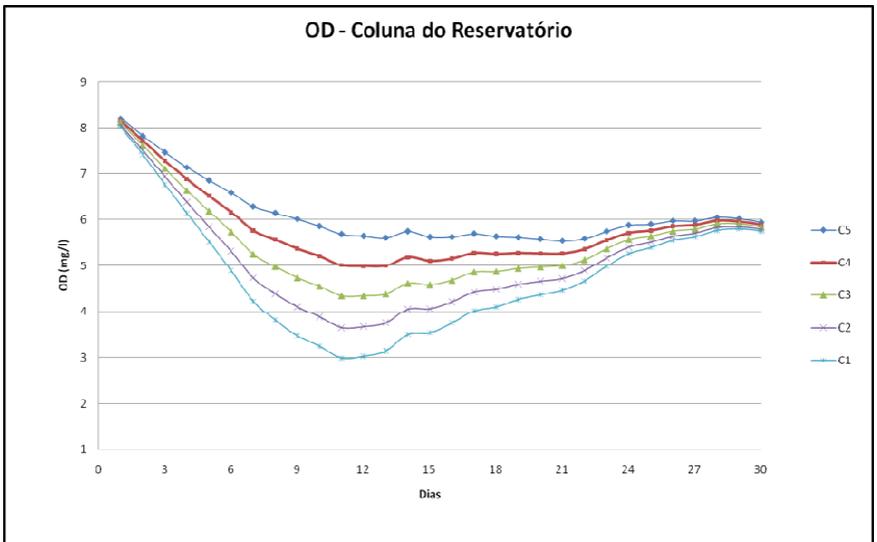


Figura 5.3: Detalhe da Variação Temporal do Oxigênio Dissolvido (OD), no primeiro mês - Média no reservatório

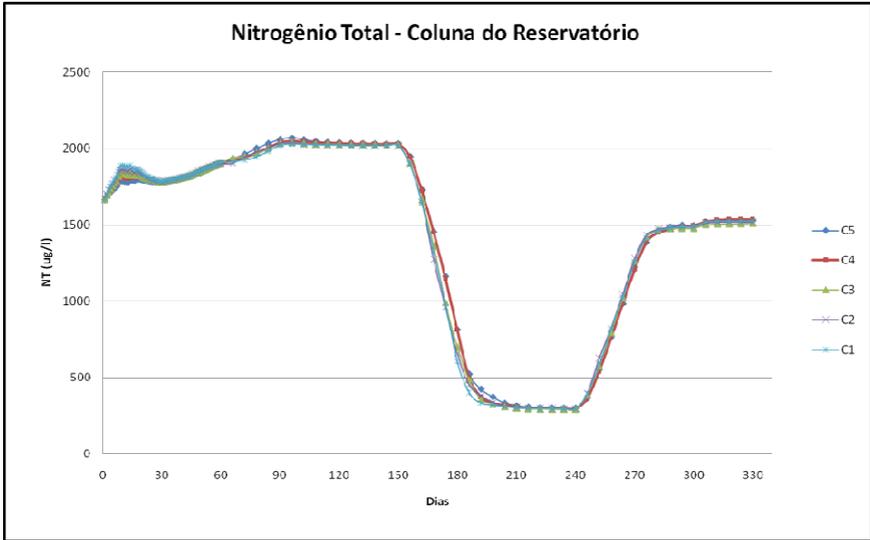


Figura 5.4: Variação Temporal do Nitrogênio Total - Média no reservatório

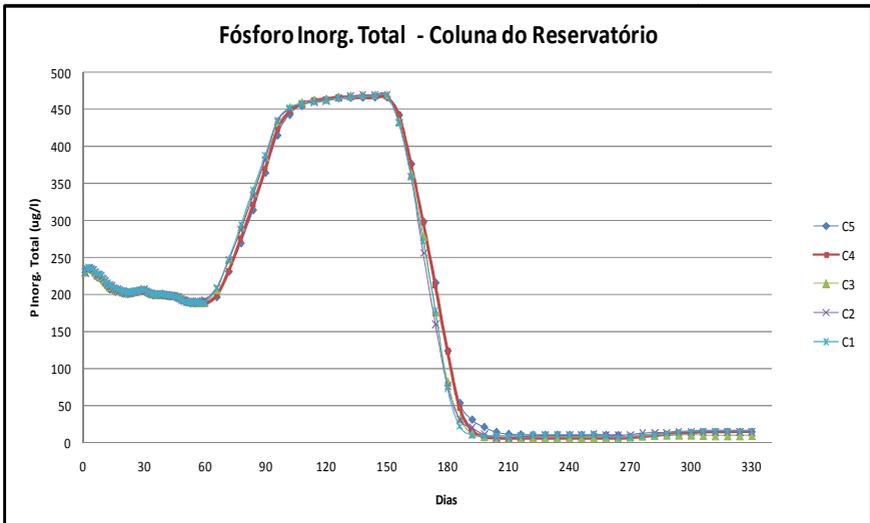


Figura 5.5: Variação Temporal do Fósforo Inorgânico Total - Média no reservatório

