



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO TECNOLÓGICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO SOCIEDADE, NATUREZA E
DESENVOLVIMENTO**

PAULO ROBERTO BRASIL SANTOS

**CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA E MODELAGEM ECOSISTÊMICA PARA
PROJEÇÃO DE CENÁRIOS NA PRODUÇÃO AQUÍCOLA DE TAMBQUI
(*Colossoma macropomum* Cuvier, 1818) NO RESERVATÓRIO DA UHE DE CURUÁ-
UNA, PARÁ, BRASIL**

**Santarém, PA
Janeiro, 2019**

PAULO ROBERTO BRASIL SANTOS

**CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA E MODELAGEM ECOSISTÊMICA PARA
PROJEÇÃO DE CENÁRIOS NA PRODUÇÃO AQUÍCOLA DE TAMBAQUI
(*Colossoma macropomum* Cuvier, 1818) NO RESERVATÓRIO DA UHE DE CURUÁ-
UNA, PARÁ, BRASIL**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento – PPGSND, da Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA, como parte dos requisitos à obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais.

ORIENTADOR: PROF. DR. KEID NOLAN SILVA SOUSA

CO-ORIENTADORA: PROF^a. DR^a. ANDREIA CAVALCANTE PEREIRA

**Santarém, PA
Janeiro, 2019**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA

- S231c Santos, Paulo Roberto Brasil
Caracterização limnológica e modelagem ecossistêmica para projeção de cenários na produção aquícola de Tambaqui (*Colossoma macropomum* Cuvier, 1818) no reservatório da UHE de Curuá-Una, Pará, Brasil / Paulo Roberto Brasil Santos. - Santarém, 2019.
122 fl. : il.
Inclui bibliografias.
- Orientador: Keid Nolan Silva Sousa.
Coorientadora: Andreia Cavalcante Pereira.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento.
1. Tambaqui. 2. Modelagem ecossistêmica. 3. Parâmetros limnológicos
4. Reservatório. I. Sousa, Keid Nolan Silva. II. Pereira, Andreia Cavalcante. III. Título.

CDD: 23 ed. 597.09298115

PAULO ROBERTO BRASIL SANTOS

**CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA E MODELAGEM ECOSISTÊMICA PARA
PROJEÇÃO DE CENÁRIOS NA PRODUÇÃO AQUÍCOLA DE TAMBAQUI
(*Colossoma macropomum* Cuvier, 1818) NO RESERVATÓRIO DA UHE DE CURUÁ-
UNA, PARÁ, BRASIL**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento – PPGSND, da Universidade Federal do Oeste do Pará -UFOPA, como parte dos requisitos à obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais.

AVALIADORES:


Dr. KEID NOLAN SILVA SOUSA, UFOPA


(Presidente da Banca)

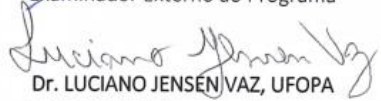

Dr. LUCINEULTON SILVA DE MOURA, UFOPA
Examinador Externo ao Programa

Dr. JULIO TOTA DA SILVA, UFOPA
Examinador Interno


Dr. JARSEN LUIS CASTRO GUIMARAES, UFOPA
Examinador Interno


Dr. SERGIO DE MELO, UFOPA
Examinador Interno


Dr. JOSE REINALDO PACHECO PELEJA, UFOPA
Examinador Externo ao Programa


Dr. LUCIANO JENSEN VAZ, UFOPA
Examinador Externo ao Programa

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradecer a Deus pela realização de mais uma etapa em minha vida, o que tornou possível a conclusão desta jornada. À minha esposa Tizzianne Santos pelas muitas manifestações de incentivo e compreensão a cada momento vivido nestes quatro anos. Aos meus pais e irmã que sempre deram apoio e incentivo, devo a vocês tudo o que conquistei até hoje.

Ao meu orientador, Professor Keid Nolan Silva Sousa, pela aposta neste trabalho, pelos valorosos ensinamentos e por me receber de forma acolhedora e tão confiante, que me mostrou como trilhar de forma segura o meu caminho nessa longa jornada.

A Professora Andreia Cavalcante Pereira, que como co-orientadora somou muito ao trabalho, além do auxílio nos estudos do fitoplâncton e por todas as sugestões para a culminação deste trabalho.

Agradeço a Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) e ao Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento (PPGSND), ao qual fiz parte e por proporcionar o conhecimento sem o qual não seria possível realizar este trabalho.

Ao programa PRO-AMAZÔNIA pelo financiamento de parte da pesquisa e às Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A (ELETRONORTE) da UHE de Curuá-Una pelo apoio logístico.

Agradeço imensamente a Ericleya Lima, Neriane Da Hora e ao Caio Brito Lourenço pelas grandes contribuições e pela sua disponibilidade em me ajudar em todos os momentos que precisei. A Jael Sousa pela valiosa contribuição na identificação e nos estudos do fitoplâncton.

As minha colegas Jessica Azevedo e Dávia Talgatti que juntos planejamos e executamos as coletas no reservatório de Curuá-Una, além das valiosas conversas que foram muito importantes para o desenvolvimento deste trabalho.

À equipe do LAGIS (Laboratório de Geoinformação) em especial ao Joelson Leal, sem eles colaborando direta e indiretamente com esse trabalho não teria concluído.

Ao Laboratório de Biologia Ambiental pelas análises realizadas, em especial aos colegas técnicos Flávia Lima e Edvaldo Lemos e ao grande colega Rivolo Bacelar pela grande ajuda nas coletas de campo.

Ao colegas professores do curso bacharelado de Engenharia de Pesca pelo apoio que me foi dado, aos colegas técnicos de laboratório do ICTA em especial a colega Waldinete Lobato, ao Professor Luciano Vaz, pelas grandes contribuições que foi dada na área de aquicultura.

Aos colegas docentes e técnicos do Campus Monte Alegre UFOPA, obrigado pela grande força e apoio que me deram nos momentos desse trabalho, serei sempre muito grato.

Aos membros da Banca Examinadora, por terem atendido ao convite (de última hora) para exercer esta função, dispondo de seu tempo e conhecimento para analisar e contribuir com este trabalho.

O meu profundo e sincero agradecimento a todas as pessoas que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho. Muito obrigado!

RESUMO

O reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Curuá-Una foi a primeira usina hidrelétrica construída na Amazônia Central. Este reservatório pode ser um exemplo de projeção de impactos causados por esses empreendimentos sobre os habitats aquáticos. Devido à grande importância desse reservatório para os estudos de limnologia para Amazônia, este estudo teve como objetivo foi em primeiro lugar, classificar as águas do reservatório da UHE de Curuá-Una por meio do índices de estado trófico (IET); identificar os padrões de distribuição espaciais e temporais das variáveis ambientais limnológicas e da comunidade fitoplanctônica; Construir um modelo matemático simplificado da dinâmica da biomassa total fitoplanctônica; e simular três cenários de produção de tambaqui em tanque-rede para avaliar capacidade de suporte do aporte de nutrientes no reservatório. As amostragens foram realizadas em maio/2016 a fevereiro/2017 em 8 pontos. As variáveis limnológicas determinadas foram: Transparência da água, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, pH, DBO, nitrato, sílica, fósforo total, clorofila-a. As amostras do fitoplâncton foram quantificadas pelos métodos de UTERMÖHL e UHELINGER, para logo em seguida os resultados foram expressos em ind.mL⁻¹. Para construção do modelo foi dividida em duas etapas, a primeira foi construir um modelo termos de biomassa total (clorofila-a) e a segunda etapa é elaborar uma projeção de três cenários de produção tambaqui em tanques-redes no reservatório. Para a construção do modelo integrado das duas etapas, recorreu-se ao software STELLA 8.0, as soluções das equações diferenciais ordinárias foram calculadas por meio da aplicação do método de integração numérica de Runge-Kutta de 4ª ordem. O IET varia entre ultraoligotrófico a mesotrófico, sendo observados tanto nas proximidade da barragem a montante. Os resultados obtidos para as variáveis limnológicas abióticas, sugerem que o efeito sazonal é responsável pela variabilidade de tais variáveis. Isso é demonstrado pela análise de componentes principais revelou que as amostras agrupam-se sazonalmente entre as estações climáticas seco, intermediário e chuvoso. A simulação do modelo para a biomassa total fitoplanctônica em termos de clorofila-a para 12 meses, demonstrou uma boa acurácia e a validação apresentou o coeficiente de determinação $R^2 = 68,55\%$ entre a variabilidade do período simulado com os dados observados em campo. As simulações para os cenários de produção de tambaqui em tanques-rede, demonstrou que ambos ultrapassam os limites do CONAMA em 240 dias de cultivo. O cenário mais conservador que apresenta a menor densidade de peixes, apesar de causar menos impacto, não apresenta viabilidade econômica, por outro lado, o cenário com maior densidade de peixes apresenta maior viabilidade econômica, segundo dados obtidos na literatura. Finalmente, cabe salientar que esses resultados da modelagem do presente estudo é um produto científico que apresentou cenários de produção aquícola, passivo de aprimoramentos com inserção de outras variáveis chave de qualidade da água que possam vir a ser constatadas. E, também abre a possibilidades desse produto científico ser avaliado por tomadores de decisão discutirem a implantação de empreendimentos aquícolas em reservatórios na Amazônia para estimar a capacidade de suporte de efluentes que posso interferir diretamente na qualidade da água desses ambientes.

Palavras-Chaves: Reservatório; Modelagem ecossistêmica; Parâmetros limnológicos; tambaqui.

ABSTRACT

The Hydroelectric Power (HP) Plant reservoir Curuá-Una was the first hydroelectric plant built in Central Amazonia. This reservoir can be used as a projection example of the impacts caused by these buildings in aquatic habitats. Due to the great importance of this reservoir for the limnology studies for the Amazon, the objective of this study was firstly to classify the reservoir waters based on trophic state indexes (TSI); to identify the spatial and temporal distribution patterns of limnological environmental variables and of the phytoplankton community; To construct a simplified mathematical dynamics model of the total phytoplankton biomass; and to simulate three scenarios of tambaqui production in cage to evaluate capacity of support of the contribution of nutrients in the reservoir. The samplings were collected in May 2016 to February 2017 in 8 points. The limnological variables determined were: water transparency, conductivity, turbidity, dissolved oxygen, pH, BOD, nitrate, silica, total phosphorus, chlorophyll a. Phytoplankton samples were quantified by the UTERMÖHL and UHELINGER methods, for which the results were then expressed in ind.mL^{-1} . For the model construction was divided into two stages, the first was to construct a model terms of total biomass (chlorophyll-a) and the second stage is to elaborate a projection of three tambaqui production scenarios in tank-nets in the reservoir. For the construction of the integrated two-step model, the STELLA 8.0 software was used, the solutions of the ordinary differential equations were calculated using the 4th order Runge-Kutta numerical integration method. The TSI varies between ultraoligotrophic and mesotrophic, being observed both in the proximity of the upstream dam. The results obtained for the abiotic limnological variables, suggest that the seasonal effect is responsible for the variability of such variables. This is demonstrated by the analysis of major components revealed that the samples are grouped seasonally between dry, intermediate and rainy seasons. The simulation of the model for the total phytoplankton biomass in terms of chlorophyll a for 12 months, showed a good accuracy and the validation had the coefficient of determination $R^2 = 68.55\%$ between the variability of the simulated period with the data observed in the field. Simulations for the tambaqui production scenarios in net tanks showed that they both exceeded CONAMA's limits in 240 days of cultivation. The more conservative scenario that presents the lowest fish density, despite having less impact, does not present economic viability; on the other hand, the scenario with higher fish density presents greater economic viability, according to data obtained in the literature. Finally, it should be noted that these results of the modeling of the present study is a scientific product that presented scenarios of aquaculture, passive improvements with insertion of other key variables of water quality that can be verified. And, it also opens the possibilities for this scientific product to be evaluated by decision makers to discuss the implantation of aquaculture enterprises in reservoirs in the Amazon to estimate the capacity of support of effluents that can directly interfere in the water quality of these environments.

Keywords: Reservoir; Ecosystem modeling; Limnological parameters; tambaqui.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO GERAL

Figura 1 – Exemplar adulto de tambaqui de ambiente de cultivo.....	19
Figura 2 – Roteiro esquemático para procedimentos de modelagem matemática.....	22
Figura 3 - Modelo conceitual de fluxo de energia de formulado por Odum (1994).....	22
Figura 4 - Função de limitação de crescimento do fitoplâncton para a temperatura.....	26
Figura 5 - Desenho esquemático do mesocosmo com os balanços de massa de nitrogênio e de fósforo.....	32
Figura 6 - Um modelo conceitual simples para as consequências ambientais sobre o fitoplâncton resultantes de nutrientes provenientes produções de criação de peixes em tanques-redes.....	32
Figura 7 - Estimativa do fluxo ambiental de nitrogênio (N) e Fósforo (P) da alimentação de Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>) produzidos em gaiolas. Os valores correspondem aos intervalos de confiança carga de N e P por 1000 kg de biomassa de peixe produzido.....	33

CAPÍTULO 1

Figura 1- Locais das coletas no reservatório Curá-Una, no sudeste de Santarém do estado do Pará, Brasil..	52
Figura 2 - Variação espaço-temporal da concentração de Fósforo total (A), Clorofila-a (C). Classificação do estado trófico do reservatório por ponto de amostragem para Fósforo total (B), Clorofila-a (D), IETm - Índice de Estado Trófico médio (E) e a variação do IETm (F) em função da variação climatológica.....	56

CAPÍTULO 2

Figura 1 - Variação mensal das variáveis ambientais limnológicas e pluviométrica no reservatório de Curuá-Uma entre os meses de maio de 2016 a maio de 2017	69
Figura 2 - Diagrama de ordenação da análise de componentes principais das variáveis limnológicas do reservatórios de Curuá-Uma	70
Figura 3 - Contribuição em percentual da composição da comunidade fitoplanctônica (A), Contribuição da densidade relativa em percentual da composição da comunidade fitoplanctônica (B) e Densidade total do reservatório da UHE de Curuá-una, no período de maio de 2016 a abril de 2017	75
Figura 4 - Variação da densidade total média e concentração média de clorofila-a no Reservatório da UHE de Curuá- Una, nos períodos de maio de 2016 a abril de 2017.....	76
Figura 5 - Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica (CCA) com as variáveis ambientais, comunidade fitoplanctônica e ordenação das estações amostrais	77

CAPÍTULO 3

Figura 1 - Diagrama do modelo dos processos da dinâmica do fitoplâncton para o Reservatório da UHE de Curuá-Uma construído	94
Figura 2 - Diagrama de simulação do modelo conceitual entre taxa de crescimento produtividade primária e a produção de peixes em tanque-rede	102
Figura 3 - Validação da simulação dos dados de clorofila-a para o período estudado (A). Comparação entre os dados simulado e observados em campo (B)	104
Figura 4 - Relação da taxa de crescimento da biomassa total simulada com os parâmetros limitante luminosidade, fósforo, nitrogênio e temperatura	105
Figura 5 - Variação de clorofila-a (A) e descartes de nutrientes (B – Nitrogênio; C – Fósforo) proveniente da produção de tambaqui para diferentes cenários.	107

LISTA DE TABELAS

CAPITULO GERAL

Tabela 1 - Resultados de cultivos experimentais de tambaqui em tanques-rede para calibração do modelo de produção.....	20
Tabela 2 - Valores de taxa máxima de crescimento do (Gmax) fitoplâncton.....	25
Tabela 3 - Produção de resíduos sólidos e dissolvidos de tilápia do Nilo em três cenários de composição alimentar	31

CAPÍTULO 1

Tabela 1 - Classificação do estado trófico para reservatórios segundo o Índice de Carlson modificado, e suas características principais	53
Tabela 2 - Valore médios e desvio padrão da variação das variáveis limnológicas entre os períodos climatológicos.....	54
Tabela 3 - Resultado da análise de ANOVA <i>two-way</i> considerando como Fator 1 as variáveis do tempo (Variação climatológica) e o Fator 2 as variáveis do espaço (Estações de coleta).	56

CAPÍTULO 2

Tabela 1 - Contribuição individual (<i>Loadings</i>) das variáveis ambientais (variáveis originais) para dois primeiros eixos gerados pela Análise de Componente Principais (PCA).....	71
Tabela 2 - Resultado da análise de ANOVA <i>two-way</i> e teste de Tukey para comparação de médias.....	72
Tabela 3 - Estatística descritiva da densidade da comunidade fitoplanctônica.....	73
Tabela 4 - Resultado da análise de PEMANOVA <i>two-way</i>	75
Tabela 5 – Resumo estatístico dos resultados da análise de correspondência canônica CCA das variáveis ambientais e da comunidade fitoplanctônica	77

CAPÍTULO 3

Tabela 1 - Valores dos parâmetros utilizados para calibração do modelo dos processos dinâmicos do fitoplâncton	96
Tabela 2 - Valores dos parâmetros utilizados para simulação de cenário.....	98
Tabela 3 - Características químicas dos níveis de garantia por quilograma de ração	99
Tabela 4 - Parâmetros experimentais de tambaqui em tanques-rede para calibração do modelo	101
Tabela 5 - Valores utilizados para calibração dos parâmetros simulação da biomassa do fitoplâncton no reservatório de Curuá-Una	103
Tabela 6 - Detalhamento dos valores médios da simulação dos dados zootécnicos	106
Tabela 7 - Valores simulados de clorofila-a, fósforo total e nitrogênio total.....	108
Tabela 8 - Produção média simulada de resíduos (kg nutriente por tonelada de peixe) de tambaqui, utilizando comerciais de ração (assumindo 18% desperdício de ração).....	108

SUMÁRIO

CAPÍTULO GERAL	11
1. INTRODUÇÃO	12
1.1 CARACTERIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE CURUÁ-UNA	14
1.1.1 Clima	14
1.1.2 Geologia.....	15
1.1.3 Vegetação	15
1.1.4 População	15
1.2 PROCESSOS RELACIONADOS COM A BIOMASSA DO FITOPLÂNCTON	15
1.3 PISCICULTURA DE TANQUE-REDE EM RESERVATÓRIO.....	17
1.3.1 Impactos de criação peixes em tanques-rede.....	17
1.3.2 Cultivo de tabaqui.....	19
1.4 MODELAGEM MATEMÁTICA APLICADA A AMBIENTES AQUÁTICOS	21
1.4.1 Elementos da modelagem matemática aplicada a taxa de crescimento e perdas do fitoplâncton	23
1.5 MODELO CONCEITUAL DO APORTE DE NUTRIENTES EM PISCICULTURA DE TANQUE-REDE.....	30
1.5.1 Descrição da modelagem matemática aplicada a produção de peixes em tanque-rede.....	34
1.6 JUSTIFICATIVA.....	36
2. OBJETIVOS	38
2.1 OBJETIVO GERAL.....	38
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	38
3. ESTRUTURA DA TESE.....	39
4. REFERÊNCIAS.....	40
CAPÍTULO 1	49
Avaliação do estado trófico atual do reservatório da usina hidrelétrica de Curuá-Una, a mais antiga represa construída na Amazônia Central.....	49
1.INTRODUÇÃO.....	50
2.MATERIAL E MÉTODOS	51
3.RESULTADOS	54
4.DIUSSÃO	56
5.CONCLUSÃO	58
6.REFERÊNCIAS.....	59
CAPÍTULO 2	62

Variabilidade espacial-temporal das variáveis ambientais limnológica e da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE de Curuá-Una	62
1. INTRODUÇÃO	63
2. MATERIAL E MÉTODOS	65
2.1 COLETA DOS DADOS.....	65
2.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	66
2.2.1 Variáveis ambientais	66
2.2.2 Composição fitoplanctônica	67
3.RESULTADOS	67
3.1 DESCRIÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS	67
3.2 DESCRIÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA	73
4.DISSCUSSÕES	78
4.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS	78
4.2 VARIABILIDADE FITOPLANCTÔNICA	81
5.CONCLUSÃO.....	83
6.REFERÊNCIAS.....	84
CAPÍTULO 3	90
O uso de modelagem matemática para simulação de clorofila-a e geração de cenários de produção de tambaqui em tanque-res no reservatório da UHE de Curuá-Una.....	90
1.INTRODUÇÃO	91
2. MATERIAL E MÉTODOS	93
2.1 ÁREA DE ESTUDO	93
2.2 DESCRIÇÃO DO MODELO.....	93
2.3 DESCRIÇÃO DA SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS	98
3. RESULTADOS	103
3.1 SIMULAÇÃO DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA (CLOROFILA-A).....	103
3.2 SIMULAÇÃO DE CENÁRIO DE PRODUÇÃO DE TAMBAQUI EM TANQUE-REDE.....	105
4. DISCUSSÕES	109
4.1 MODELAGEM MATEMÁTICA DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA (CLOROFILA-A)	109
4.2 PROJEÇÃO DE CENÁRIOS DE PRODUÇÃO DE TAMBAQUI	109
5. CONCLUSÃO.....	113
6. REFERÊNCIAS.....	114
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	119
APÊNDICE	121

CAPÍTULO GERAL

1. INTRODUÇÃO

A crescente demanda energética registrada no país durante as últimas décadas incentivou o governo brasileiro construir inúmeras represas nos últimos anos. Na última década, existem 768 empreendimentos hidroelétricos (pequenas, médias e grandes usinas hidrelétricas), representando 75,39% ($77.523 \cdot 10^6$ MW) da potência total instalada para geração de energia elétrica (ANEEL, 2009). Segundo o relatório do Sistema de Informações do Potencial Hidrelétrico Brasileiro – SIPOT, que registrou para o ano de 2015, o potencial total hidrelétrico brasileiro como 247.465,01 MW, dos quais 94.125 MW estão em operação, e 13.949,32 MW em construção. Segundo este mesmo relatório, 35% destes potenciais em construção (49.819,85 MW) encontram-se nos estados do Pará e Amazonas (ELETROBRAS, 2017).

Com o aumento da construção de grandes represas cresceu consideravelmente entre as décadas de 30 e 70, e os reservatórios formados a partir do represamento de rios foram considerados símbolo de modernização e da habilidade humana em controlar e utilizar recursos da natureza (CMR, 2000).

Diante do esgotamento da possibilidade de aumentar o potencial energético das principais bacias hidrográficas da região Sul e Sudeste, a Amazônia é o alvo das políticas de expansão energética brasileira. Atualmente, a Amazônia representa um polo promissor para a instalação de mais de 23 hidrelétricas nos seus rios, assim integrando aos reservatórios já existentes como Tucuruí, Balbina, Samuel, Madeira e Belo Monte (FARIA, 2006; BRASIL, MME 2011; FEARNSSIDE, 2015).

O conceito proposto por Tundisi (1999), diz que os reservatórios como ecossistemas artificiais complexos que apresentam um alto dinamismo, com interações entre seus componentes estruturais, físico-químicos e biológicos que, em conjunto respondem de maneira rápida a qualquer alteração em seus mecanismos de funcionamento.

Esses ambientes ainda são foco de estudos ecológicos, socioeconômicos e também de investigações sobre as estruturas morfológicas, o uso da ocupação do solo nas bacias hidrográficas e o efeito da diminuição dos recursos pesqueiros, em função de diversas causas, sendo este um caso de externalidade negativa decorrente da construção de usinas hidrelétricas (TAKEDA et al., 2002; FIGUEIREDO; BIANCHINI JR, 2008; SANTANA et al., 2014).

Diegues (2000) descreve que a construção de hidroelétricas e seus respectivos reservatórios, produz externalidades negativas no ecossistema à medida que promove desmatamentos, contamina os recursos hídricos e modifica as comunidades ecológicas e comunidades humanas que vivem direta ou indiretamente destes recursos.

Apesar dessas externalidades, os reservatórios ainda possuem capacidade de auto-organização, em constante estruturação e reestruturação de seus componentes, no espaço e no tempo (TUNDISI; TUNDISI, 2008), promovendo grande heterogeneidade de gradientes físicos e químicos no eixo horizontal e vertical (AGOSTINHO, 2006; OLIVEIRA; GOULART, 2000).

Na verdade, a construção de uma grande quantidade de reservatórios poderá acarretar grande modificação na composição e estrutura da paisagem, nos aspectos físicos como a diminuição da disponibilidade de habitats, modificação na geometria do rio, perda de espécies animais e vegetais, além de impacto sobre populações tradicionais da Amazônia gerando grande impacto social (JUNK; MELLO, 1990; FEARNSSIDE, 2015).

Segundo Junk e Mello (1990), o represamento de um rio significa a interrupção de um sistema aberto e de transporte por um sistema mais fechado e de acumulação. Essa alteração provocada pelo represamento interfere diretamente na distribuição espacial e temporal das variáveis físico-químicas do ambiente aquático (TUNDISI, 1999; ALMEIDA; MELO 2009; MOLOZZI et al., 2012).

Sendo assim, a modificação na geometria hidráulica da paisagem fluvial alteram o equilíbrio dinâmico da descarga, velocidade média, carga sedimentar e morfologia do seu leito (PAGIORO et al., 2005). Essas modificações promovem mudanças na fauna e flora aquática que já estavam adaptados a um determinado regime. Além disso, podem provocar migrações e até extinção de determinadas espécies que não se adaptarem as novas condições ambientais (JUNK; MELLO, 1990; FERNANDEZ, 2009). Além de que a redução da correnteza resulta na deposição de sedimentos no lago do reservatório (JUNK; MELLO, 1990; AGOSTINHO et al., 2007).

A população humana atingida pela construção da usina hidrelétrica, que antes dependiam da pesca para sobreviver, sofreram com as externalidades negativas decorrentes da construção da usina, pois o equilíbrio do rio foi alterado, repercutindo, principalmente, sobre as comunidades ictiológicas da jusante da barragem. Tais alterações provocadas pela barragem emergiram como um dos principais fatores responsáveis pelo processo de degradação da ictiofauna local. Podemos citar o trabalho de Juras et al. (2004) que apontam alguns dos principais fatores que implicam na diminuição pesqueira local, como as alterações do ciclo hidrológico pela barragem do rio e pelos procedimentos operacionais da usina hidrelétrica. Isso pode ocasionar em elevada mortalidade dos ovos, das larvas e dos alevinos, o que compromete o recrutamento e a reposição dos estoques pesqueiros da ictiofauna local.

A Usina Hidrelétrica (UHE) de Curuá-Una foi a primeira usina construída na Amazônia central criada na década de 70 (JUNK et al., 1981). Ela foi implantada no rio de mesmo nome,

que é um dos tributários do rio Amazonas, a usina foi construída com uma capacidade geratriz de 30MW (QUINTÃO et al., 2009). Na época da implantação da UHE Curuá-Una, não houve estudos detalhados que, ao menos, descrevessem os ecossistemas afetados diretamente e indiretamente pela construção da barragem e nem o profundo efeito deste tipo de empreendimento no ciclo hidrológico local.

Os impactos ecológicos causados pela construção da represa geraram inúmeros pontos negativos, os quais na fase de planejamento não foram previstos resultando como a perda do solo, perdas de espécies de plantas e animais, mudanças florísticas e faunísticas abaixo e acima da represa, impactos para pesca, impacto ao balanço global de CO₂, modificações da geometria hidráulica do rio, modificações na hidrologia, deterioração da qualidade da água e etc (JUNK; MELLO 1990; FEARSIDE 2005).

Estudos realizados por Vieira e Darwich (1999) no reservatório da UHE de Curuá-Una, demonstraram que a construção da barragem alterou no reservatório parâmetros físico-químicos com transparência, temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido gerando impactos para a biota aquática.

Por ser antiga (40 anos) e ter passado por todos os processos pós-instalação, a UHE de Curuá-Una, pode ser um exemplo de projeção dos impactos causados por esses empreendimentos na Amazônia pois sua estrutura de habitat, física, química e biológica aparentemente apresentam-se mais consolidados.

1.1 CARACTERIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE CURUÁ-UNA

1.1.1 Clima

O clima da que abrange área da bacia do reservatório é classificado como tropical chuvoso, com estações secas bem acentuadas. As estações chuvosas coincidem com os meses de dezembro a junho com pluviosidade média de 170 a 300 mm e as menos chuvosas, com os meses de julho a novembro com pluviosidade média inferiores a 60 mm. A pluviosidade está entorno de 1.000 a 2.000 mm anuais, porém, com certa irregularidade, durante todo o ano (VIEIRA; DARWICH, 1999; VALE et al., 2016).

1.1.2 Geologia

Geologicamente, o município de Santarém está situado na porção central da Bacia Sedimentar do Amazonas, aflorando, na maior parte do seu território, na seção superior da Formação Alter do Chão (Cretáceo/Terciário). Mas na bacia do reservatório sua maior extensão está na área sedimentar da Formação Barreiras do Cretáceo-Terciário, o solo é ácido com baixo conteúdo de nutrientes e a drenagem apresenta-se dendrítica (RODRIGUES et al., 2001).

O rio Curuá-Una atinge no seu curso superior áreas geoquimicamente mais ricas que percorre as faixas do Carbonífero da formação Itaituba, agora chamado de Grupo Tapajós e Conglomerados precambrianos, granitos e gneisses (JUNK et al., 1981).

1.1.3 Vegetação

Na região ocorre três tipos de paisagens que caracterizam a vegetação: várzeas, que por se estenderem ao longo dos rios, estão sempre inundadas, extensões intermediárias ou flancos e as áreas elevadas ou terra firme, denominadas de florestas úmidas, recobrando a maior parte da planície, e que constituem o domínio das grandes florestas. A paisagem da área de influência direta da UHE Curuá-Una é descrita como extensão coberta por densa Floresta Pluvial Tropical, também denominada Floresta Ombrófila Densa (PEREIRA, 2017).

1.1.4 População

A população total na área do entorno do reservatório de Curuá-Una é estimada em 1.900 mil pessoas. Com uma densidade populacional de 16,6 habitantes/km². As principais comunidades no entorno do reservatório são: Corta-corda, Porto Novo, Poraquê, São José da água Branca, Castanheira e Xavier. Antes da construção da barragem haviam poucos moradores, sendo que a maioria aparentemente vivia de atividades extrativistas, pesca e agricultura. A principal atividade econômica atualmente está voltada à pecuária e culturas de ciclo curto (OLIVEIRA et al., 2003).

1.2 PROCESSOS RELACIONADOS COM A BIOMASSA DO FITOPLÂNCTON

Existem hoje diversos métodos e índices para avaliar a qualidade de ambientes lóticos ou lênticos com base na dinâmica e estrutura da comunidade fitoplânctônica, que permitem relacionar a produção primária ou as associações de algas e cianobactérias com as condições

ambientais, nomeadamente o nível de degradação do lago ou de um reservatório (REYNOLDS et al., 2002; CARVALHO et al., 2007). Estes instrumentos de avaliação da qualidade baseiam-se em dados de biomassa ou dados de composição, abundância e biovolume fitoplanctônica.

Segundo Reynolds (2006), dentre os organismos planctônicos, o fitoplâncton é caracterizado por uma grande variedade de microalgas, que consiste nos produtores primários, responsáveis pela base da cadeia alimentar nos sistemas aquáticos. O fitoplâncton abrange um conjunto de algas e cianobactérias diversificado do ponto de vista taxonômico, morfométrico e fisiológico, que apresentam diferentes requisitos e respostas aos parâmetros físicos e químicos, como a luz, a temperatura, a alcalinidade e a concentração de nutrientes. Esta multiplicidade fisiológica do fitoplâncton permite a coexistência de diversas espécies em interação contínua num mesmo volume de água (SCHEFFER et al., 2003) e uma distribuição espacial e sucessão sazonal da comunidade em resposta à variações ambientais.

A taxonomia do fitoplâncton é complexa e está baseada na morfologia celular, na ornamentação, na cor, nas reservas alimentares e nos pigmentos fotossintéticos. Em água doce, destaca-se os seguintes grupos taxonômicos desses organismos: Cyanobacteria (cianobactérias), Chlorophyceae (algas verdes), Chrysophyceae (crisofíceas), Bacillariophyceae (diatomáceas), Cryptophyceae (criptofíceas), Dinophyceae (dinoflagelados), Euglenophyceae (euglenófitas) e Conjugatophyceae (e.g. desmidiáceas) (LEE, 2008). Geralmente existe um maior desenvolvimento destes grupos em águas lânticas e rios maiores e em trechos com menor velocidade de corrente (REYNOLDS, 2006). Observa-se também uma zonação vertical na qual a abundância tende a ser maior nas camadas superiores dos reservatórios, diminuindo o número de indivíduos conforme aumenta a profundidade (MELO; HUSZAR, 2004).

Os principais componentes ambientais que influenciam diretamente nas taxas de crescimento e na variabilidade espaço-temporal são: (i) a temperatura associado com a radiação solar; (ii) os nutrientes (Nitrogênio, Fósforo e Silicato) e (iii) os parâmetros físico-químicos como a turbidez, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica. Consequentemente, esses componentes podem causar efeitos na abundância, na composição e na distribuição da comunidade fitoplanctônica (REYNOLDS, 2006; ESTEVES, 2011).

Na literatura é possível encontrar alguns trabalhos realizados em ambientes na Amazônia que se assemelham ao reservatório de Curuá-Una, como por exemplo, o estudo de CUNHA (2013), o qual verificou que no reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí, a Classe Cyanophyceae apresentou as maiores densidades, no período seco. Melo e Huszar (2000), estudando um lago de inundação da planície Amazônica (lago Batata), afirmaram que as

maiores densidades de fitoplâncton, durante a segunda parte do dia, são observadas apenas durante a diminuição do nível de água.

Raupp et al. (2009), avaliaram a composição e variação da comunidade de diatomáceas em relação ao pulso de inundação em um lago de águas pretas (Parque Nacional do Jaú), constatou-se que a maior riqueza e densidade da comunidade de diatomáceas ocorreu no período de águas baixas. Almeida e Melo (2011), estudando o lago Catalão - AM, considerando as estações de amostragem, observaram os maiores valores de riqueza e diversidade durante a estação seca. As algas Chlorophyceae, Euglenophyceae e Bacillariophyceae foram os grupos com maior número de espécies na estação seca, enquanto Chlorophyceae e Cyanobacteria foram os grupos com maior riqueza de espécies na estação chuvosa; e MIRANDA (2013), Lago Janauacá - AM, o fitoplâncton foi fortemente influenciado pela variação hidrométrica, apresentando estruturação distinta entre os períodos analisados.