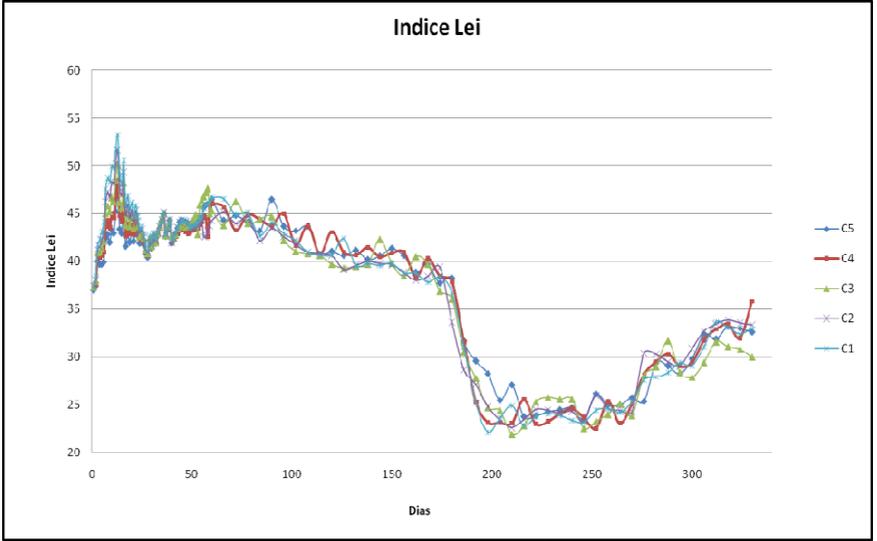


Figura 5.6: Variação Temporal do Índice LEI

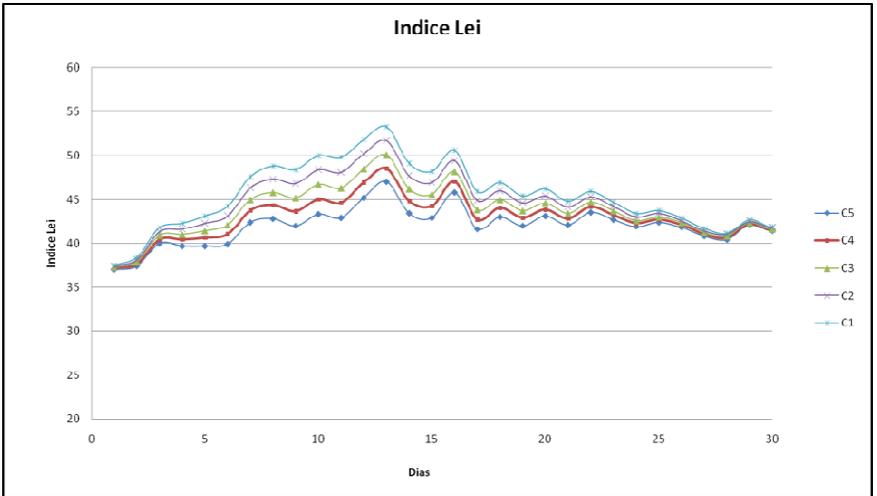


Figura 5.7: Detalhe da Variação Temporal do Índice LEI, no primeiro mês após início de enchimento.

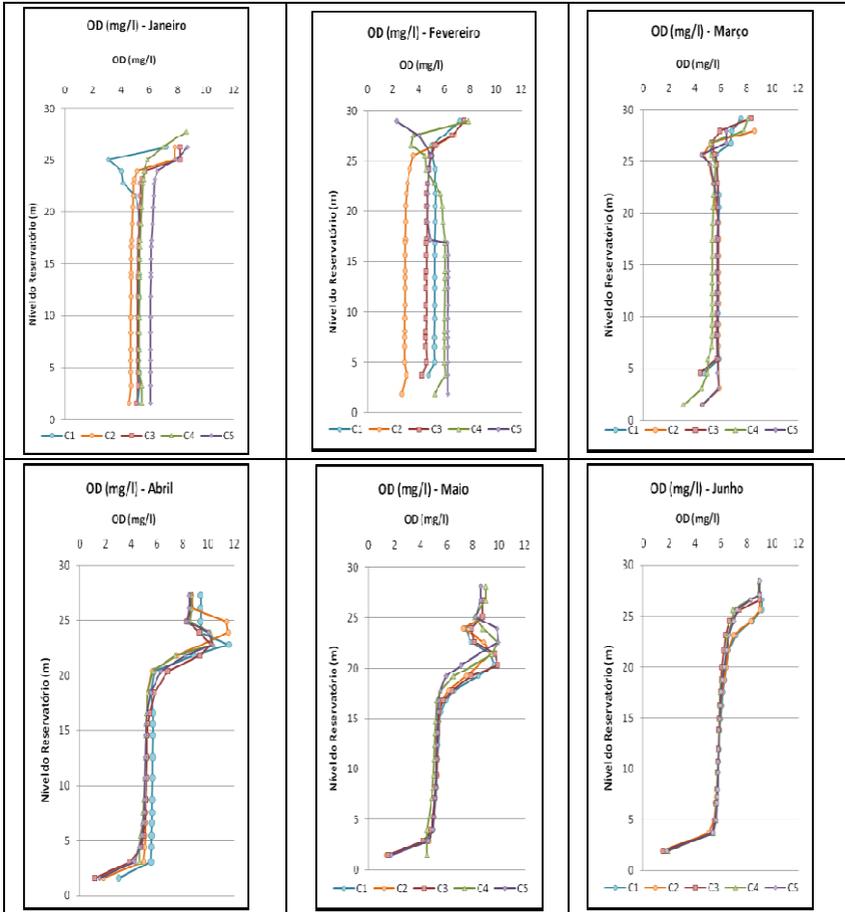


Figura 5.8: Perfis de Oxigênio Dissolvido no eixo da barragem (1/2)