1.3 PISCICULTURA DE TANQUE-REDE EM RESERVATÓRIO

1.3.1 Impactos de criação peixes em tanques-rede

Em decorrência da crescente demanda por pescado, nos últimos anos foi registrada uma tendência de crescimento considerável na implantação de sistemas de pisciculturas em tanques-rede nas grandes represas brasileiras, decorrente de vantagens zootécnicas sobre a piscicultura em tanques escavados (RAMOS et al., 2008a). Este sistema ganhou impulso em meados da década de 1990, principalmente na região Sudeste tendo a espécie como modelo zootécnico a tilápia (SCORVO FILHO et al., 2010).

A criação de peixes em tanques-rede é uma modalidade de criação considerada intensiva, que utiliza elevada densidade de estocagem e, por isso, exige constante renovação de água para a dispersão dos resíduos metabólicos dos peixes no ambiente (MALLASEN, et al., 2012). Entretanto, seus impactos ou danos sobre o ecossistema aquático ainda não foram totalmente elucidados, requerendo ainda, estudos para uma melhor compreensão dos seus efeitos sobre a biota e qualidade de água (AGOSTINHO et al., 2006; RAMOS et al., 2008a).

De acordo com diversos autores, os maiores impactos causados pela piscicultura em tanques-rede estão relacionados ao aumento nas concentrações de fósforo, de nitrogênio, da turbidez, da matéria orgânica medida como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), da redução da transparência da água, da concentração de oxigênio dissolvido, da condutividade

elétrica, das quedas no pH, e mais raramente, na mudança de temperatura da água (CORNEL; WHORISKEY, 1993; KUBITZA, 1999; GUO; LI, 2003).

Segundo Folke e Kautsky (1992), 13% do nitrogênio e 66% do fósforo aportado via ração sofre sedimentação, 25% do nitrogênio e 23% do fósforo são convertidos em massa (carne) e 62% de nitrogênio e 11% de fósforo ficam dissolvidos na água. Dentre os nutrientes, sabe-se que o fosfato é o nutriente mais importante para a eutrofização artificial em águas doces (ESTEVES, 2011).

O nitrogênio é proveniente do metabolismo do peixe e da própria ração, e sua liberação para o meio ambiente está relacionada com a densidade de estocagem e sua concentração nas rações. O fósforo, por ser um mineral importante no metabolismo animal, participando inclusive na formação do ATP, é adicionado às rações, e como os demais minerais, nem todo fósforo suprido é metabolizado, parte dele é repassada para a água por lixiviação da ração e outra parte é liberada pelas fezes (ARARIPE et al., 2006).

A necessidade de estudos relacionados à instalação de tanques-rede e qualidade da água são importantes para entender melhor a dinâmica e a relação do ambiente com esta modalidade de piscicultura (MALLASEN, et al., 2012), pois 30% da matéria orgânica (ração) destinada à produção do pescado nesses sistemas de produção, não são aproveitados (BEVERIDGE, 2004). Essa quantidade considerável de matéria orgânica podem gerar danos ao ecossistema aquático local, como o aumento do grau de trófia da água com reflexos na sua qualidade, sendo esta situação um dos aspectos mais preocupantes para os ambientalistas, ecólogos e gestores dos recursos hídricos (HENRY et al., 2006; RAMOS et al., 2008a).

Entretanto, a criação de peixes em tanques-redes em reservatórios não é um grande vilão dos ecossistemas aquáticos, ou seja, o grau do impacto não depende unicamente do tipo e intensidade de produção que se pretende executar, mas também de atividades de todo entorno da bacia, que inclui principalmente as produções agropecuárias (IPT, 2007; CBH-SJD, 2010).

Rocha (2001) estudando a influência do cultivo intensivo de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanque-rede sobre a qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica de Furnas (MG), não observou alterações na densidade dos principais grupos de fitoplâncton e nem na estrutura das comunidades na área estudada. Håkanson (2005) também verificou que a presença de tanques-rede no corpo d'água não provocou aumento na quantidade de algas.

A utilização de ração de boa qualidade com menores concentrações de nitrogênio e fósforo, significa utilizar dietas com balanceamento adequado e formulações com ingredientes de alta digestibilidade e estabilidade na água, isso pode diminuir o impacto do aporte de nutrientes para a água (CHO; BUREAU, 2001). A garantia de sucesso do cultivo de peixes em

tanques-rede está atrelada às características do local escolhido para instalação dos tanques, uma vez que isso está relacionado com a capacidade de suportar a carga de nutrientes provenientes da atividade (BEVERIDGE, 2004).

1.3.2 Cultivo de tambaqui

O tambaqui (*Colossoma macropomum* Cuvier, 1818) é um peixe teleósteo de água doce (Figura 1), pertence à ordem Characiformes, família Serrasalmidæ. É uma espécie endêmica da bacia Amazônica que possui alto valor comercial, sendo muito apreciada na região. Seu hábito alimentar é onívoro e pode atingir até um metro de comprimento e chegar a 30 kg de peso. Sua dieta natural inclui zooplâncton, frutos e sementes, sendo considerado um onívoro com tendência a frugívoro (ARAÚJO-LIMA; GOULDING, 1998).



Figura 1 - Exemplar adulto de tambaqui de ambiente de cultivo.
Fonte: Varela et al. (2015)

Sua criação tem sido impulsionada principalmente pelo fato desta espécie apresentar alto valor comercial, excelente aceitação pelo consumidor, crescimento rápido principalmente durante a fase jovem (GARCEZ, 2009; LOPERA-BARRERO et al., 2011).

A criação do tambaqui é realizada principalmente em viveiros semi-escavados fertilizados, devido suas características de aproveitamento do alimento natural disponível no viveiro (CAVERO et al., 2009; GOMES e SILVA, 2009), em tanques-rede (GOMES et al., 2006) e em canais de igarapé (ARBELAEZ-ROJAS et al., 2002).

A tecnologia de criação de peixes em tanques-rede tem sido vista com bastante entusiasmo pelo setor produtivo, principalmente pela quantidade de represamentos existentes no Brasil (ONO; KUBITZA, 2003).

Segundo Gomes et al. (2006), a densidade de estocagem tem efeito significativo sobre a sobrevivência e o crescimento de peixes cultivados em tanques-rede. Na tabela 1 podemos observar alguns dados publicados na literatura, e os resultados de Gomes et al. (2006) obtiveram uma densidade máxima que foi satisfatórios para uma viabilidade econômica no cultivo de tambaqui em tanque-rede.

Tabela 1 - Resultados de cultivos experimentais de tambaqui em tanques-rede para calibração do modelo de produção.

Densidade de estocagem (peixes.m ⁻³)	Tempo (dias)	PMi (g)	PMf (g)	M (%)	BMf (Kg)	Volume (m ³)	Referência
34	240	3	427	0	14,5	1	Chellapa et al. (1995)
50	240	55	945	3	48,8	6	Gomes et al. (2006)
15	120	197	791	0,7	11,8	6	Chagas et al. (2007)

PMi – Peso médio inicial; PMf – Peso médio final; M – Mortalidade; BMf – Biomassa média final; Tam TR – Tamanho do tanque-rede.

Em se tratando de exigências nutricionais do tambaqui criado em cativeiro, a demanda proteica e energética na fase inicial é maior, juvenis na faixa de 1 a 30 g podem exigir um nível de proteína de 40 %, isso devido a maior mobilização dos nutrientes para o crescimento, à medida que o tambaqui cresce, a demanda por proteína diminui ficando entre 28 a 32% (SANTOS et al., 2010).

É notado, quando rações que atendam às exigências nutricionais da espécie são administradas de forma adequada, o animal consegue assimilar eficientemente os nutrientes pelo aumento da sua digestibilidade (PIMENTEL-RODRIGUES; OLIVA-TELES, 2007; BUREAU; HUA, 2010).

Na literatura, encontramos os valores médios do CDA (coeficiente de digestibilidade aparente) que é diferença entre a quantidade de nutrientes ingeridos e a quantidade de nutrientes excretados para tambaqui, assim trabalhos como de Carvalho (2011), Sena (2012) e Araújo et al. (2016) apresentaram valores médios de 89%, 90 a 92% e 97% respectivamente para proteína bruta e 83,48% para a concentração de fósforo na dieta (ARAÚJO et al., 2016).

Percebe-se que o tambaqui possui uma boa capacidade de absorção de sua dieta, devido ao seu hábito alimentar. Essa característica faz com que o tambaqui aproveite os ingredientes de sua alimentação (FRACALOSSO et al., 2013). O CDA não só avalia a digestibilidade, medida imprescindível para o conhecimento, não apenas do valor nutricional dos ingredientes, mas

também da produção de fezes no meio aquático decorrente de seu consumo (CYRINO et al., 2012; FRACALOSSO et al., 2013).

1.4 MODELAGEM MATEMÁTICA APLICADA A AMBIENTES AQUÁTICOS

Na literatura, há um vasto número de modelos aplicados para simular a qualidade da água e avaliar os efeitos bioquímicos e biológicos em sistemas lacustres. Para entender a contribuição desses efeitos e a interação entre eles é necessária uma abordagem interdisciplinar e quantitativa. Existe também uma gama considerável de técnicas disponíveis para modelação das interações entre os sistemas naturais e antropogênicos, dado os avanços na velocidade e acessibilidade dos computadores e na implementação de abordagens sistêmicas cada vez mais interdisciplinares para o estudo de sistemas complexos (COSTANZA et al., 1993). Para esse tipo de estudo a modelagem matemática é fundamental, pois esses modelos seriam representações simplificadas do sistema real, que podem ser descritivos, gráficos ou formais (REYNOLDS, 1979; WALTERS, 1983).

Para modelação das interações dos efeitos bioquímicos, biológicos e antropogênicos, antes de tudo, deve-se ter em mente um modelo conceitual que descreve de maneira simplificada essas interações (Figura 2). Com isso, obtêm-se diagramas com os elementos integrantes do processo em estudo e as relações entre eles, o que auxilia na abstração do problema.

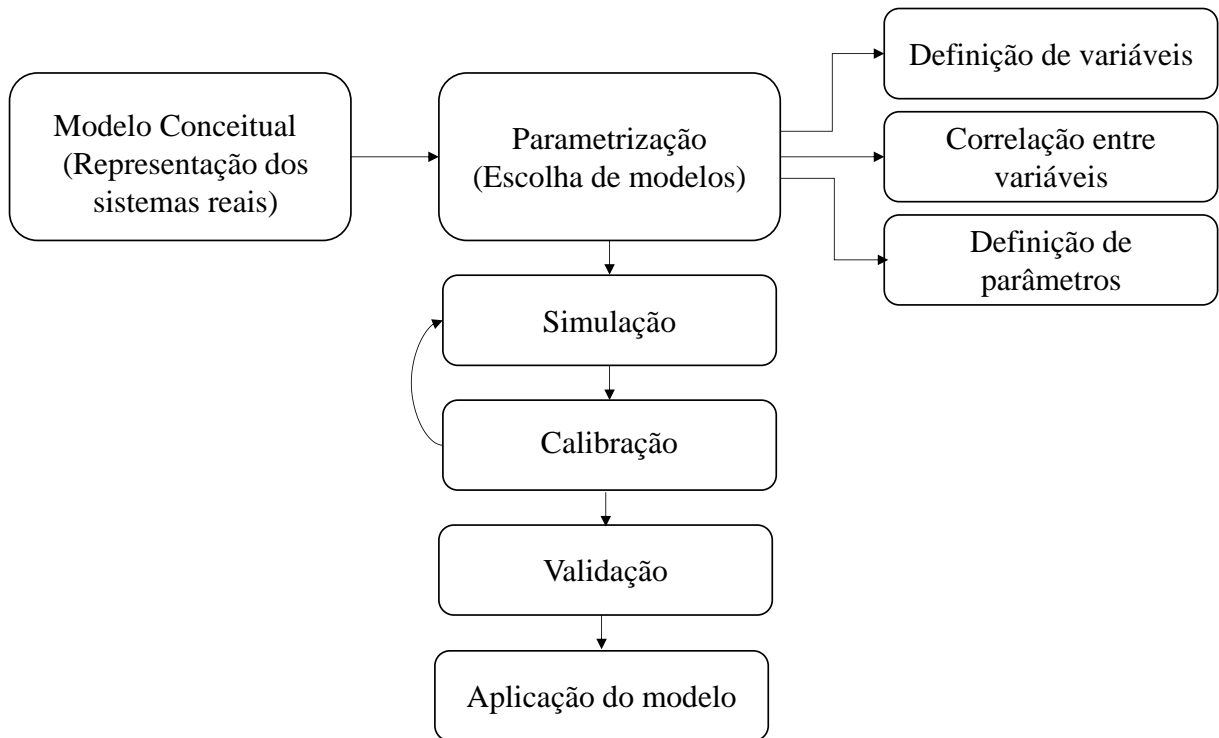
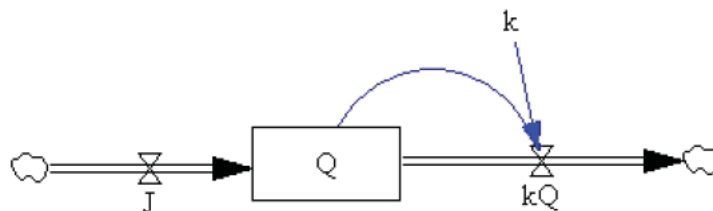


Figura 2 – Roteiro esquemático para procedimentos de modelagem matemática.

Os modelos conceituais podem ser convertidos para equações matemáticas que traduzem um modelo qualitativo para quantitativo. A regra geral é que cada variável de estado ou estoque (Q) do diagrama requer uma equação diferencial. No lado esquerdo desta equação representa-se a taxa de variação dos objetos do sistema e o lado direito é descrito como tais mudanças ocorrem, como ilustrado na figura 3 abaixo, em que Q é a variável de estado, J representa o fluxo de entrada, o fluxo de saída é proporcional ao próprio Q e ponderado pelo coeficiente k (ODUM, 1994; HAEFNER, 2005).



$$\frac{dQ}{dt} = f(\text{variáveis de estado, parâmetros, } t)$$

$$\frac{dQ}{dt} = \sum \text{fluxos de entrada} - \sum \text{fluxos de saída}$$

Figura 3 - Modelo conceitual de fluxo de energia de formulado por Odum (1994).

1.4.1 Elementos da modelagem matemática aplicada a taxa de crescimento e perdas do fitoplâncton

Seguindo esse mesmo raciocínio, modelos matemáticos são ferramentas úteis para prever fenômenos em ecossistemas aquáticos, descrevendo as mudanças temporais e espaciais na diversidade ou na abundância da comunidade fitoplanctônica e nas concentrações de nutrientes auxiliando na simulação de cenários de impactos e consequentemente nas escolhas de estratégias de manejo mais apropriadas (SOLIDORO et al., 2005; ARHONDITSIS; BRETT, 2005; CHAO et al., 2006). Para construir um modelo segundo as recomendações de Grant, (1986) e Jørgensen (1994), é necessário: (i) delimitar o sistema de interesse de acordo com o objetivo e identificar os componentes ambientais envolvidas; (ii) reconhecer os fenômenos do sistema com base em outros trabalhos e modelos; (iii) escolher a estrutura quantitativa geral; (iv) observar a validade do modelo e modificar se for o caso; (v) analisar e interpretar os resultados da simulação e (vi) empenhar-se para que o modelo possa ser generalizado para outros ecossistemas.

Os modelos de ecossistemas lênticos descrevem primeiro um módulo hidrodinâmico dos processos físicos de transporte e turbulência na coluna d'água, e logo em seguida um módulo ecológico que representa os principais processos químicos e biológicos que afetam a comunidade fitoplanctônica e os níveis tróficos superiores (SILVA et al., 2016). O modelo que representa os processos da dinâmica do fitoplâncton inclui uma junção de funções que incluem a função de apreensão de nutrientes proposto por Michaelis-Menten-Monod, assim como do crescimento de *La Droop*, acoplada à lei do mínimo de Liebig (ANGELINI; PETRERE, 2000; HIPSEY et al., 2006; WILLIAMS, 2006; CHAPRA, 2008; RINKE et al., 2010).

A Lei do Mínimo de Liebig indica que o crescimento de algas é controlado pelo menor suprimento de nutrientes, e a falta de qualquer nutriente essencial pode limitar o crescimento de algas. Na maioria dos corpos d'água, no entanto, o fósforo e o nitrogênio são os nutrientes limitantes mais prováveis. Assim como o nitrogênio e o fósforo são exigidos por todas as espécies de algas, a sílica é necessária apenas para o grupo das diatomáceas. Esta lei pode ser calculada pela seguinte formulação:

$$\mu_n = \min\left(\frac{n}{k_n + n}, \frac{p}{k_p + p}, \frac{s}{k_s + s}\right) \quad (1)$$

Onde: μ_n = taxa de crescimento do fitoplâncton em função da concentração de nutrientes do meio, n, p, s = concentrações de nutrientes: nitrogênio, fosfato e sílica, $K_{n,p,s}$ = concentrações de meia saturação de N, P e Si.

A concentração de meia-saturação é a concentração de nutrientes em que a taxa de crescimento é metade da taxa máxima. Descreve as características de absorção de nutrientes de diferentes espécies de algas. Uma baixa concentração de meia-saturação indica a capacidade do grupo de algas para prosperar sob baixas condições de nutrientes. μ_n é um parâmetro que mede o grau de saturação, ou seja, para um ambiente repleto de nutrientes μ_n tende a valores próximo de 1 e para um ambiente com carência de nutriente o valor de μ_n tende para zero.

A temperatura é um parâmetro que também controla a taxa de crescimento do fitoplâncton e para representar esse efeito, existe uma variedade de formulação que foram desenvolvidas e discutidas na literatura (BOWIE et al., 1985; WILLIAMS, 2006; CHAPRA, 2008). Uma forma mais comumente utilizada é o modelo de Theta (θ) descrito por Epply (1972) o qual ele propôs um valor de $\theta = 1,066$ com base em estudos envolvendo um grande número espécies de fitoplâncton:

$$\mu_T = G_{max} \cdot \theta^{T-20} \quad (2)$$

Onde: μ_T = taxa de crescimento em função da temperatura (dia^{-1}); G_{max} = taxa máxima de crescimento de algas a uma temperatura de 20 °C, este valor varia entre a faixa de 1,5 a 3 dia^{-1} (CHAPRA, 2008); T = temperatura observada em campo (°C); θ = coeficiente do efeito de temperatura.

Para cada grupo de fitoplâncton, há uma faixa da taxa de crescimento potencial máximo a 20 °C, e esse valor é multiplicado ao mesmo tempo pelos fatores limitantes como a limitação pela luz, fósforo, nitrogênio e, quando se consideram diatomáceas, sílica. Bowie et al, (1985) listaram as taxas de crescimento para vários grupos do fitoplâncton com os seguintes intervalos na tabela 2 a seguir:

Tabela 2 – Valores de taxa máxima de crescimento do (G_{max}) fitoplâncton.

Espécies	Taxa máxima de crescimento (dia^{-1})
Fitoplâncton total	0,2 - 8
Diatomáceas	0,55 - 5
Clorofíceas	0,7 - 5,65
Cianobactérias	0,2 - 11
Dinoflagelados	0,2 - 2,16
Flagelados	1,2 - 1,6
Algas benônicas	0,2 - 1,5

Fonte: Extraídos de Bowie et al, (1985).

Outros pesquisadores sugeriram várias funções para ilustrar de forma a suavizar a curva da taxa de crescimento. Por exemplo, Cerco e Cole (1994) usaram a seguinte formulação baseada na distribuição normal ou em forma de sino:

$$\mu_T = \begin{cases} G_{max} \cdot e^{-K_{1x}(T-T_{opt1x})^2} & se \ T \leq T_{opt} \\ G_{max} \cdot e^{-K_{2x}(T_{opt2x}-T)^2} & se \ T > T_{opt} \end{cases} \quad (3)$$

Onde: μ_T = função de crescimento de algas; T_{opt1x} = extremidade inferior da faixa de temperatura ideal para o crescimento de algas para o grupo de algas x; T_{opt2x} = extremidade superior da faixa de temperatura ideal para o crescimento de algas para o grupo de algas x; K_{1x} = efeito da temperatura abaixo da T_{opt1x} no crescimento para o grupo de algas x; K_{2x} = efeito da temperatura acima da T_{opt2x} no crescimento para o grupo de algas x; e G_{max} = taxa máxima de crescimento de algas.

A equação (3) fornece uma curva de temperatura ideal combinando duas funções exponenciais, uma que descreve uma curva ascendente da curva abaixo da temperatura ideal e a outra descrevendo uma curva decrescente acima da temperatura ideal. Ao usar diferentes valores de K_{1x} e K_{2x} , pode-se gerar uma curva de crescimento assimétrica. As duas temperaturas ótimas, T_{opt1x} e T_{opt2x} são usadas para expressar uma faixa de temperatura ideal, em vez de um único valor de temperatura ideal. Para $T_{opt1x} = 20^\circ C$, $T_{opt2x} = 24^\circ C$, $K_{1x} = K_{2x} = 0,008^\circ C^{-2}$, a curva μ_T é mostrada na figura 4. O crescimento de algas pela temperatura atinge o máximo (= 1) dentro da faixa de temperatura ideal e fora desta faixa, a taxa de crescimento diminui gradualmente (JI, 2008).

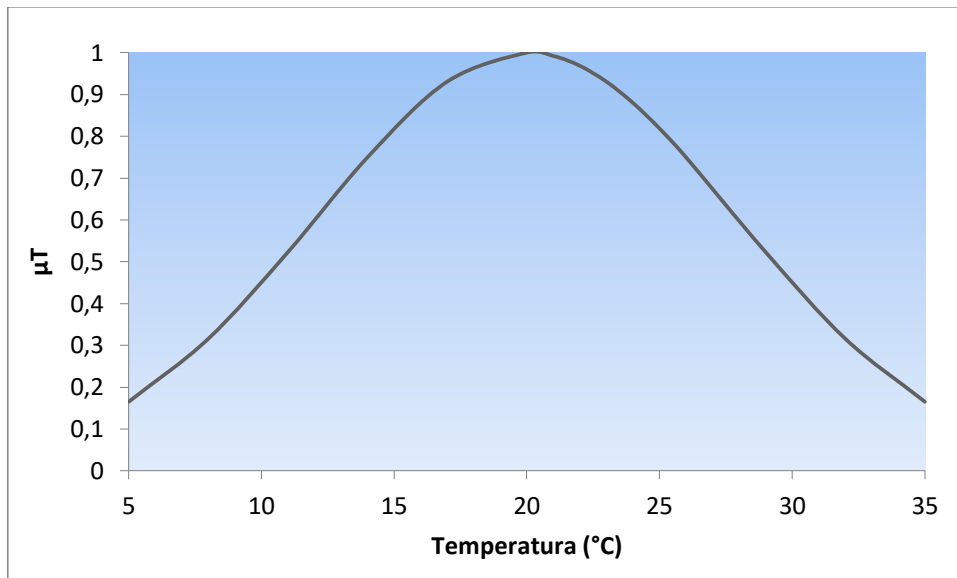


Figura 4 - Função de limitação de crescimento do fitoplâncton para a temperatura. Adaptado de Ji (2008).

Segundo Chapra (2008), A equação (2) é tipicamente usada quando o fitoplâncton é simulado como uma variável de estado único. Isso geralmente implica que sempre haverá espécies que cresçam a qualquer temperatura específica. Além disso, ele também pode ser usado quando as simulações são realizadas para temperaturas inferiores à temperatura ideal para uma espécie particular.

No entanto, quando várias espécies ou grupos individuais são utilizados para a simulação, o nível de detalhe fornecido pelas equações (3) podem ser necessárias. Esta abordagem permite que diferentes algas sejam dominantes em diferentes estações, uma característica essencial para os modelos de algas (CHAPRA, 2008).

Existe uma literatura substancial que estuda o efeito da luz sobre a taxa de crescimento do fitoplâncton, ou seja, a relação entre o crescimento contínuo para várias espécies de fitoplâncton e a intensidade da luz (WILLIAMS, 2006). Esse efeito é complicado pelo fato de que vários fatores devem ser integrados para produzir o efeito total, esses fatores são variação diurna da interação entre a superfície e a luz, atenuação da luz com profundidade e dependência da taxa de crescimento com a intensidade de luz (CHAPRA, 2008). A dependência da taxa de crescimento do fitoplâncton na luz foi abordada por uma função ótima (STEELE, 1965), incorporando a inibição da luz no qual gera uma equação para a limitação do crescimento em diferentes profundidades:

$$F(I) = \frac{I_a \cdot e^{-K_e \cdot Z}}{I_s} e^{-\frac{I_a \cdot e^{-K_e \cdot Z}}{I_s} + 1} \quad (4)$$

Onde: $F(I)$ = função da taxa de crescimento do fitoplâncton na dependência da luz; I_a = intensidade diária total da luz na superfície da água ($\text{kJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$); I_s = intensidade de luz Ótima para o crescimento de algas ($\text{kJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$); K_e é o coeficiente de atenuação da luz na água (m^{-1}); e Z a profundidade (m).

Como a luz varia de forma contínua com o tempo e com a profundidade, esta função pode então ser integrada gerando uma função de limitação da luz para obter um valor médio diário (JI, 2008). Cerco e Cole (1994) usaram a forma integrada diária e camada de $F(I)$ em seus modelos de qualidade da água:

$$\mu_L = \frac{1}{Z} \int_{Z_1}^{Z_2} \frac{1}{T_p} \int_0^{fT_p} \frac{I_a \cdot e^{-K_e \cdot Z}}{I_s} e^{-\frac{I_a \cdot e^{-K_e \cdot Z}}{I_s} + 1} dt dz \quad (5)$$

Onde: fT_p = fração do dia sujeita à luz solar (fotoperíodo); T_p = período do dia (= 1 dia, 24 h, etc., depende da unidade de tempo), Observe que o fotoperíodo está relacionado a outros parâmetros por: $fT_p = (t_s - t_r)/T_p$ sendo que t_s é a hora do nascer do sol e t_r é a hora do pôr do sol.

Após a resolução desta dupla integral, obtemos a equação da taxa de crescimento do fitoplâncton na dependência da luz:

$$\mu_L = \frac{2,718 \cdot f_p}{K_e \Delta Z} \cdot (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_2}) \quad (6)$$

Onde: f_p = fotoperíodo; e os coeficientes α_1 e α_2 são dados pelas formulações abaixo:

$$\alpha_1 = \frac{I_a}{I_s} \cdot e^{-K_e \cdot Z_2} \quad (7)$$

$$\alpha_2 = \frac{I_a}{I_s} \cdot e^{-K_e \cdot Z_1} \quad (8)$$

Onde: A espessura da camada de água é dada por $\Delta Z = Z_2 - Z_1$. Para este caso particular, a camada superficial é representada ($Z_1 = 0$).

Segundo Ji (2008), o parâmetro-chave na equação (6) é coeficiente de atenuação da luz na água (K_e), que é determinado pela transparência da água (ou turbidez). E por sua vez, este coeficiente também pode ser estimado pela clorofila-a através do método proposto por Riley (1956).

O coeficiente de extinção da luz é uma medida da atenuação da luz vertical através da coluna de água, e os sólidos suspensos totais (por exemplo, algas, detritos orgânicos ou sedimentos inorgânicos) atenuam a luz e reduzem a transparência (ESTEVES, 2011). Quando o período de simulação é curto e a turbidez da água apresenta pequenas mudanças, a função de extinção da luz pode ser tomada como constante. No entanto, para simulações sazonais e anuais, a turbidez da água varia significativamente de acordo com as mudanças na concentração de sólidos totais dissolvidos e na concentração de algas (JI, 2008). O coeficiente de extinção da luz aumenta com as concentrações de sólidos suspensos totais e algas e pode ser estimado usando a seguinte formulação proposto por Riley (1956):

$$k_e = k'_e + 0,0088 \cdot \alpha + 0,054 \cdot \alpha^{\frac{2}{3}} \quad (9)$$

Onde: K'_e é o coeficiente de extinção da luz biótico (m^{-1}) devido a presença de material particulado na coluna d'água; α é a concentração de fitoplâncton em $\mu g.L^{-1}$ de clorofila-a.

A formulação completa da taxa de crescimento e seu modelo é dada por:

$$\mu_\alpha = \underbrace{G_{max} \cdot \theta^{T-20}}_{Temperatura} \cdot \underbrace{\frac{2,718 \cdot f_p}{K_e \Delta Z} \cdot (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_2})}_{Luz} \cdot \underbrace{\min\left(\frac{n}{k_n + n'}, \frac{p}{k_p + p'}, \frac{s}{k_s + s'}\right)}_{Nutrientes} \quad (10)$$

A concentração de algas é determinada pelo equilíbrio entre as taxas crescimento e redução. Após o descrever a taxa de crescimento fitoplâncton, os processos que contribuem para a taxa de perda de fitoplâncton são: A redução de algas causada pelo metabolismo basal (respiração e excreção); predação e sedimentação (CHAPRA, 2008; JI, 2008). A taxa de perda é representada pelas seguintes equações:

$$\mu_p = \mu_r + \mu_z + \mu_s \quad (11)$$

$$\mu_r = k_{ra} \cdot \theta_r^{T-20} \quad (12)$$

$$\mu_z = k_z \quad (13)$$

$$\mu_s = \frac{v}{z} \cdot f_s(T) \quad (14)$$

$$f_s(T) = \frac{157,5}{0,69 T^2 - 5,3 T + 177,6} \quad (15)$$

Onde: μ_r = perda devido aos efeitos combinados de respiração e excreção (dias^{-1}); μ_z = perdas por predação; μ_s = taxa efetiva de sedimentação ou perda do fitoplâncton (dias^{-1}); θ_r = coeficiente que modela as perdas metabólicas sobre o efeito da temperatura; K_{ra} = taxa de respiração e excreção; e K_z = taxa de mortalidade devido a predação do zooplâncton e outros organismos (dias^{-1}); v = velocidade de sedimenta na temperatura de referência (20 °C) ($v = 0,05 \text{ m.dia}^{-1}$); z = profundidade observada (m); e $f_s(T)$ = função da temperatura para velocidade de sedimentação (TETRA TECH, 1980), ou T é a temperatura observada (°C).

Há uma série de modelos para simular os processos que contribuem para a taxa de perda do fitoplâncton. Mas as equações 11, 12 e 13 são as mais recorrentes na literatura. Estes modelos geralmente são modelados como um único decaimento de primeira ordem sendo a respiração e a excreção varia em função da temperatura (CHAPRA, 2008).

A respiração e a excreção geralmente são combinadas e modeladas como termo único que inclui todas as perdas metabólicas e processos excretores, essas perdas representam a diferença entre crescimento bruto e crescimento líquido. No entanto, geralmente é mais adequado calcular o crescimento e a respiração separadamente, pois as taxas de crescimento são sensíveis aos suprimentos de nutrientes, enquanto que as taxas de respiração dependem principalmente da temperatura (BOWIE et al., 1985).

As taxas de sedimentação de fitoplanctônica dependem da densidade, tamanho, forma e estado fisiológico das células de fitoplâncton, a viscosidade, densidade da água e das turbulências e velocidades do campo de fluxo. A equações 14 é um importante estimador da taxa de sedimentação, pois inclui uma função de sedimentação que explica as mudanças nas velocidades de sedimentação devido ao efeitos da temperatura na densidade e viscosidade da água (BOWIE et al., 1985).

Portanto, podemos apresenta o modelo matemático conceitual que determina o equilíbrio entre as taxas crescimento e redução do fitoplâncton (μ_a), pode ser escrita como:

$$\frac{d\mu_a}{dt} = (\mu_T * \mu_L * \mu_n - \mu_p)\mu_a \quad (16)$$

1.5 MODELO CONCEITUAL DO APORTE DE NUTRIENTES EM PISCICULTURA DE TANQUE-REDE

A aquicultura mundial tem se expandido nas últimas décadas e, no Brasil, o crescimento mais efetivo ocorreu como reflexo do declínio da pesca extrativista e no simultâneo aumento na demanda de pescado, além do incentivo do governo, estimulando a criação de organismos aquáticos (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010). Na bacia Amazônica vêm se obtendo resultados promissores com o cultivo de Tambaqui, *C. macropomum*, onde foi testado em gaiolas (tanques-rede) colocadas em lago de inundação da Amazônia Central (GOMES et al., 2006).

A criação de peixes em tanques-redes é um sistema essencialmente aberto. Os tanques-redes são geralmente caracterizados por um alto grau de interação com o ambiente e são altamente susceptíveis na produção de grande parte dos resíduos que são liberados diretamente no ambiente (ISLAM, 2005). Os resíduos sólidos e dissolvidos é a principal contribuição dos efluentes oriundos da aquicultura, que provém das dietas e sobras de ração não consumida durante a alimentação dos peixes e excretas (BUREAU; HUA, 2010).

O Nitrogênio (N) e o Fósforo (P) são os nutrientes mais limitantes à produtividade primária (produção de fitoplâncton e plantas aquáticas) em ambientes aquáticos naturais. O aumento na incorporação de P e N oriundos da degradação da excreção dos peixes pode causar eutrofização (enriquecimento em nutrientes e excessivo aumento da produção primária) das áreas do reservatório sob a influência dos parques aquícolas (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010). A eutrofização favorece alguns tipos de organismos em detrimento de outros, alterando o equilíbrio da biocenose (conjunto de comunidades) aquática.

Chowdbury et al. (2013) ao simularem os níveis de proteína na dieta (40, 38 e 35%) para diferentes fases de cultivo da tilápia (*Oreochromis niloticus*), obtiveram cenários de lançamento de P e N conforme apresentado na Tabela. 3. Montanhini Neto e Ostrensky (2015) também avaliaram a carga potencial de resíduos da produção comercial de *O. niloticus* e estimaram que os totais de nutrientes gerados nos resíduos por tonelada de biomassa de tilápias

produzidas foram de 1.040,63 kg de matéria orgânica (MO), 44,95 kg de nitrogênio (N) e 14,26 kg de fósforo (P), o que representam 78% de MO, 65% proteína e 72% de P respectivamente, das quantidades de nutrientes fornecidos pela alimentação.

Tabela 3 - Produção de resíduos sólidos e dissolvidos (kg de tonelada de alimento utilizado e kg de tonelada de peixe produzido) de tilápia do Nilo em três cenários de composição alimentar.

Parâmetros	Cenários da composição de alimentos		
	40%	38%	35%
Resíduos sólidos Totais			
Kg.ton ⁻¹ de alimento consumido	331	345	364
Kg.ton ⁻¹ de peixe produzido	423	456	496
Resíduos sólidos de N			
Kg.ton ⁻¹ de peixe produzido	8,3	8	7,6
Resíduos sólidos de P			
Kg.ton ⁻¹ de peixe produzido	5,6	5,7	5,9
Resíduos dissolvidos			
Resíduos dissolvidos de N			
Kg.ton ⁻¹ de peixe produzido	46,2	44,4	40,9
Resíduos dissolvidos de P			
Kg.ton ⁻¹ de peixe produzido	4,2	4,6	5

Fonte: Chowdbury et al. (2013).