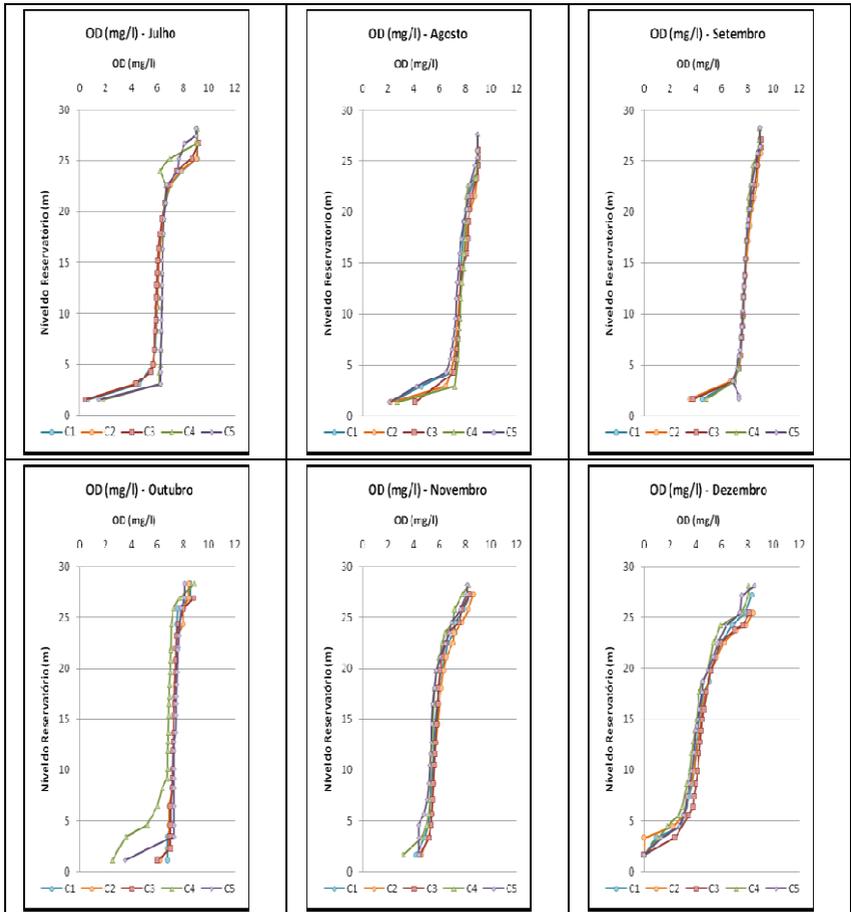


Figura 5.8: Perfis de Oxigênio Dissolvido no eixo da barragem (2/2)

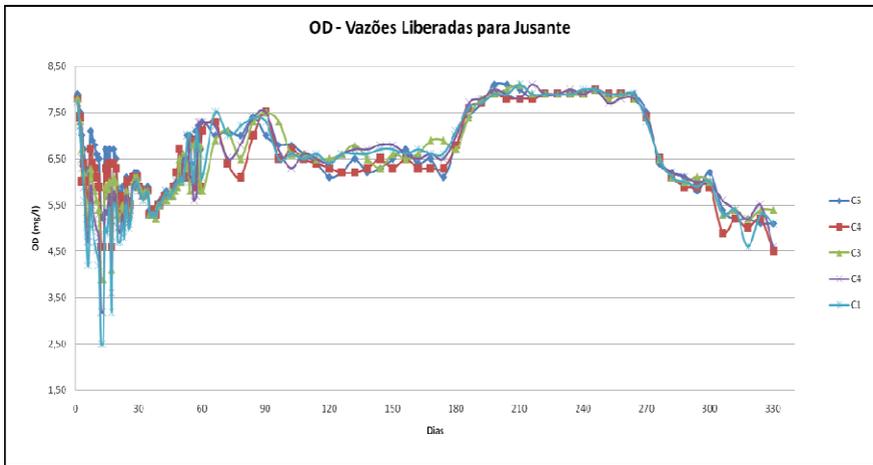


Figura 5.9: Variação Temporal do Oxigênio Dissolvido (OD) - Vazões liberadas para Jusante

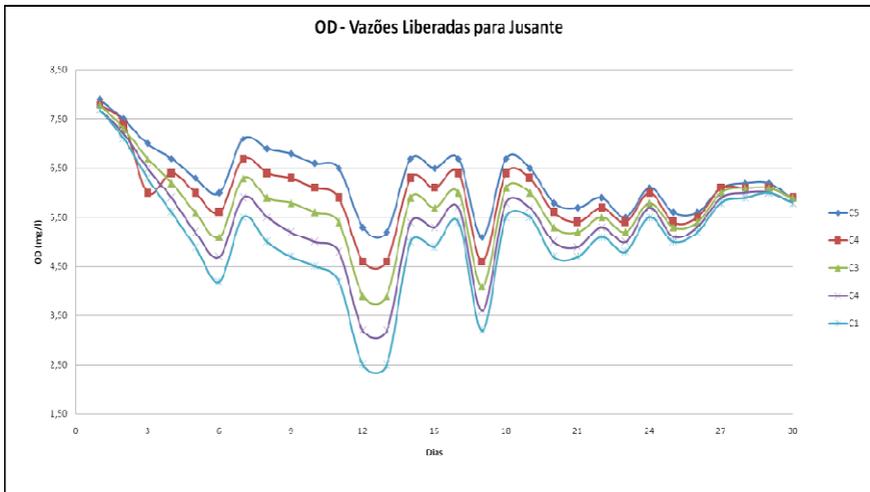


Figura 5.10: Detalhe da Variação Temporal do Oxigênio Dissolvido (OD), no primeiro mês - Vazões liberadas para Jusante