No trabalho de Håkanson (2005), as emissões de efluentes oriundas no cultivo de peixes em tanques-rede, foram calculadas com base nos seguintes aspectos: 1) Produção anual de pescado; 2) Taxa de conversão alimentar; 3) Fósforo total presente na ração (0,9%); 4) Fósforo retido nos peixes (no caso de trutas, foi obtido o valor de 0,42%); e 5) Moderador sazonal que considera que sempre há um período de maior emissão, geralmente no período que antecede a despesca e considerou também que 27% do total do fósforo lançado no ambiente encontram-se na forma dissolvida, e o restante na forma particulada retido no solo principalmente em pH baixo.

Gyllenhammar et al. (2008) também avaliando a influência da aquicultura, utilizou um modelo dinâmico de balanço de massa para simular fluxos de fósforo e de nitrogênio (Figura 5) em um mesocosmo representado por um cultivo de peixes. Estes autores apresentam um esquema ilustrativo desse mesocosmo e a modelagem dos processos para o nitrogênio (a) e para o fósforo (b). Sendo: 1. Entrada de água; 2. Ração fornecida; 3. Absorção pelos peixes cultivados; 4. Fezes provenientes dos peixes cultivados; 5. Sedimentação; 6. Absorção pela ictiofauna associada; 7. Desnitrificação no sedimento (N); 8. Desnitrificação na água; 9. Saída de água (efluente).

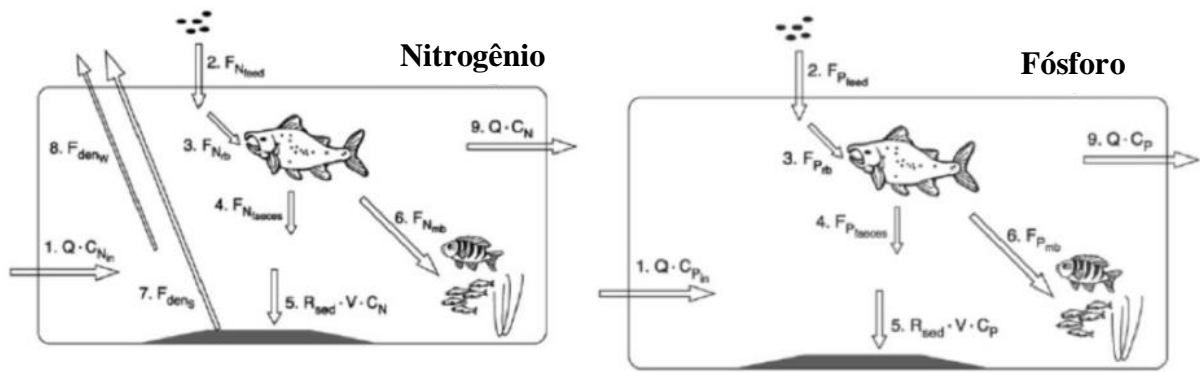


Figura 5 - Desenho esquemático do mesocosmo com os balanços de massa de nitrogênio e de fósforo.
 Fonte: Gyllenhammar et al. (2008).

Um elo entre o modelo conceitual da taxa de crescimento da biomassa do fitoplâncton e o modelo conceitual da produção de peixes em cativeiro é a concentração do nitrogênio e fósforo. E para ter uma visualização desse elo, um modelo conceitual simples proposto por Yin et al., (2008), ilustrado na figura 6, torna possíveis estimar possíveis consequências ambientais dos efluentes de nutrientes em piscicultura de tanque-rede. Nesse modelo é possível ver as componentes ambientais e da produção aquícolas em questão, e como seu ciclo se processa na coluna d’água, iniciando no manejo alimentar e finalizando no aproveitamento dos nutrientes pelo fitoplâncton que tem como consequências o *bloom* de algas e mudanças na composição de espécies.

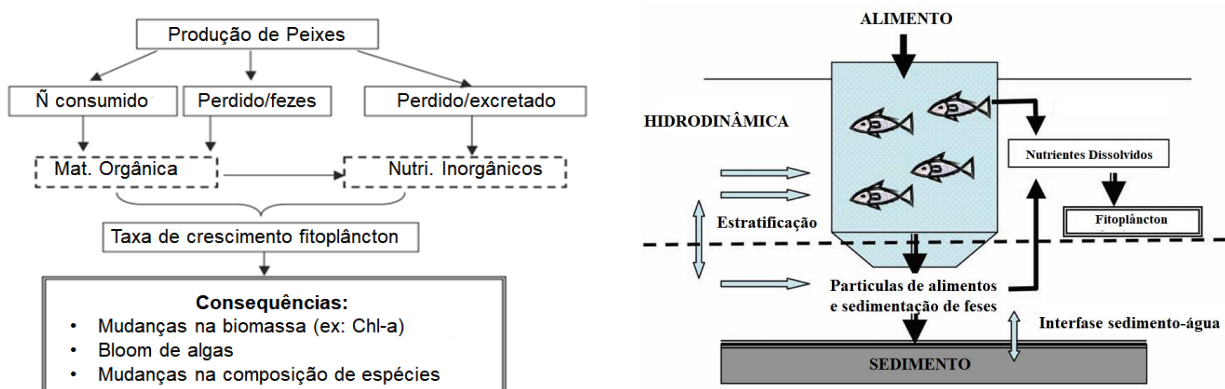


Figura 6 - Um modelo conceitual simples para as consequências ambientais sobre o fitoplâncton resultantes de nutrientes provenientes produções de criação de peixes em tanques-redes.
 Fonte: Yin et al. (2008).

De acordo com a metodologia descrita por Montanhini Neto e Ostrensky (2015) a carga de nutrientes presentes nos resíduos da produção da tilápia do Nilo cultivada em gaiolas foi

estimada com base em três contribuições: (1) perdas alimentares, (2) fração indigestível da dieta, ou seja, o que foi perdido nas fezes e (3) excreções solúveis. Com essas três contribuições, foi possível criar formulações matemáticas para simular carga de resíduos (fósforo e nitrogênio) da produção de comercial de peixes em tanques-redes, conforme figura 7 abaixo:

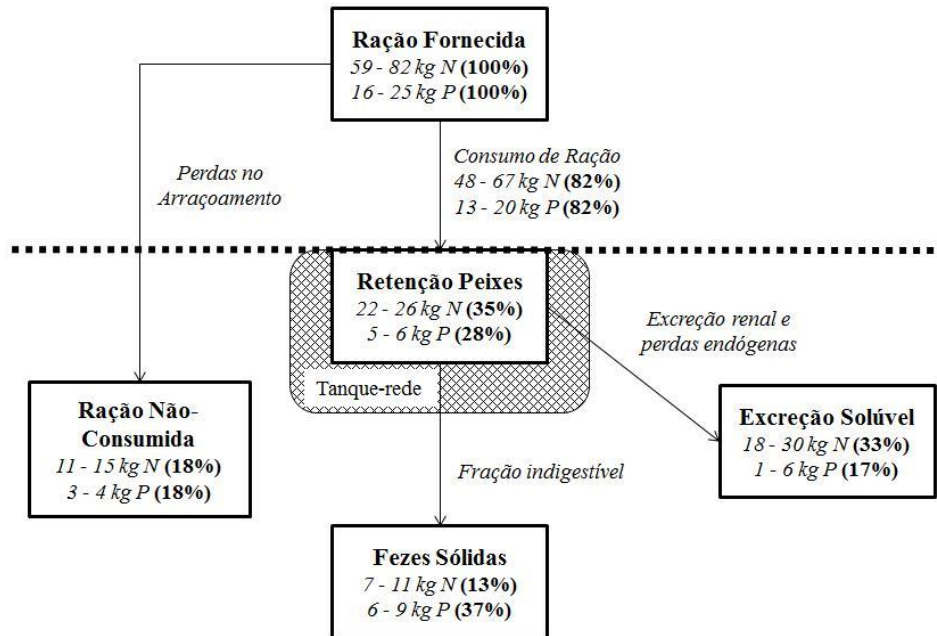


Figura 7 - Estimativa do fluxo ambiental de nitrogênio (N) e Fósforo (P) da alimentação de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) produzidos em gaiolas. Os valores correspondem aos intervalos de confiança carga de N e P por 1000 kg de biomassa de peixe produzido.
Fonte: Montanhini Neto e Ostrensky (2015).

A ilustração acima mostra primeiramente a quantidade de alimento dado aos peixes, mas que não foi consumida e foi diretamente perdida para o ambiente. A composição nutricional desse componente é a mesma que a composição da alimentação fornecida. A segunda contribuição está relacionada aos nutrientes consumidos pelo peixe, mas que não foram absorvidos pelos animais devido aos limites de utilização da dieta. A última contribuição desse fluxo considera a excreção de nutrientes digestíveis não depositados, isto é, nutrientes que foram efetivamente absorvidos pelo peixe, mas não foram retidos como tecidos corporais e, portanto, foram excretados após serem metabolizados (MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015).

1.5.1 Descrição da modelagem matemática aplicada a produção de peixes em tanque-rede

A construção matemática deste modelo se inicia da conversão dos nutrientes contidos na ração em biomassa, logo em seguida os efeitos do aumento de liberação de nutrientes ao longo de um ciclo de cultivo.

Há vários métodos demonstrados na literatura para estimar o peso em aquicultura, porém apresentaremos a equação de von Bertalanffy que é mais comum para modelar o crescimento do peixe (SPRINGBORN et al., 1992). Para obtenção do crescimento diário em peso e biomassa é calculada a partir das equações a seguir:

$$\frac{dL_t}{dt} = k \cdot (L_\infty - L_t) \quad (17)$$

$$W_t = \alpha \cdot L_t^3 \quad (18)$$

$$W_\infty = \alpha \cdot L_\infty^3 \quad (19)$$

$$W_t = W_\infty \cdot (1 - e^{-k \cdot \Delta t})^3 \quad (20)$$

$$B_t = N_t \cdot W_t \quad (21)$$

Onde: t = tempo definido para os dias de cultivo; L_t = comprimento (cm) para cada dia t ; L_∞ = a assintótica teórica comprimento (cm); k = taxa de crescimento diário ($\text{cm} \cdot \text{dia}^{-1}$); W_t = peso (g) para cada dia t ; W_∞ = peso assintótico (g) correspondente ao comprimento assintótico (L_∞); B_t = A biomassa em gramas no tempo t corresponde ao número de indivíduos (N_t) que sobrevivem no lago multiplicado pelo seu peso.

As equações 17 a 21 são a base para se calcular o consumo diário de ração em gramas por peixe, pois esse consumo de ração depende diretamente da biomassa em quilogramas de peixe cultivado. De maneira geral, utiliza-se de 10 a 1% da biomassa (peso vivo) para calcular a quantidade de ração a ser fornecida no cultivo (arraçoamento), com base nas indicações de fornecimento/uso da ração descritas nas embalagens dos fabricantes.

Em estudos como de Silva et al. (2007), que testaram duas taxas de alimentação (5 e 10% Peso vivo/dia) com duas frequências de arraçoamento (2 e 3 vezes/dia) para tambaqui *C. macropomum*, concluíram que o tratamento com taxa de 10% e frequência de três vezes por

dia, resultou em melhor desempenho e que os custos de produção foram semelhantes entre todos os tratamentos. Portanto, a quantidade ração se obtém através do produto da biomassa pela porcentagem desejada seu peso vivo (biomassa x % Peso Vivo).

Após calcular a quantidade de ração é necessário conhecer a quantidade de fósforo e nitrogênio contido na ração. Essas quantidades são obtidas através do nível de garantia do fabricante, ou seja, é a composição química das rações onde encontra-se os valores mínimos ou máximos declarados, esses limites que devem ser obrigatoriamente seguidos pelas indústrias (BRASIL, 2007). A concentração de Fósforo de rações comerciais está em torno de 6 a 8 miligramas por quilo de ração, enquanto que o Nitrogênio é obtido a partir da divisão da proteína bruta pelo fator 6,25. A concentração de proteína bruta muda em função da sua fase de manejo, para alevinos a fase de engorda a proteína bruta é de 420 a 280 gramas por quilo de ração respectivamente. Para se calcular a quantidade de fósforo e nitrogênio, segue a formulação abaixo:

$$Qtd_{Nutriente} = \text{nível de garantia} \times \text{quantidade de ração ofertada} \quad (22)$$

Onde: $Qtd_{Nutriente}$ é a quantidade de nutrientes (fósforo ou nitrogênio) contidos na ração, em gramas de nutriente por kg de ração (g.kg^{-1}).

As cargas de nutrientes para um sistema de produção podem ser estimadas como quantidades de nitrogênio e fósforo na alimentação, menos as quantidades desses dois nutrientes retidos pelos animais aquáticos cultivados (BOYD; QUEIROZ, 2001). Essa abordagem é considerada como um caso de balanço de massa, e é utilizada para estimar os resíduos totais, provenientes da aquicultura. Portanto, é possível estimar as cargas de nutrientes totais por tonelada de peixes produzida. Para isso, recorre-se há uma series de formulações a seguir:

$$NCA = Qtd_{Nutriente} \times \% \text{ de alimento consumido} \quad (23)$$

$$MSB = GP \times \% MS \text{ da espécie cultivada} \times \% MS \text{ da ração} \quad (24)$$

$$GP = \text{Biomassa final} - \text{Biomassa inicial} \quad (25)$$

$$APF = NCA \times (1 - CDA \text{ do nutriente}) \quad (26)$$

$$APM = (NCA \times CDA \text{ do nutriente}) - MSB \quad (27)$$

$$NCPA = Qtd_{Nutriente} \times \% \text{ de alimento perdido} \quad (28)$$

Onde: NCA = quantidade de nutriente consumido na alimentação, a quantidade de alimento em percentual está em torno de 80 a 95% (BUREAU et al., 2003; PILLAY; KUTTY, 2005; MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015); MSB = Matéria seca do nutriente convertido em biomassa (BUREAU; HUA, 2010); GP = Ganho de peso (BUREAU; HUA, 2010); APF = quantidade de nutriente no alimento perdido nas fezes, em gramas de nutriente por kg de biomassa peixe produzido (BUREAU et al., 2003; BUENO et al, 2017); CDA = coeficiente de digestibilidade aparente (%), o CDA é um procedimento biológico flexíveis capaz medir a digestibilidade dos animais para o alimento e se adapta a uma variedade de condições e ambientes de cultivo (BUREAU; HUA, 2010); APM = quantidade de nutriente perdido pelos processos metabólicos, ou seja, é quantidade de nutrientes nas excreções solúveis e perdas endógenas em gramas de nutriente por kg de biomassa peixe produzido (BUREAU et al., 2003; BUENO et al., 2017); e NCPA = quantidade de nutriente perdida na alimentação, ou seja, é o alimento perdido diretamente para o meio ambiente em gramas de nutriente por kg de biomassa peixe produzido (BUREAU et al., 2003; BUENO et al., 2017).

Os resíduos gerados pela cultivo de organismos aquáticos não podem ser evitados, pois os peixes ingerem 80 a 95% do alimento fornecido e destes somente 20 a 30% são utilizados durante o crescimento. Os peixes retêm apenas 5 a 40% dos nutrientes dos alimentos. Entretanto, o uso de rações de boa qualidade e com formulação de ingredientes com alta digestibilidade e estabilidade na água, pode minorar o impacto do aporte de nutrientes para a água (CHO; BUREAU, 2001; PILLAY; KUTTY, 2005; MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015)

Isso mostra que o manejo alimentar aplicado de forma responsável baseado nas informações da literatura, maior será o aproveitamento do alimento, menor o impacto ambiental e maior será a rentabilidade e viabilidade econômica da atividade.

1.6 JUSTIFICATIVA

Essa problemática motivou a propor elaborar um modelo conceitual que relaciona a dinâmica do fitoplâncton e suas interações com o meio ambiente para projeção de cenário de produção de criação de peixe em tanques-rede. Para avaliar as variações naturais do meio e as modificações por meio de atividades antrópicas, recorre-se aos indicadores biológicos, tais como a comunidade fitoplanctônica que tornou-se um importante subsídio para a caracterização da qualidade ecológica de reservatórios, uma vez que esta comunidade reflete uma rápida

resposta a qualquer alteração nas condições ambientais (HINO; TUNDISI, 1977; DUBELAAR et al., 2004).

E com a implantação de tanques-rede em reservatórios, gera uma série de impactos que está associada às variáveis físicas e químicas da água e incluem: aumento no nível de nutrientes, turbidez e matéria orgânica no sedimento, redução da concentração de oxigênio dissolvido, da condutividade elétrica, quedas no pH e, mais raramente, até mesmo mudanças nos perfis de temperatura da água (BEVERIDGE, 1984). Apesar desses fatos contra a implementação de tanques-rede, é possível produzir até um nível sustentável de forma responsável, ou seja, uma produção que respeite a capacidade de suporte do ambiente liberando o mínimo de efluentes possível.

O gerenciamento do uso dos corpos d'água é, por característica, um campo de ação interdisciplinar, onde existe um grande número de alternativas no planejamento e gestão, considerando seus usos, disponibilidades e preservação. Diante disso, a modelagem matemática utilizada para sistemas de tomada de decisão vem se apresentando como uma poderosa ferramenta para testar cenários visando a gestão do uso sustentável da água e a preservação dos ecossistemas.