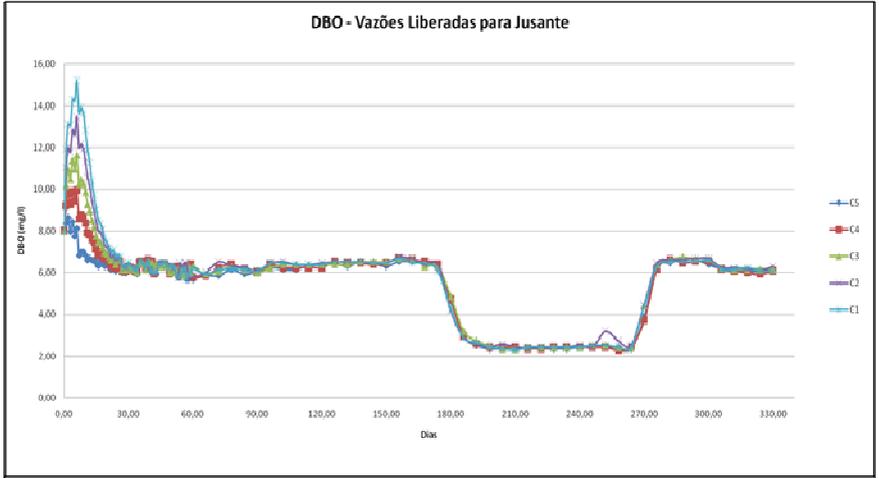


Figura 5.11: Variação Temporal da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) - Vazões liberadas para jusante

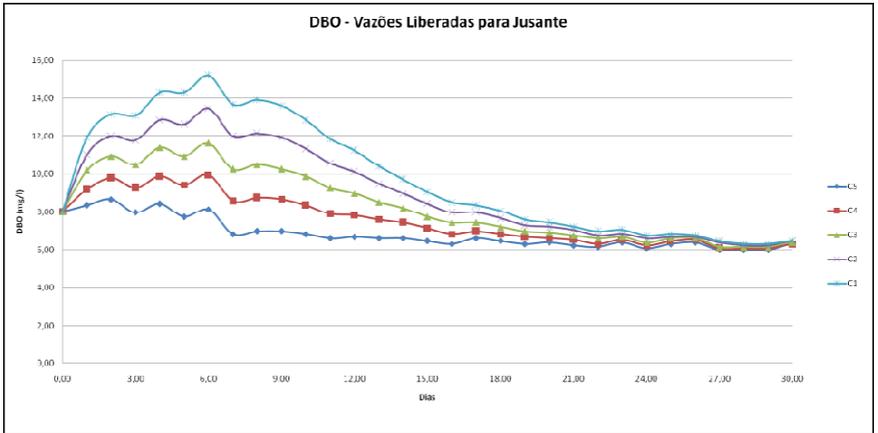


Figura 5.12: Detalhe da Variação Temporal da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), no primeiro mês - Vazões liberadas para jusante

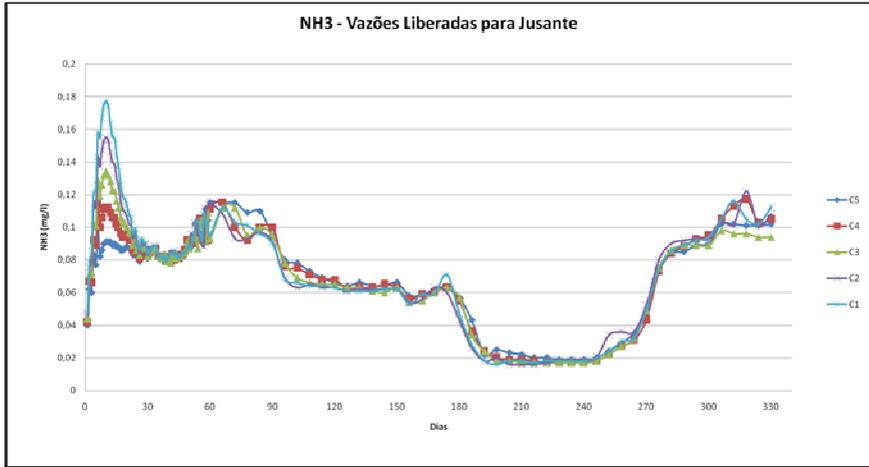


Figura 5.13: Variação Temporal da Amônia - Vazões liberadas para jusante

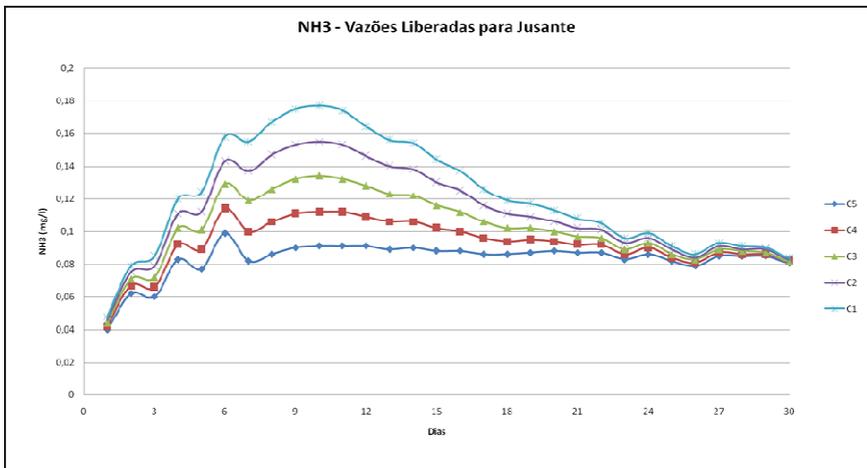


Figura 5.14: Detalhe da Variação Temporal da Amônia, no primeiro mês - Vazões liberadas para jusante