Assim, este estudo primeiramente procurou fazer uma caracterização limnológica do reservatório, onde se analisou as variabilidades espaço temporal das variáveis físico-químicas e nutrientes, comparando-os com dados pretéritos do reservatório disponíveis na literatura. Logo em seguida um estudo de comunidade do fitoplâncton e suas relações com as variáveis limnológicas. Essa primeira abordagem dará suporte para a criação de cenários de produção de tambaqui em tanques-rede, pois conhecendo a dinâmica dos fatores biótico e abióticos poderemos sugerir a capacidade máxima de suporte do reservatório para decidir o quanto em tonelada pode-se produzir.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Determinar a variabilidade espaço-temporal das variáveis ambientais limnológicas ao longo do reservatório da UHE de Curuá-Una. Para logo em seguida, elaborar um modelo matemático para simular possíveis alterações na qualidade de água, quanto a biomassa total fitoplanctônica, concentrações de Fósforo e Nitrogênio, causadas pelo cultivo de tabaqui em tanques-redes no reservatório possibilitando a tomadas de decisão para a gestão dos recursos hídricos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Classificar as águas do reservatório da hidrelétrica de Curuá-Una por meio do índices de estado trófico (IET);
- ✓ Identificar os padrões de distribuição espaciais e temporais das variáveis ambientais limnológicas e da comunidade fitoplanctônica;
- ✓ Investigar as relações das variáveis ambientais locais e sua influência na dinâmica da comunidade fitoplanctônica no reservatório;
- ✓ Construir um modelo simplificado da dinâmica da biomassa total fitoplanctônica em função das variações mensais de fósforo, nitrogênio, temperatura e luminosidade;
- ✓ Calibrar e validar o modelo da biomassa total fitoplanctônica, utilizando como um estimador dados mensais de clorofila-a coletados *in situ*;
- ✓ Simular três cenários de produção de tabaqui em tanque-rede para avaliar capacidade de suporte do aporte de nutrientes no reservatório.

3. ESTRUTURA DA TESE

Esta tese foi elaborada no formato de capítulos, onde cada um representa um artigo para posterior submissão em periódico científicos nas áreas de limnologia e aquicultura.

O Capítulo 1 trata do estado trófico do reservatório mesurado a partir do índice de estado trófico. O Capítulo 2 aborda a variação espaço-temporal das variáveis ambientais limnológica e da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE de Curuá-Una. O Capítulo 3, trata do uso das informações dos dois primeiros capítulos para a elaboração de um modelo matemático para simulação da biomassa total fitoplantônica e também criação de cenários de produção de tambaqui em tanques-rede. Por fim, as considerações finais desta tese.

4. REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. O Manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliação e perspectivas in: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2ªed. RiMa, São Carlos, p. 23-55, 2006.
- ALMEIDA, F. F.; MELO, F. Considerações limnológicas sobre um lago da planície de inundação amazônica (lago Catalão – Estado do Amazonas, Brasil). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 31(4): 387-395. 2009.
- ALMEIDA, F.F.; MELO, S. Phytoplankton community structure in an Amazon floodplain lake (Lago Catalão, Amazonas, Brazil). *Neotropical Biology and Conservation* 6(2):112-123. 2011.
- ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Banco de Informações de geração**. Aneel, Brasília, DF, Brasil. 2009. Disponível em <<http://www.aneel.gov.br>> Acesso em: 10 jan. 2017.
- ANGELINI, R.; PETRERE, M. J. R. A model for the plankton system of the Broa reservoir, São Carlos, Brazil. *Ecol Model* 126, 131–137, 2000.
- ARARIPE, M. N. B. A.; SEGUNDO, L. F. F.; LOPES, J. B.; ARARIPE, H. G. A. Efeito do cultivo de peixes em tanques-rede sobre o aporte de fósforo para o ambiente. *Revista Científica de Produção Animal*, Teresina, v. 8, n. 2, p. 56-65, 2006.
- ARAÚJO, J. G.; GUIMARÃES, I. J.; MOTA, C. S.; DE PAULA, F. G.; CAFÉ, M. B.; PÁDUA, D. M. C. Dietary available phosphorus requirement for tambaqui, *Colossoma macropomum*, juveniles based on growth, hematology and bone mineralization. *Aquaculture Nutrition*, **23**; 822–832, 2016.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; GOULDING, M. **Os frutos do tambaqui: ecologia, conservação e cultivo na Amazônia**. Tefé: Sociedade Civil Mamirauá; Brasília: CNPq, 186p. 1998.
- ARBELÁEZ-ROJAS, G. A.; FRACALOSSO, D. M.; FIM, J. D. I. Composição corporal de tambaqui, *Colossoma macropomum*, e matrinxã, *Brycon cephalus*, em Sistemas de Cultivo Intensivo, em Igarapé, e semi-Intensivo, em viveiros. *Rev. Bras. De Zootec., Viscosa*, v. 31, n. 3, p. 1059-1069, 2002.
- ARHONDITSIS, G. B.; BRETT, M. T. Eutrophication model for lake Washington (USA): part II — Model calibration and system dynamics analysis. *Ecol Model*, 187:179– 200, 2005.
- BEVERIDGE, M. C. M. **Cage aquaculture**. 3ª ed. Blackwell Publishing, Oxford, USA. 2004.
- BOWIE G. L.; MILLS, W. B.; PORCELLA, D. B.; CAMPBELL, C. L.; PAGENKOPF, J. R.; RUPP, G. L.; JOHNSON, K. M.; CHAN, P. W. H.; GHERINI, S. A. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. Second edition. EPA 600-3-85-040. 455p. 1985.

BOYD, C.E.; QUEIROZ, J. Feasibility of retention structure, settling basins and best management practices in effluent regulation for Alabama Channel Catfish Farming. **Reviews in Fisheries Science**, Boca Raton, 9(2): 43-67. 2001.

BRASIL, MME (Ministério das Minas e Energia). 2011. **Plano Decenal de Expansão de Energia 2020**. MME, Empresa de Pesquisa Energética (EPE). Brasília, DF. 2vol. (www.epe.gov.br/pdee/20111229_1.pdf). Acesso em: 10/06/2017.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Decreto nº 6296, de 11 de dezembro de 2007. Inspeção e fiscalização obrigatórias dos produtos destinados à alimentação animal. **Diário Oficial** [da República Federativa do Brasil], Brasília, 12 de dezembro de 2007.

BUENO, G. W.; BUREAU, D.; SKIPPER-HORTON, J. O.; ROUBACH, R.; DE MATTOS, F. T.; BERNAL, F. E. M. Modelagem matemática para gestão da capacidade de suporte de empreendimentos aquícolas em lagos e reservatórios. **Pesq. agropec. bras.**, v.52, n.9, p.695-706, 2017.

BUREAU, D. P.; GUNTHER, S; CHO, C. Y. Chemical composition and preliminary theoretical estimates of waste outputs of rainbow trout reared on commercial cage culture operations in Ontario. **North American Journal of Aquaculture**, 65: 33-38. 2003.

BUREAU, D. P.; HUA, K. Towards effective nutritional management of waste outputs in aquaculture, with particular reference to salmonid aquaculture operations. **Aquaculture Research**, 41: 777-792. 2010.

CARVALHO, E. A. **Digestibilidade in vivo e in vitro da torta de cupuaçu (*Theobroma grandiflorum*) para juvenis de tambaqui (*Colossoma macropomum*)**. 2011. 95f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2011.

CARVALHO, L. R.; SANT'ANNA, C. L.; GEMELGO, M. C. P.; AZEVEDO, M. T. P. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, Brazil. 2007. **Revista Brasileira de Botânica**, vol.30, no.1, p.141-148, 2007.

CAVERO, B. A. S.; RUBIM, M. A. L.; PEREIRA, T. M. Criação comercial do tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818) In: TAVARES-DIAS, M. (Org.). **Manejo e sanidade de peixes em cultivo**. Macapá: EMBRAPA Amapá, p. 33- 46. 2009.

CBH-SJD - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA SÃO JOSÉ DOS DOURADOS. **Relatório de situação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio São José dos Dourados**. São José do Rio Preto: CBH-SJD. 33p. 2010.

CERCO, C.; COLE, T. **Three-dimensional eutrophication model of Chesapeake Bay**. EL-94-4, US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg MS. 1994.

CHAGAS, E. C.; GOMES, L. de C.; MARTINS-JUNIOR, H.; ROUBACH, R. Produtividade de tambaqui criado em tanque-rede com diferentes taxas de alimentação. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 4, p. 1109–1115, 2007.

CHAO, X.; YAFEI, J.; COOPER, C. M. Development and application of a phosphorus model for a shallow Oxbow Lake. **J Environ Eng**, 132:1498-1507, 2006.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Monitoring**. Waveland Pr Inc. Edição do Kindle. p.607. 2008.

- CHELLAPA, S.; CHELLAPA, N. T.; BARBOSA, W. B.; HUNTINGFORD, F. A.; et al. Growth and production of the Amazonian tambaqui in fixed cages under different feeding regimes. **Aquaculture International**, Londres, v. 3, n. 1, p. 11–21, 1995.
- CHO, C. Y.; BUREAU, D. P. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. **Aquaculture Research**, 32: 349-360. 2001.
- CMR, COMISIÓN MUNDIAL DE REPRESAS. **Represas y desarrollo: Un nuevo marco para la toma de decisiones, Comisión Mundial de Represas**. Reporte Final, 404p., novembro/2000.
- CORNEL, G. E.; WHORISKEY, F. G. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments of Lac du Passage, **Aquaculture**, n.109, p.101-107, 1993.
- COSTANZA, R.; WAIGNER, L.; FOLKE, C.; MÄLER, K. G. Modeling complex ecological economic systems: toward an evolutionary dynamic understanding of people and nature. **BioScience** 43, 545-555. 1993.
- CUNHA, C.J.S. **Variação Espacial e Temporal do Fitoplâncton do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Tucuruí - Pará**. 2013. 119 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca) – Universidade Federal do Pará, Pará.
- CYRINO, J. E. P., ROUBACH, R. and FRACALOSSO, D.M. Avanços na alimentação e nutrição de peixes carnívoros de água doce. In: D.M. FRACALOSSO and J.E.P. CYRINO, eds. **Nutriaqua: nutrição e alimentação de espécies de interesse para a aquicultura brasileira**. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática, pp. 283-293, 2012.
- DIEGUES, A. C. S. Etnoconservação da Natureza: enfoques alternativos. In: DIEGUES, A. C. (Org.). **Etnoconservação: novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. São Paulo: Hucitec, 2. ed. p. 1-46. 2000.
- DUBELAAR, G. B. J.; GEERDERS, P. J. F.; JONKER, R. R. High frequency monitoring reveals phytoplankton dynamics. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 6, p. 946-952. 2004.
- ELETROBRAS. **Potencial Hidrelétrico Brasileiro**, 2017. Institucional. Disponível em: <www.eltrobras.com>. Acesso em: 12 jul. 2018.
- EPPLEY, R. W., Temperature and phytoplankton growth in sea. **Fish. Bull.** (Washington, DC) 70, 1063–1085. 1972.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826 p. 2011.
- FARIA, A. M. M. Hidroelétricas Amazônicas: Fontes energéticas apropriadas para o desenvolvimento regional? **Paper do NAEA n°190**, 1-37. 2006.
- FEARNSIDE, P. M. Do hydroelectric dams mitigate global warming? The case of Brazil's Curuá-Una Dam. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, 10(4): 675-691. 2005.

- FEARNSIDE, P. M. Hidrelétricas e hidrovias na Amazônia: Os planos do governo brasileiro para a bacia do Tapajós. pp. 85-98. *In: Fearnside, P. M. (Ed.). Hidrelétricas na Amazônia: Impactos Ambientais e Sociais na Tomada de Decisões sobre Grandes Obras*. Vol. 2. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 297pp. 2015.
- FIGUEIREDO, D. M.; BIANCHINI JR, I. Limnological patterns of the filling and stabilization phase in the Manso multiple-use reservoir (MT). *Acta limnologica brasiliensia*, vol. 20, no 4, p. 277-290. 2008.
- FOLKE, C.; KAUTSKY, N. Aquaculture with its Environment; Prospects for Sustainability. *Ocean and Coastal Management*, v.17, p. 5-24, 1992.
- FRACALOSSO, D. M.; CYRINO, J. E. P. **Nutriaqua - Nutrição e alimentação de espécies de interesse para a aquicultura brasileira**. (Ed.). Florianópolis: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática. 2013.
- GARCEZ, R. C. S. **Distribuição espacial da pesca no lago grande de Manacapuru (Amazonas) - bases para subsidiar políticas de sustentabilidade para a pesca regional**. 2009.93 f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Amazonas/UFAM, Manaus, 2009.
- GOMES, L. C.; SILVA, C. R.; Impact of pond management on tambaqui, *Colossoma macropomum* (Cuvier), production during growth-out phase. *Aquaculture Research*, 40, 825-832, 2009.
- GOMES, L. D.; CHAGAS, E. C.; MARTINS JUNIOR, H.; ROUBACH, R.; ONO, E. A. Cage culture of tambaqui (*Colossoma macropomum*) in a central Amazon floodplain lake. *Aquaculture*, Amsterdam, v. 253, n. 1-4, p. 374–384, 2006.
- GRANT, W. E. Systems analysis and simulation in wildlife and fisheries sciences. Wiley, N.Y. Hall, C.A.S. 1988. An assessment of several of the historically most influential theoretical models used in ecology and of the data provided in theory support. *Ecol. Modelling*, 43 (4-31), 1986.
- GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquaculture*, v.226, p.201-212, 2003.
- GYLLENHAMMAR, A.; HAKANSON, L.; LEHTINEN, K. A mesocosm fish farming experiment and its implications for reducing nutrient load on a regional scale. *Aquacultural Engineering*, v. 38, p.117–126, 2008.
- HÄCKENSON, L. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. *Lakes and Reservoir Management*, 10. 71-80. 2005.
- HAEFNER, J. W. **Modeling Biological Systems: Principles and Applications**. 2. ed. New York: Springer, 2005.
- HENRY, R.; NOGUEIRA, M. G.; POMPEO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Annual and short-term variability in primary productivity by phytoplankton and correlated abiotic factors in the Jurumirim reservoir (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal Biology* 66: 239-261, 2006.
- HINO, R.; TUNDISI, J. G. **Atlas de algas da Represa do Broa**. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, v.2, pp.1-143, 1977.

HIPSEY, M. R.; ROMERO, J. R.; ANTENUCCI, J. P.; HAMILTON, D. P. **Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model - CAEDYM Science Manual: Centre for Water Research**, University of Western Australia, 102p. 2006.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimentos de diretrizes técnicas para a elaboração do plano da bacia hidrográfica do São José dos Dourados-Relatório Zero**. Relatório nº 40.675. São Paulo: IPT. 260p. 2007.

ISLAM, M. S. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. **Marine Pollution Bulletin**, 50, 48–61, 2005.

JI, ZHEN-GANG. **Hydrodynamics and Water Quality: Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries**. Hoboken, N.J.: Wiley-Interscience, 675p. 2008.

JUNK, W. J.; MELLO, J. A. S. N. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Estudos Avançados**, 4(8): 126-143. 1990.

JUNK, W. J.; ROBERTSON, B. A.; DARWICH, A. J.; VIEIRA, I. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidroelétrica da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 11(4): 689-716. 1981.

JURAS, A. A.; CINTRA, I. H. A.; LUDOVINO, R. M. R. A Pesca na área de influência da Usina Hidrelétrica de Tucuruí, estado do Pará. **Bol. Téc. Cient. CEPNOR**, Belém, v. 4, n. 1, p. 77-88, 2004.

JØRGENSEN, S. E. **Fundamentals of ecological modelling**. 2 ed. Elsevier - Amsterdam. 628p, 1994.

LEE, R. E. **Phycology**. 4th ed. Cambridge: Cambridge University, Press, 560p. 2008.

LOPERA-BARRERO, N. M.; RIBEIRO, R. P.; POVH, J. A.; VARGAS, L. D. M.; POVEDA-PARRA, A. R.; DIGMAYER, M. As principais espécies produzidas no Brasil, 143-215. In: LOPERA-BARRERO, N. M.; RIBEIRO, R. P.; POVH, J. A.; VARGAS, L. D. M.; POVEDA-PARRA, A. R.; DIGMAYER, M. **Produção de organismos aquáticos: uma visão geral no Brasil e no mundo**. Agrolivros, Guaíba. 2011.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, v.36, n.2, p.149-163, 2010.

MALLASEN, M.; CARMO, C. F.; TUCCI, A.; BARROS, H. P.; ROJAS, N. E. T.; FONSECA, F. S.; YAMASHITA, E. Y. Qualidade da água em sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira, SP. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 38, n. 1, p. 15-30, 2012.

MELO, S.; HUSZAR, V. L. M.; ROLAND, F.; ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. Phytoplankton diel variation and vertical distribution in two Amazonian floodplain lakes (Batata lake and Mussurá lake, Pará, Brasil) with different mixing regimes. **Amazoniana**, 18 (1-2): 1-10. 2004.

MELO, S.; HUSZAR, V. L. Phytoplankton in a Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): Diel variation and species strategies. **Journal Plankton Research**. 22(1):63-76. 2000.

- MIRANDA, E.C.A.O. **Influência do pulso de inundação do Rio Solimões sobre os processos geoquímicos e comunidade fitoplanctônica do Lago Janauacá, Amazonas, Brasil**. 2013. 125 f., il. Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas) - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.
- MOLOZZI, J.; FEIO, M. J.; SALAS, F.; MARQUES, J. C.; CALLISTO, M. Development and test of a statistical model for the ecological assessment of tropical reservoirs based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators**, 23: 155-165. 2012.
- MONTANHINI NETO, R.; OSTRENSKY, A. Nutriente load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. **Aquaculture Research**, 1-14, 2013.
- ODUM, H. T. **Ecological and General Systems**. Colorado: University Press of Colorado, 1994.
- OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E. E. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum** 22: 445- 453. 2000.
- OLIVEIRA, R.; REBELO, G.; MAGALHAES, J. L.; ALMEIDA, R. H. C.; GONÇALVES, M.; SILVA, B. B.; FORLINE, L.; GAVINA, J. L. **Pesquisa e desenvolvimento para empoderamento local no reservatório da UHE Curuá-Una, Pará**. In: II Encontro de etnobiologia e etnoecologia da região norte, 2003, Manaus. Anais do II encontro de etnobiologia e etnoecologia da região norte, 2003.
- ONO, E. A.; KUBITZA, F. **Cultivo de peixes em tanques-rede**. 3ª ed. Jundiaí. 112p. 2003.
- PAGIORO, T. A.; ROBERTO, M. C.; THOMAZ, S. M.; PIERINI, S. A.; TAKA, M. Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. (Eds). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RiMa. p. 39-46. 2005.
- PEREIRA, R.C.A. Florística na área de represamento e extensão da hidrelétrica Curuá-Una, município de Santarém – Pará. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônoma**, Recife, vols. 13/14, p.200-222, 2017.
- PILLAY, T. V. R.; KUTTY, M. N. **Aquaculture - Principles and Practices**. 2nd ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. p. 640.
- PIMENTEL-RODRIGUES, A.; OLIVA-TELES, A. Phosphorus availability of inorganic phosphates and fish meal in European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) juveniles. **Aquaculture**. 267:300–307. 2007.
- QUINTÃO, M. T. C. R.; SOUZA, S. A.; COSTA, F. S.; DAMÁZIO, J. M. Uso dos modelos Previzam e previvaz para Previsão de Afluências Mensais aos Aproveitamentos Hidroelétricos Tucuruí e Curuá-Una. V.27. **Caderno do IME – Série Estatística**. p.1-9, 2009.

- RAMOS, I. P.; ZANATTA, A. S.; ZICA, E. O. P.; SILVA, R. J.; CARVALHO, E. D. 2008 Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. In: CYRINO, J. E. P.; FURUYA, W. M.; RIBEIRO, R. P.; SCORVO FILHO, J.D. **Tópicos especiais em biologia aquática e aquicultura III**. Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática. p.87-98. 2008.
- RAUPP, S. V.; TORGAN, L; MELO, S. Planktonic diatom composition and abundance in the Amazonian floodplain Cutiuau Lake are driven by the flood pulse. **Acta Limnologica Brasiliensis**, 21(2): 227-234. 2009.
- REYNOLDS, C. **The Ecology of Phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press. 552pp, 2006.
- REYNOLDS, C. S.; HUZZAR, V.; KRUK, C.; FLORES-NASELLI, L.; MELO, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, vol. 24, p. 417-428.
- REYNOLDS, J. F. Some misconceptions of Mathematical Modeling. **Plant Physiology**, v. 10, n. 11, p. 41-43, 1979.
- RILEY, G. A. Oceanography of Long Island Sound, 1952–1954: II. Physical oceanography. **Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection XV**, 15-46. 1956.
- RINKE, K.; YEATES, P.; ROTHHAUPT, K-O.; A simulation study of the feedback of phytoplankton on thermal structure via light extinction. **Freshwater Biology** 55, 1674–1693, 2010.
- ROCHA, S. F. **Influência do cultivo intensivo de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanques rede na qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica da Furnas-MG**. Belo Horizonte: UFMG, 2001. 150p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre). Belo Horizonte, 2001.
- RODRIGUES, T. E.; SANTOS, P. L. dos; OLIVEIRA JUNIOR, R. C. de; VALENTE, M. A.; SILVA, J. M. L. da; CARDOSO JÚNIOR, E. Q. **Caracterização dos solos da área do planalto de Belterra, município de Santarém, Estado do Pará**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2001. 54 p.
- SANTANA, A. C.; BENTES, E. S.; HOMMA, A. K. O.; OLIVEIRA, F. A.; OLIVEIRA, C. M. Influência da Barragem de Tucuruí no Desempenho da Pesca Artesanal, Estado do Pará. **RESR**, Piracicaba-SP, Vol. 52, Nº 02, p. 249-266, Abr/Jun, 2014.
- SANTOS, L.; PEREIRA FILHO, M.; SOBREIRA, C.; ITUASSÚ, D.; FONSECA, F. A. L. Exigência protéica de juvenis de tambaqui (*Colossoma macropomum*) após privação alimentar. **Acta Amazonica**, 40(3), 597-604. 2010.
- SCHEFFER, M.; RINALDI, S.; HUISMAN, J.; WELSSING, F. J. Why plankton communities have no equilibrium: Solutions do the paradox. **Hydrobiologia**, 491:9-18, 2003.
- SCORVO FILHO, J. D.; FRASCÁ-SCORVO, C. M. D.; ALVES, J. M. C.; SOUZA, F. R. A. A tilapicultura e seus insumos, relações econômicas. **R. Bras. Zootec.**, v.39, p.112-118, 2010.

SENA, M. F. **Digestibilidade aparente de alimentos para Tambaqui (*Colossoma macropomum*)**. 2012. 54 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias - Veterinária) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2012.

SILVA, C. R.; GOMES, L.C.; BRANDÃO, F.R. Effect of feeding rate and frequency on tambaqui (*Colossoma macropomum*) growth, production and feeding costs during the first growth phase in cages. **Aquaculture**, v.264, p.135-139, 2007.

SILVA, T. F. G.; VINÇON-LEITE, B.; GIANI, A.; FIGUEREDO, C. C.; PETRUCCI, G.; LEMAIRE, B.; VON SPERLING, E.; TASSIN, B.; SEIDL, M.; KHAC, V. T.; VIANA, P. S.; VIANA, V. L. F.; TOSCANO, R. A.; RODRIGUES, B. R. M.; NASCIMENTO, N. O. Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. **Eng Sanit Ambient**.v.21 n.1. 95-108, jan/mar, 2016.

SOLIDORO, C.; PASTRES, R.; COSSARINI, G. Nitrogen and plankton dynamics in the lagoon of Venice. **Ecol Model** 184:103–124, 2005.

SPRINGBORN, R. R.; CHANGW. Y. B.; ENGLE, C. Optimum harvest time in aquaculture: and application of economic principles to Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, growth model. **Aquaculture and Fisheries Management** 23,639-647. 1992.

STEELE, J. H. **Notes on some theoretical problems in production ecology**. In: C.R. Goldman (Editor). Primary production in aquatic environments. University of California Press, Berkeley, CA. 1965.

TAKEDA, A. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; AGOSTINHO, A. A. Estudos ecológicos de longa duração: Reservatório de Itaipu e planície alagável do alto rio Paraná. Curitiba: **Cadernos da biodiversidade**, vol. 3 no.2, p. 51-63, 2002.

TUNDISI, J. G. Represas como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. in: R. Henry editor. **Ecologia de represas: estrutura, funções e aspectos sociais**. Fapesp, São Paulo, SP, Brasil. p. 19-38, 1999.

TUNDISI, T. M.; TUNDISI, J. G. **Limnologia**. Oficina De Textos. 2008.

VALE, R. S.; GOMES, A. C. S.; SANTANA, R. A. S.; TÓTA, J.; MILLER, S. D.; SOUSA, R. A. F. Hydroclimatic variables associated with El Nino and La Nina events at the Curuá-Una hydroelectric reservoir, Central Amazonia. **Acta Amazonica**, vol.46(3) p.303-308. 2016.

VARELA, E. S.; ALVES, A. L.; BARROSO, A. S.; TARDIVO, T. F. Parentesco genético em reprodutores de tambaqui (*Colossoma macropomum*) baseado em marcadores de DNA: perspectivas de manejo genético na ausência de pedigree. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Pesca e Aquicultura**. 8p. 2015.

VIEIRA, I.; DARWICH, A. J. Sinecologia da ictiofauna de Curuá-Una, Amazônia: Características hidroquímicas, Climáticas, vegetação e peixes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Vol. 11, N2, p.41-64. 1999.

WALTERS, C. J. Ecologia de sistemas: O método dos sistemas e os modelos matemáticos em ecologia. In: Odum, E. P. ed. **Ecologia**. 3ed. Brasil. Editora Guanabara, Cap.9, p.323-347, 1983.

WILLIARNS, B. J. **Hidrobiological modeling**. University of Newcastle, NSW Australia, 2006.

YIN, K.; PAUL, J.; HARRISON, E. B. Risk analysis of coastal aquaculture: potential effects on algal blooms, pp175-196. GESAMP - Joint Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Assessment and communication of environmental risks in coastal aquaculture. Rome, FAO. **Reports and Studies GESAMP** No. 76: 198 pp. 2008.

CAPÍTULO 1

Avaliação do estado trófico atual do reservatório da usina hidrelétrica de Curuá-Una, a mais antiga represa construída na Amazônia Central¹

¹ Artigo aceito na revista Biota Amazônia e sua formatação segue as normas deste periódico.

1. INTRODUÇÃO

A construção de hidrelétricas causa muitos impactos nas paisagens fluviais alterando os habitats aquáticos e suas características físicas, químicas e geomorfológicas influenciando na diversidade desses habitats e conseqüentemente na biota associada (JUNK; MELLO, 1990; ALLAN, 2004; TUNDISI; TUNDISI, 2008). Logo, o monitoramento da composição paisagística desses ambientes e das margens do rio é essencial para se acompanhar as alterações nesses sistemas hídricos e suas comunidades (USEPA, 2007).

Diante do esgotamento da possibilidade de aumentar o potencial energético das principais bacias hidrográficas da região Sul e Sudeste, a Amazônia é o alvo das políticas de expansão energética brasileira. Atualmente, a Amazônia representa um polo promissor para a instalação de mais de 23 hidrelétricas nos seus rios, excetuando os reservatórios já existentes como Tucuruí, Balbina, Samuel, Madeira e Belo Monte (BRASIL, MME 2011; FEARNSIDE, 2015).

A Usina Hidrelétrica de Curuá-Una foi uma das primeiras usinas construídas na Amazônia. Criada na década de 70, foi a primeira usina hidrelétrica na Amazônia Central. Está situada à 70 km da cidade de Santarém, estado do Pará, implantada no rio de mesmo nome, na porção média - um dos tributários do rio Amazonas - a usina foi construída com uma capacidade geratriz de 30 MW (QUINTÃO et al., 2009). Por ser antiga (40 anos) e ter passado por todos os processos pós-instalação, a usina hidrelétrica de Curuá-Una pode ser um exemplo de projeção dos impactos causados por esses tipos de empreendimentos. Esses impactos na qualidade da água podem ser determinados por suas características físicas, químicas e biológicas, e com isso é possível identificar as causas de eventuais degradações (SANTOS et al., 2011).

No Brasil, diversos corpos d'água apresentam-se com médio ou elevado grau de trofia, principalmente aqueles próximos às áreas urbanas intensamente povoadas, ou em bacias hidrográficas com uso e ocupação desordenados, comprometendo a qualidade de água para diversos usos, inclusive o da geração de energia elétrica (TUNDISI, 2007).

Entre as formas de avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes existe o Índice do Estado Trófico (IET), que permite classificar os corpos de água em diferentes graus tróficos (LAMPARELLI, 2004). O IET foi desenvolvido por Carlson (1977), com o objetivo de tornar mais clara a comunicação de estudos envolvendo a eutrofização e a classificação de corpos aquáticos. Essa ferramenta é atualmente utilizado pela Companhia

Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) para avaliar a qualidade da água de rios e reservatórios.

O IET permite uma avaliação limnológica do grau de trofia de um ambiente aquático utilizando, como por exemplo, a clorofila-a e a concentração do fósforo total. Trata-se de uma forma simples de analisar um conceito multidimensional que envolve critérios de oxigenação, transparência, nutrientes eutrofizantes, biomassa, composição e concentração de fito e zooplâncton, entre outros dados (VON SPERLING, 2005).

O IET funciona também como um registro da ação antrópica nas várias bacias hidrográficas, além de oferecer subsídios para tomada de decisão, formulação de estratégias de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, que visem à sustentabilidade dos recursos hídricos e que garantam os usos múltiplos da água, em médio e longo prazo (FIA et al., 2009).

Considerando que a construção de hidrelétricas alteraram a qualidade da água e que essa qualidade pode sofrer influência da sazonalidade pluviométrica. O presente estudo tem como objetivo classificar as águas do reservatório da hidrelétrica de Curuá-Una por meio da determinação do grau de trofia utilizando os índices de estado trófico pelo método de Lamparelli (2004).

2.MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no reservatório da Usina Hidrelétrica Silvio Braga, mais conhecida como UHE Curuá-Una, mantida e operada pela ELETRONORTE S/A. Está localizada no rio Curuá-Una, na cachoeira do Palhão (54 ° 18 '55 "W e 02 ° 48 '38 "S), à 68 m acima do nível do mar e à 72 km a sudeste de Santarém. Segundo Fearnside (2005) a maior parte do reservatório (57,4%) está inserida na bacia do rio Curuá-Una, apenas uma pequena parte se encontra em bacias de outros afluentes como o rio Moju (11,7%), Mojuí (4,4%), e Poraquê (3,2%), e em vários igarapés menores (2,9%), sendo que o reservatório encheu pelo período de janeiro a maio de 1977. Sua área superficial é de 78 km², sua extensão longitudinal é de 42 km, seu tempo de residência está entre 20 a 75 dias e seu volume em torno de 130 a 530.106 m³ (GUNKEL et al. 2003).

Caracterização dos dados das amostras

As coletas foram realizadas mensalmente no período de maio de 2016 a abril de 2017 contemplando oito (P1 a P8) estações de coleta no reservatório totalizando em 96 amostras em 12 meses (Figura 1).

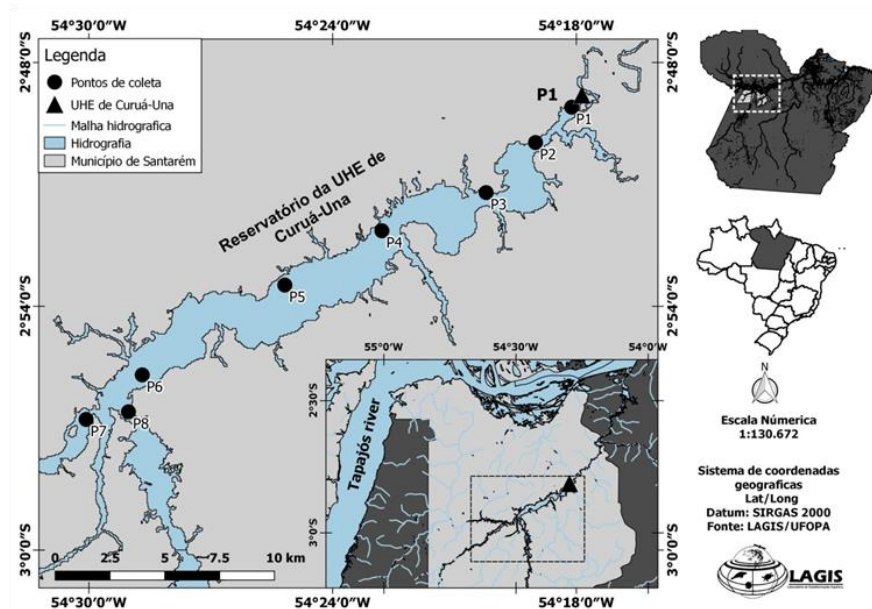


Figura 1: Locais das coletas no reservatório Curuá-Una, no sudeste de Santarém do estado do Pará, Brasil.

Os dados ambientais aferidos *in situ* foram: Profundidade (m), com auxílio de eco sonda – GAMIM ECHO 150, e transparência da água (m), com auxílio de um disco de Secchi. O método analítico para a determinação de fósforo total seguiu o protocolo preconizado no manual internacional *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Para determinação da clorofila-a foi realizado pelo método analítico com o auxílio de um espectrofotômetro UV-Visível, modelo SP-220 – BIOSPECTRO.

Os dados pluviométricos foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE/CRN/SINDA através da Plataforma de Coleta de Dados (PCD), que possui uma estação meteorológica em operação na UHE de Curuá-Una.

Cálculo do IET (Índice de Estado Trófico)

Para avaliação do grau de trofia foi utilizado o método de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004) para reservatórios, utilizando as concentrações, em $\mu\text{g.L}^{-1}$, de fósforo total (Equação 1) e clorofila-a (Equação 2), e calculando o valor do IET (Equação 3) a partir da média dos índices obtidos através das equações 1 e 2.

$$\text{IET (PT)} = 10. \left(6 - \left(1,77 - \frac{0,42 \cdot \text{Ln}(\text{PT})}{\text{Ln}2} \right) \right) \quad (1)$$

$$\text{IET (Cla)} = 10. \left(6 - \left(\frac{0,92 - 0,34 \cdot \text{Ln}(\text{Cla})}{\text{Ln}2} \right) \right) \quad (2)$$

Onde: PT = concentração de fósforo total medida à superfície da água ($\mu\text{g.L}^{-1}$), Cla = concentração de clorofila a medida à superfície da água ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e Ln = logaritmo natural (neperiano). O cálculo do IETm mensal é a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e à clorofila-a, conforme a Equação 3.

$$\text{IETm} = \frac{\text{IET}(\text{PT}) + \text{IET}(\text{Cla})}{2} \quad (3)$$

Para a classificação do IET, foram considerados os níveis de trofia: ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico, conforme a classificação da Tabela 1.