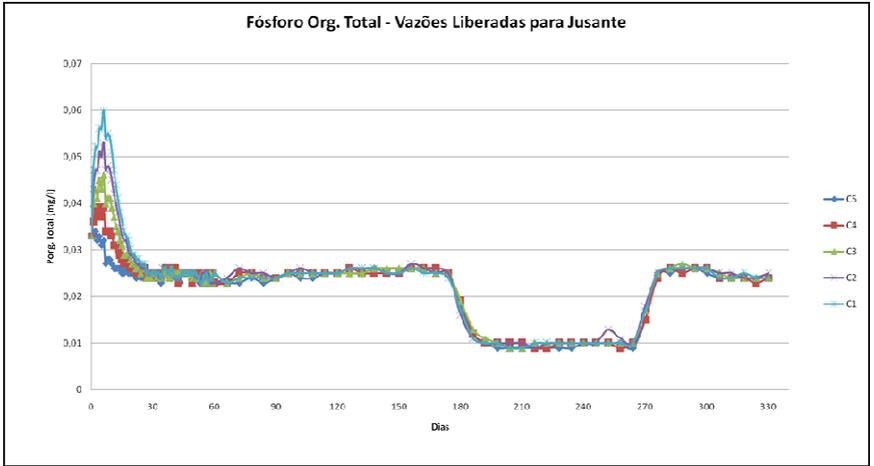


Figura 5.15: Variação Temporal do Fósforo Orgânico Total - Vazões liberadas para jusante

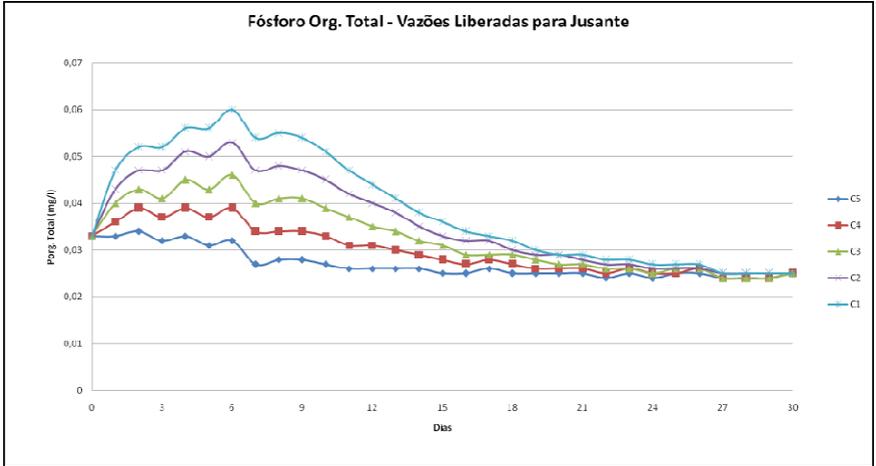


Figura 5.16: Detalhe da Variação Temporal do Fósforo Orgânico Total, no primeiro mês - Vazões liberadas para jusante

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Inicialmente, evidencia-se que não são significativas as alterações da qualidade da água do reservatório frente às distintas opções de percentuais de remoção de biomassa e plano de enchimento do reservatório para o longo período (1 ano).

As principais diferenças encontradas na qualidade da água no reservatório em função dos distintos percentuais de desmatamento encontrados, estão restritas ao período imediatamente após ao enchimento (semana seguinte). Após este período, com a incorporação da biomassa inundada rapidamente degradável, e com a rápida renovação das águas do reservatório, as cinco alternativas simuladas apresentam um comportamento muito semelhante. As alternativas de desmatamento parcial estudadas e o cenário de não desmatamento não apresentaram diferenças significativas. Conforme dito antes, a adoção de valores médios para os dados hidrometeorológicos é suficiente para o presente estudo comparativo e tendencial, devendo, no entanto, o comportamento limnológico do futuro lago ser condicionado pelas condições efetivamente que ocorram durante o período de enchimento e no decorrer da sua operação.

Com relação ao trecho de jusante da barragem, os valores de DBO e nutrientes são relativamente pequenos para condições de desmatamento acima de 50%, entretanto mesmo para menores frações desmatadas fica limitado entre 4 e 5 dias do enchimento o período de influência das vazões liberadas pela PCH. Neste período o trecho de jusante poderá estar sujeito a um acréscimo de demanda biológica de oxigênio – DBO, entretanto, não deverá haver comprometimento ambiental maior, visto que as vazões liberadas para jusante são menores ($Q_{sanit} = 0,5 \text{ m}^3/\text{s}$)

Para um acompanhamento efetivo da variação e comportamento dos parâmetros da qualidade da água analisados durante a fase de enchimento e pós-enchimento (02 semanas posteriores), sugere-se a realização de monitoramento no mínimo diário de um ponto à montante da barragem (próxima ao eixo) e outro à jusante (logo após a restituição de vazões no rio), com dados básicos (OD, T, Condutividade e pH) e de nutrientes (P e N). Paralelamente, através dos resultados do monitoramento das condições da qualidade das águas liberadas para jusante (durante este período), deverá ser avaliado a necessidade de intensificar ações de controle de usos, que por ventura venham a

ocorrer, junto à região imediatamente a jusante do barramento, logo após a restituição das águas junto ao rio principal.

Novos estudos envolvendo modelagem matemática da qualidade da água, com a consideração de outros fatores e novas variantes operacionais, podem ser posteriormente elaborados para dar adequado subsídio à gestão do reservatório. Recomenda-se também um modelo para cálculo de geração de cargas na bacia de contribuição que considere as cargas geradas pelos setores urbano, industrial e agropecuário. A utilização de um GIS acoplado aos modelos de geração de cargas e de qualidade da água simplificados, permitirá a consolidação de um instrumento para a gestão da bacia, podendo-se otimizar a utilização dos recursos hídricos da bacia em função das atividades sócio-econômicas observadas e ou planejadas. Vale lembrar que instrumento semelhante deverá ser desenvolvido pela futura agência de bacia, para dar subsídios ao Plano de Bacia, à outorga de captações e lançamento de efluentes, ao enquadramento dos cursos d'água e à definição dos valores de cobrança pelo uso da água pelos distintos segmentos de usuários.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA – ANEEL. **Resolução nº 652/ 09 de dezembro de 2003**. Brasília – Distrito Federal.
- ANTONIO, R M ; BITAR, A.I. ; BIANCHINI Jr, I. . **Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira**. Acta Limnologica Brasiliensia, São Paulo (SP), v. 11, n.2, p. 65-78, 1999.
- BITAR, A.I. ; ANTONIO, R M ; BIANCHINI Jr, I. . **Degradação anaeróbia de folhas, galhos, cascas e serapilheira**. Acta Limnologica Brasiliensis, Botucatu, v. 14, n. 2, p. 17-26, 2002.
- BIRGE, E.A. **Plankton Studies on Lake Mendota. II**. The Crustacea from the plankton from July, 1894 to December 1896. Trans. Winconsin Acad. Sci. Arts Lett. 11: 274-448, 1897;
- BLOSS, S. & HARLEMAN, D.R.F. **Effects of Wind Induced Mixing on the Seasonal Thermocline in Lakes and Reservoirs**. Second International Symposium on Stratified Flows, Vol. I, T. Carstens and T. McClimans, eds. Trondheim, Norway, 1980;
- BOHAN, J.P. & GRACE, J.L. **Selective Withdrawal from Man-Made Lakes**. Technical Report H-73-4, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss., 1973;
- BRANCO, S.M. & ROCHA, A.A. **Poluição , Proteção e Usos Múltiplos de Represas**. Edgard Blücher/CETESB, 1977;
- BRAGA, B; Hespanhol, I; Cônego, J.G.L; Barros, M.T; Spencer, M; Porto,M;Nucci,N; Juliano,N; Eiger,S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Ed. Prentice Hall, 305p.
- CBA Companhia Brasileira de Alumínio. **Plano de Controle Ambiental UHE Tijuco Alto – Ensaio de Degradação da Vegetação a ser Submersa**. Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 1997;
- CHEN, C.W. & ORLOB, G.T. **Ecologic Simulation of Aquatic Environments**, Wate Resources Engineers, Inc., Walnut Creek, Calif., 1972;
- DAMACENA, E. S.; CARNEIRO, M. A. C.; BANYS, V. L. **Fitomassa e acúmulo de nitrogênio, em espécies vegetais de cobertura do solo para um Latossolo Vermelho Distroférico de Serrado**. Goiás, UFG. 2008.

- CNEC **Ajuste dos Modelos Matemáticos ERSE e ERNOS a partir dos Resultados dos Ensaio de Decomposição de Fitomassa**. Nota Técnica, 1987;
- COLE, G.A. **Textbook of Limnology**. The C. V. Mosby Company. (Second Edition), 1979;
- DEBLER, S.I. **Stratified Flow into a Line Sink**, ASCE, J. Eng. Mec. Div., 3, EM, 51-65, 1959;
- ENERGIA TRANSPORTE E SANEAMENTO. **Autorização de Corte – PCH Arvoredo**. Florianópolis, julho de 2008.
- ESTEVES, F. A., 1988. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência / Finep, Oecologia Brasiliensis, V.1.
- ENVIRONMENTAL LABORATORY CE-QUAL-R1: **A Numerical One-Dimensional Model of Reservoir Water Quality: User's Manual**. Instruction Report E-82-1 (Revised Edition), U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss., 1986;
- FILHO, D. F. S. **Tecnologia e Tratamento de Água**. Rio de Janeiro: Almeida Neves – Editores Ltda. 1976.
- FIORUCCI, A. R.; FILHO E. B. **A importância do oxigênio dissolvido em Ecossistemas Aquáticos**. Química Nova Escola. Nº 22, Novembro 2005.
- FISCHER, H.B., LIST, E.J., KOH, R.C.Y., IMBERGER, J. & BROOKS, N.H. **Mixing in Inland and Coastal Waters**. Academic Press, Inc., 1979;
- FONSECA, A. L.; CORRÊA, M. P. **Fundamentos das ciências para estudos de recursos naturais (Parte I – Ecologia)**. Instituto de Recursos Naturais. Universidade Federal de Itajubá. 2007.
- HARLEMAN, D.R.F. & ELDER, R.A. **Withdrawal from Two - Layer Stratified Flow**, ASCE, J. Hyd. Eng. Div., 91, HY4, 43 - 58, 1965;
- HENDERSON - SELLERS, B. **Engineering Limnology**. Pitman Publishing, Inc., 1984;
- HERNANDEZ, J.A.M. et alli **Modelagem Matemática no Gerenciamento da Qualidade da Água em Reservatórios, através das Estruturas Hidráulicas. Dois Casos Típicos**. In: VIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Foz do Iguaçu, ABRH, vol. 2, 1989;

- HENRY, Raoul. **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: FUNDIBIO / FAPESP, 1999. 800p.
- HUTCHINSON, G.E. **A Treatise on Limnology. I. Geography, Physics and Chemistry**, John Wiley and Sons, Inc., New York 1957;
- JORCIN, Adriana; NOGUEIRA, M. G.; HENRY, Raoul. **Ecologia de Reservatórios**. São Carlos: Rima, 2005. 472p.
- JØRGENSEN, S.E. **Fundamentals of Ecological Modelling**. Elsevier, Amsterdam, (Developments in Environmental Modelling; 9), 1986;
- KANWISHER, J. **On the Exchange of Gases between the Atmosphere and the Sea**. Deepsea Research with Oceanography, Vol. 10, pp 195-207, 1963;
- MAYSTRENKO, Y.G. & DENISOVA, A.I. **Method of Forecasting the Content of Organic and Biogenic Substances in the Water of Existing and Planned Reservoirs**. URSS, S. ed., p 515-40 (Series Hydrology Selected Papers, V. 6), 1972;
- MEK Engenharia. **Projeto Básico Consolidado – Volume 1 – 1ª parte – Texto – PCH Arvoredo**. Agosto/2008.
- MENDONÇA, A. S. F. (2001). **Desenvolvimento de sistema de suporte à decisão para subsídio à outorga de uso de água de rios, lagos e reservatórios considerando fontes pontuais e difusas**. IN: Edital CT-HIDRO 01/2001. 2001.
- ORLOB, G.T. (editor) **Mathematical Modelling of Water Quality: Streams, Lakes, and Reservoirs**. Wiley Interscience Publications (IIASA), 1983;
- PEREIRA, R. S. **Modelos de Qualidade da água**. Revista Eletrônica de Recursos Hídricos. v. 1, n. 1, p. 41 – 52, Jul./Dez. 2004.
- PEREIRA, R. S. (2003b). **Processos que regem a qualidade da água da Lagoa dos Patos, segundo o modelo Delft3D**. 2003b. 149p.p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande.
- PORCELLA, D.B. et alli **Index to Evaluate Lake Restoration**. ASCE, Journal of the Environmental Engineering Division, (EEG): pp. 1151-1169, New York, 1980.

- Relatório Técnico Descritivo do Projeto Básico Consolidado e Impactos Ambientais Decorrentes – ETS – PCH Arvoredo. Junho/2008.
- RM-SPE Alto Irani / RM-SPE Arvoredo. **Relatórios de Atividades das PCH's Alto Irani e Arvoredo. Relatórios Mensais.** ETS. 2008/2009.
- RESOURCE MANAGEMENT ASSOCIATES, Inc. **Water Quality for River - Reservoir Systems.** RMA 8300, Lafayette, Calif., 1978;
- REVILLA, J. **Floresta Tropical e suas Implicações na Qualidade da Água em Reservatórios Amazônicos.** Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia;
- ROSMAN, P. C. C.; MASCARENHAS, F. C. B.; MIGUEZ, M. G.; CAMPOS, R. O. G.; EIGER, S.(2001). **Métodos Numéricos em Recursos Hídricos 5.** Rio de Janeiro: ABRH. 312p.p.
- SILVA, A. L.; NAVAL, L. P. **Modelação Matemática Da Qualidade Da Água Do Reservatório Luís Eduardo Magalhães (TO).** ABES - 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande/MS. 2005.
- SMITHS, J.G.C. **Ecological Modelling for Reservoirs in the Amazon Area. I Formulation and Calibration of WQ-ARM (Water Quality) and STRATIF (Stratification).** Report on Research T102/T333, 1988;
- SPERLING, M. V. (2005). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos /** Marcos Von Sperling – 3. Ed. – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ UFMG , 2005. 452p.
- TUCCI, C. E. M. (1998). **Modelos de qualidade de água em reservatórios.** In: WROBEL, L. C. et al. Métodos Numéricos em recursos hídricos. Rio de Janeiro: ABRH.
- TUCCI, C. E. M. (1998). **Modelos Hidrológicos.** Porto Alegre: Ed. da Universidade/UFRGS/ABRH, 1998. 669p.
- VIANNA, M. R. (1992). **Hidráulica Aplicada às Estações de Tratamento de Água.** Belo Horizonte: Instituto de Engenharia Aplicada, 1992.
- WATER RESOURCES ENGINEERS, Inc. **Prediction of Thermal Energy Distribution in Streams and Reservoirs.** Prepared for the California Dept. of Fish and Game, 1967;

WLOSINSKY, J.H. & COLLINS, C.D **Confirmation of the Water Quality Model CE-QUAL-R1 Using Data from Eau Galle Reservoir, Winconsin.** Technical Report E-85-11, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss., 1985 b;

WLOSINSKY, J.H. & COLLINS, C.D. **Analysis and Revision of a Reservoir Water Quality Model.** Technical Report E-85-13, U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station Vicksburg, Miss., 1985 a;

WORLD METEREOLOGICAL ORGANIZATION - **Internacional Metereological Tables.** Edited by S. Letestu, Geneve, Switzerland, 1966;

XAVIER, C. F., et al. Secretaria de Estado do meio ambiente e Recursos Hídricos do Paraná. **Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do Estado do Paraná, no período de 1998 a 2002.** Paraná. Set. 2002.

ZISON, S.W., MILLS, D.B., DEIMER, D. & CHEN, C.W. **Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modelling.** Prepared by U.S. Environmental Protection Agency, September 1978. Revised 1985, EPA - 600/3 - 85 - 040 (Second Edition).

<http://www.cetesb.com.br/> (Acessado em março, abril e maio de 2009).

<http://www.iph.ufrgs.br/> (Acessado em 01 de Abril de 2009).

8 ANEXOS

8.1 Anexo 1 - Glossário de Taxas e Coeficientes Utilizados pelo modelo CE-QUAL-R1

A, B	Coeficientes empíricos utilizados no cálculo da evaporação e transferência de calor por condução através da superfície;
β	Fração da radiação solar absorvida nos primeiros 0,6 metros de profundidade;
C	Coeficiente de proteção da ação do vento, percentual da área superficial do reservatório exposta ao vento;
Cc	Fração da energia cinética turbulenta convectiva disponível para expansão da camada de mistura superior do reservatório;
CDENS	Densidade crítica utilizada na distribuição vertical das vazões afluentes ao reservatório;
D	Coeficiente de atenuação atmosférica;
Dc	Coeficiente de difusão molecular para o oxigênio dissolvido;
k_0	Coeficiente de auto-sombreamento para algas, zooplâncton e detritos;
k_s	Coeficiente de auto-sombreamento para sólidos em suspensão;
k_d -Amônia	Taxa de decaimento para amônia. Taxa de Nitrificação;
k_d -Detritos	Taxa de decomposição para detritos;
k_d -Enxofre	Taxa de decaimento para o íon S^{-2} ;
k_d -MOD Lábil	Taxa de decomposição para a matéria orgânica facilmente biodegradável ou lábil;

k_d -MOD Refrat.	Taxa de decomposição para a matéria orgânica lentamente biodegradável ou refratária;
k_d -Nitrato	Taxa de decaimento para o nitrato. Taxa de desnitrificação, sob condições anaeróbicas;
k_d -Sed	Taxa de decomposição de sedimentos;
k_d -Sulfeto de Ferro	Taxa de oxidação do sulfeto de ferro no sedimento;
k_e	Taxa máxima de excreção ou fotorespiração para algas;
k_m	Taxa máxima de mortalidade não predatória para algas;
k_o -Enxofre	Taxa de oxidação para o enxofre;
k_o -Ferro	Taxa de oxidação para o ferro;
k_o -Sulfeto de Ferro	Taxa de oxidação para o sulfeto de ferro;
k_p	Taxa máxima de crescimento de algas;
k_r -Algas	Taxa máxima de respiração para algas;
k_r -Enxofre	Taxa de redução para o enxofre, sob condições anaeróbicas;
k_s -Algas	Taxa de deposição para algas;
k_s -Detritos	Taxa de deposição para detritos;
k_s -Ferro	Taxa de deposição para o ferro;
k_s -Sulfeto de Ferro	Taxa de deposição para o sulfeto de ferro;
k_s -SS	Taxa de deposição para sólidos em suspensão;
k_t	Taxa de transformação da matéria orgânica dissolvida lábil em matéria orgânica dissolvida refratária;
k_1 -MOD	Coefficiente multiplicador referente à temperatura T_1 , para a matéria orgânica dissolvida;
k_1 -Algas	Coefficiente multiplicador referente à temperatura T_1 , para algas;

k_1 -Amônia	Coeficiente multiplicador referente à temperatura T_1 , para a amônia;
k_1 -Detritos	Coeficiente multiplicador referente à temperatura T_1 , para detritos;
k_1 -Nitrato	Coeficiente multiplicador referente à temperatura T_1 , para o nitrato;
k_4 -Algas	Coeficiente multiplicador referente à temperatura T_4 , para algas;
n_w	Coeficiente de extinção para água natural, função da máxima profundidade do Disco de Secchi;
OXYLIM.....	Concentração de oxigênio dissolvido máxima para continuidade dos processos atuantes na fase anaeróbica;
p-Enxofre.....	Taxa de liberação de enxofre do sedimento, sob condições anaeróbicas;
p-Ferro	Taxa de liberação de ferro do sedimento, sob condições anaeróbicas;
p-Fósforo	Taxa de liberação do fósforo do sedimento, sob condições anaeróbicas;
p-Nitrogênio	Taxa de liberação de nitrogênio do sedimento, sob condições anaeróbicas;
P_1 -Algas.....	Fração da biomassa de algas perdida por mortalidade não predatória;
P_1 -Fósforo	Coeficiente de adsorção para o fósforo. Isotermas de Langmuir;
P_1 -Fotossíntese	Relação estequiométrica envolvendo a produção de oxigênio no processo de fotossíntese;
P_1 -Nitrogênio	Coeficiente de adsorção para o nitrogênio. Isotermas de Langmuir;
P_2 -Carbono	Equivalência estequiométrica entre matéria orgânica e carbono inorgânico;
P_2 -Fósforo	Equivalência estequiométrica entre matéria orgânica e fósforo;

P ₂ -Nitrogênio	Equivalência estequiométrica entre matéria orgânica e nitrogênio;
P ₂ -Respiração	Equivalência estequiométrica envolvendo o consumo de oxigênio no processo de respiração, conversão de carboidratos a CO ₂ e H ₂ O;
P ₃ -Amônia	Equivalência estequiométrica envolvendo o consumo de oxigênio nos processos de nitrificação;
P ₃ -Fósforo	Máxima quantidade de fósforo adsorvida por grama de sólidos em suspensão;
P ₃ -Nitrogênio	Máxima quantidade de nitrogênio adsorvida por grama de sólidos em suspensão;
P ₄	Equivalência estequiométrica envolvendo o consumo de oxigênio nos processos de decomposição de detritos e sedimento orgânico;
P ₄ -Algas	Intensidade de saturação luminosa relacionada à máxima taxa de crescimento de algas;
P ₅	Relação estequiométrica envolvendo o consumo de oxigênio nos processos de decomposição da matéria orgânica dissolvida;
P ₇	Relação estequiométrica envolvendo o consumo de oxigênio no processo de oxidação do ferro;
P ₈	Relação estequiométrica envolvendo o consumo de oxigênio no processo de oxidação do enxofre;
P ₉	Coefficiente de difusão molecular para o dióxido de carbono;
T ₁ -Algas	Temperatura mínima para continuidade do metabolismo das algas;
T ₁ -Amônia	Temperatura mínima para continuidade dos processos de nitrificação;

T ₁ -Detritos.....	Temperatura mínima para continuidade do processo de decomposição de detritos;
T ₁ -MOD	Temperatura mínima para continuidade dos processos de decomposição da matéria orgânica dissolvida;
T ₁ -Nitrato	Temperatura mínima para continuidade do processo de desnitrificação;
T ₂ -Algas	Temperatura mínima admitida para que o metabolismo das algas ocorra a uma taxa máxima;
T ₂ -Amônia.....	Temperatura inferior próxima à relativa à taxa mínima de nitrificação;
T ₂ -Detritos.....	Temperatura inferior próxima à relativa à taxa máxima de decomposição de detritos;
T ₂ -MOD	Temperatura inferior próxima à relativa à taxa máxima de decomposição da matéria orgânica dissolvida;
T ₂ -Nitrato	Temperatura inferior próxima à relativa à taxa máxima de desnitrificação;
T ₃ -Algas	Temperatura máxima admitida para que o metabolismo das algas ocorra à taxa máxima;
T ₄ -Algas	Temperatura a partir da qual se inicia o processo de mortalidade natural de algas.