Tabela 1: Classificação do estado trófico para reservatórios segundo o Índice de Carlson modificado, e suas características principais.

Valor do IET	Classes de Estado Trófico	Características
IET<47	Ultraoligotrófico	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água.
47<IET<52	Oligotrófico	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água.
52<IET<59	Mesotrófico	Corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
59<IET<63	Eutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
63<IET<67	Supereutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
IET>67	Hipereutrófico	Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Para analisar as diferenças espaço-temporais em relação ao IET médio foi efetuada uma ANOVA *two-way*, considerando como Fator 1 (Tempo) a variação climatológica pluviométrica tomando como base os trabalhos de Fisch et al. (1998), Vieira e Darwich (1999) e Vale et al. (2016), onde foi determinado como estação seca os meses de julho a setembro, período intermediário ou de transição os meses de maio, junho, outubro e novembro e estação chuvosa os meses de dezembro a abril. O Fator 2 (Espaço) as estações de coleta, além de avaliar a interação significativa entre os fatores (Tempo x Espaço) e *a posteriori* o teste de Tukey ao nível de significância de $\alpha \leq 0,05$. As análises foram realizadas no software livre PAST 3.20 (HAMMER et al., 2001).

3.RESULTADOS

Os valores médios mensuradas no reservatório de profundidade, transparência, fósforo total, clorofila-a e a pluviosidade estão descritos na tabela 2. A profundidade apresenta uma amplitude de aproximadamente 9 a 5 metros entre as estações climatológicas. A menor profundidade registrada foi de 2 m no P8, em novembro de 2016, e a maior profundidade, de 13,59 m, no P1, em março de 2017. A transparência variou entre 0,97 a 1,9 m, sendo o menor valor observado foi de 0,5 m no P8 enquanto que o maior valor foi de 2,5 m no P2.

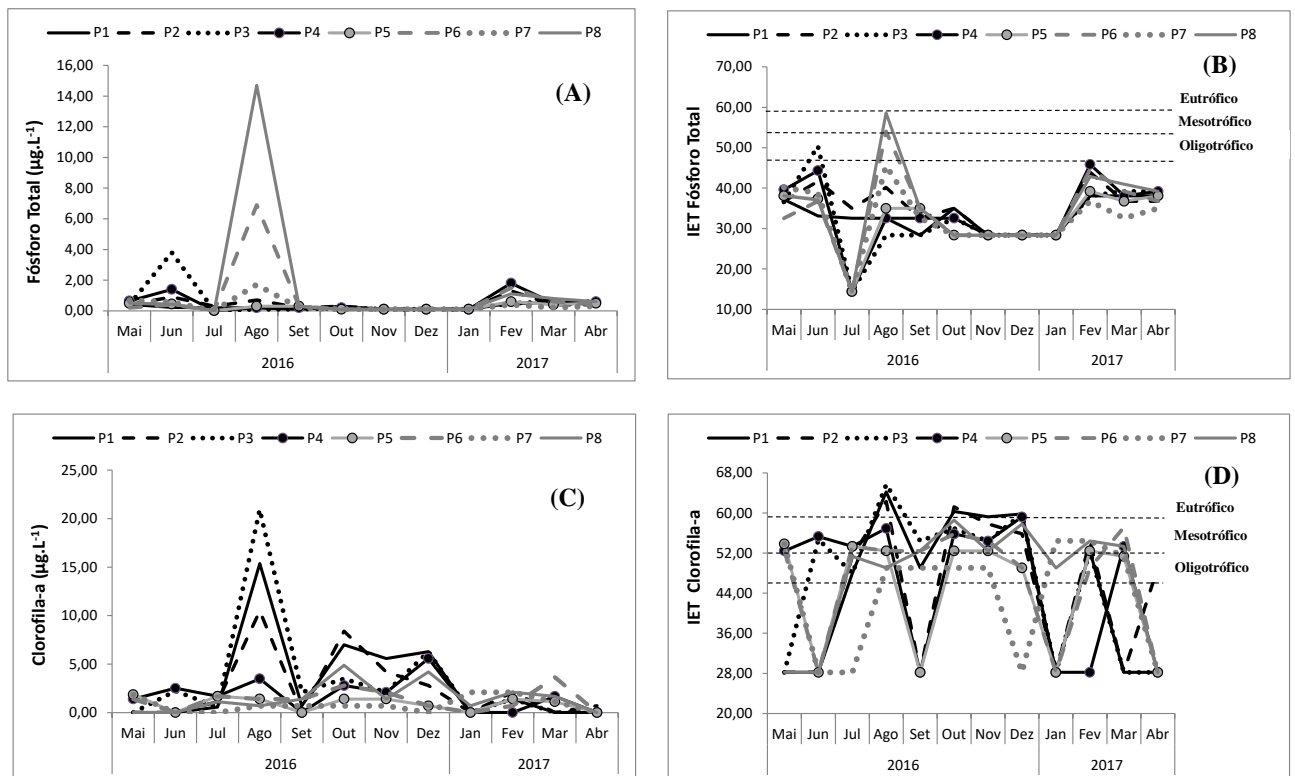
As maiores concentrações de fósforo totais (Figura 2, A) registradas em nosso estudo foram em P8 ($14,7 \mu\text{g.L}^{-1}$) e P6 ($6,9 \mu\text{g.L}^{-1}$) na estação seca. A variação da clorofila-a (Figura 2, C) mostrou-se inteiramente sazonal, apresentando maiores valores na estação seca ($P2=10,47 \mu\text{g.L}^{-1}$; $P1=15,4 \mu\text{g.L}^{-1}$; $P3=20,94 \mu\text{g.L}^{-1}$). Os valores médios de pluviosidade (Tabela 2) está entorno de 300 a 30 mm, entretanto o valor mínimo de pluviosidade foi de 15 mm no mês de agosto de 2016, enquanto o valor máximo foi de 393 mm no mês de março de 2017.

Tabela 2: Valore médios e desvio padrão da variação das variáveis limnológicas entre os períodos climatológicos.

Variáveis	Chuvoso	Transição	Seco
Profundidade (m)	$9,67 \pm 1,73$	$6,73 \pm 1,26$	$5,01 \pm 1,36$
Transparência (m)	$0,97 \pm 0,24$	$1,38 \pm 0,17$	$1,9 \pm 0,22$
Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	$0,38 \pm 0,16$	$0,49 \pm 0,25$	$1,25 \pm 0,21$
Clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	$1,40 \pm 0,27$	$2,13 \pm 0,71$	$3,76 \pm 2,18$
Pluviometria (mm)	$298,5 \pm 0,1$	$140,4 \pm 0,1$	$30,34 \pm 0,1$

A figura 2 mostra a classificação para o reservatório de Curuá-Una considerando o IET – Fósforo total, IET – clorofila-a e a média aritmética do IET para as concentrações de fósforo total e clorofila-a (IETm). Para o IET Fósforo total (Figura 2, B), os maiores valores ocorreram nos P6 e P8, tangenciando ao estado eutrófico no mês de julho, enquanto que para as outras estações de coleta apresentaram no estado oligotrófico para ultraoligotrófico.

O IET clorofila-a (Figura 2, D) tem um comportamento eutrófico em agosto de 2016 nos pontos P1, P2 e P3, nos meses de setembro a dezembro o ponto P1 apresentou-se como eutrófico. Enquanto que o restante dos pontos oscilou entre mesotrófico e ultraoligotrófico. Esses resultados mostram uma elevação de trofia do reservatório ao longo da estação de seca e intermediária às proximidades da barragem, o que caracteriza um ambiente com maior estabilidade tornando-se lântico nesse período do ano.



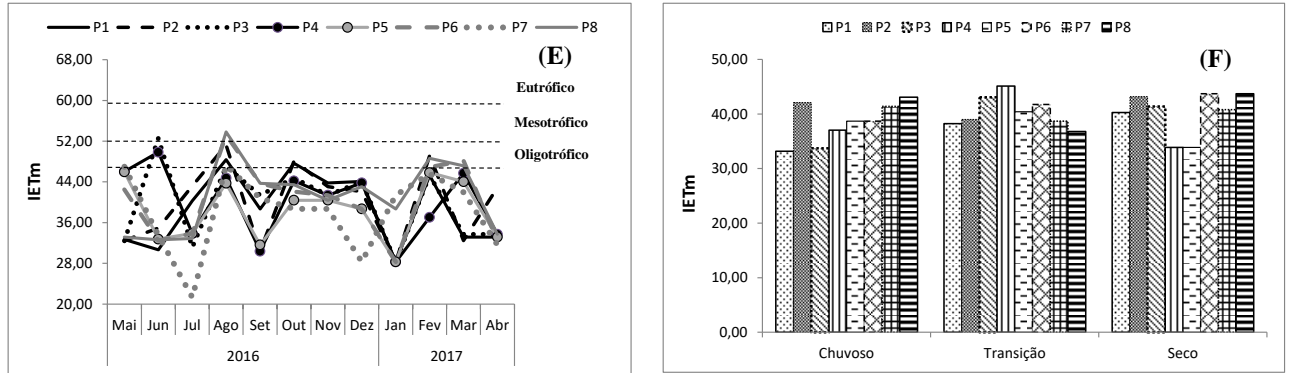


Figura 2: Variação espaço-temporal da concentração de Fósforo total (A), Clorofila-a (C). Classificação do estado trófico do reservatório por ponto de amostragem para Fósforo total (B), Clorofila-a (D), IETm - Índice de Estado Trófico médio (E) e a variação do IETm (F) em função da variação climatológica.

Observa-se que o IETm varia ao longo do período coletado entre ultraoligotrófico a mesotrófico (Figura 2, C), sendo os maiores valores observados no P3 no mês de junho e no P8 no mês de agosto, ambos com características mesotróficas. Apesar dessa variabilidade temporal e espacial (Figura 2, F) apresentar oscilações ao longo período estudado, não houve diferenças significativas ($p < 0,05$) na escala espaço-temporal no reservatório de Curuá-Una (Tabela 3), ou seja, o estado trófico apresentou-se estável no período estudado.

Tabela 3: Resultado da análise de ANOVA *two-way* considerando como Fator 1 as variáveis do tempo (Variação climatológica) e o Fator 2 as variáveis do espaço (Estações de coleta). Efeitos significativos ($p < 0,05$) estão destacados em negrito.

Fatores	S.Q.	G.L.	Q.M.	Est. F	p-valor
Tempo	76,2465	2	38,1233	0,6627	0,5186
Espaço	88,1858	7	12,598	0,219	0,9798
Interação	411,702	14	29,4073	0,5112	0,9192
Total	4718,32	95			

S.Q. – Soma dos Quadrados; G.L. – Grau de Liberdade; Q.M. – Quadrado Médio; Est. F – Estatística do teste F (Teste Fisher).

4.DISSCUSSÃO

Os resultados das variáveis profundidade e transparência foram semelhantes aos trabalhos de Junk et al. (1981) e Vieira e Darwich (1999), que verificaram uma variação de transparência da água entre 0,6 metros no rio Curuá-Una (montante), mantendo, na própria represa, valores médios entre 1,6 a 2,3 m, portanto não apresentaram grandes flutuação entre os anos estudados.

A elevada concentração de fósforo total no P8 e consequentemente no P6 no mês de agosto, possivelmente esteja associada ao solo mais rico do rio Curuá-Una no seu curso superior. Assim como apontam Junk et al. (1981) que o rio Curuá-Una (P8) no seu curso

superior, atravessa faixas carboníferas que são geoquimicamente mais ricas, enquanto que a bacia de captação dos rios Moju e Mojuí (P7), situa-se, predominantemente, em terrenos do Terciário, que são mais ácidos e pobres em sais minerais.

Junk et al. (1981), registraram valores que oscilaram entre 32 a 43,4 $\mu\text{g L}^{-1}$. Gunkel et al. (2003) registraram valores médios de fósforo total no epilímnio 0,021 mg.L^{-1} e no hipolímnio 0,033 mg.L^{-1} . Levando-se em consideração a Resolução CONAMA N° 357/05, o máximo permitido é de 0,03 mg.L^{-1} para ambientes de água doce classe 2. No presente estudo, o fósforo total apresentou valores muito abaixo do máximo permitido em todo o período estudado.

Os maiores picos de clorofila-a observados nesse estudo, ocorreram nos pontos centrais em direção à barragem, tendo sua vazão controlada tornando o ambiente lântico na estação seca, e isso contribuiu para aumento dos valores de transparência (Tabela 2) que expandiu a zona eufótica favorecendo a atividade fotossintética. E, aliado à menor perda de material químico e biológico pelas turbinas e vertedouros a montante do reservatório, pode ter estimulado a taxa de crescimento fitoplanctônico, o que explica as maiores concentrações de clorofila encontradas neste período e nessa área (HENRY et al., 1998; BATISTA et al., 2014). A clorofila-a apresentou-se dentro do limite de 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$ estabelecidos pelo CONAMA N° 357/05 para a classe 2 de água doce durante os meses observados.

Os dados de precipitação pluviométrica não divergiram dos registrados por Vieira e Darwich (1999), que destacaram que a resposta na represa é simultânea e diretamente ligada à precipitação atmosférica, ocorrendo um período de águas baixas de junho a dezembro e outro de níveis elevados, de janeiro a maio, pelos registros da Usina. Isso foi confirmado por Vale et al. (2016), que demonstrou a existência de um padrão climático no reservatório cuja estacionalidade está bem definida, nos primeiros meses, de janeiro a maio, são os mais chuvosos, e entre julho e dezembro ocorre a estação seca.

O reservatório de Curuá-Una, enquadra-se entre ultraoligotrófico a mesotrófico. Isso caracteriza que o referido reservatório apresenta uma produtividade baixa a intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos. No entanto, verifica-se que o reservatório tenha uma tendência em aumentar o seu grau de trófia nas estações secas para o IET fósforo total e clorofila-a, apesar de não apresentar diferença significativa no espaço-temporal. Entre as principais consequências quando ocorre o declínio pluviométrico, ocorrem também mudanças nas concentrações de nutrientes, que podem trazer consigo problemas ambientais e de saúde, este último pela potencialidade de floração de algas tóxicas (BARBOSA, et al 2012; SANTOS et al., 2017).

Em relação ao estado trófico do reservatório observado neste estudo, que está entre ultraoligotrófico a mesotrófico, pode estar ocorrendo uma tendência de diminuição nesse grau de trofia. Gunkel et al. (2003) observaram que o período de crescimento trófico durou 15 anos no reservatório de Curuá-Una desde sua implementação, e que no período em que estes autores realizaram seus estudos, 23 anos após o represamento, identificaram uma condição moderadamente eutrófica.

Porém, os picos de concentrações de fósforo total que ocorrem na área central, quanto nos grandes tributários do reservatório (P7 e P8), podem estar associados ao aumento da ação antrópica no entorno do reservatório. Pois as microbacias hidrográficas da região vem sofrendo alterações com a expansão agropecuária, com a ocupação do uso do solo nas três últimas décadas, isto pode estar contribuindo para o assoreamento e o aporte de nutrientes para essas microbacias (AGUIAR et al., 2014; SILVA; CONCEIÇÃO, 2017). Isso pode ter influenciado o estado trófico, aumentando o índice para eutrófico nos períodos de seca no reservatório.

Outro fato importante que pode ter influenciado as oscilações de fósforo total na estação seca, pode está assoicado com a variabilidade climatológica no reservatório que influência diretamente na profundidade do mesmo (VIEIRA; DARWICH, 1999) e no tempo de residência da água. Reservatórios com níveis baixos de profundidade, intencificam a eficiência da ação do vento na resuspensão de nutriente no sedimento para superfície no período de estiagem (FREITAS et al., 2011).

5.CONCLUSÃO

Foi possível perceber que os índices referentes ao fósforo total não coincidiram com os índices referentes à clorofla-a, o que indica que o processo de eutrofização não está plenamente estabelecido no reservatório, e pode estar sendo limitado por fatores que não foram mensurados nesse estudos, como ocupação desordenada nas áreas do entorno e a expansão agropecuária na microbacia da região, que podem contribuir para o aumento do estado trófico no reservatório.

O estado trófico das águas do reservatório de Curuá-Una, não apresentou diferenças significativas ao longo do perido estudado. Embora no período de estiagem as águas apresentaram um nível de trofia mais intensa em decorrência dos menores volumes armazenados.

Portanto, foi possível classificar a partir do IET o estado trófico do reservatório como ultraoligotrófico a mesotrófico. Recomenda-se ainda um monitoramento contínuo da avaliação do estado trófico e da qualidade de água no reservatório estudado, pois o mesmo foi o primeiro

construído na Amazônia central e qualquer informação gerada sobre ele pode gerar diversas discussões e tomadas de decisões sobre os impactos causados por reservatórios na Amazônia.

6.REFERÊNCIAS

AGUIAR, C. P. O.; PELEJA, J. R. P.; SOUSA, K. N. S. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. **Revista Árvore**, v.38, n.6, p.983-992, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000600003>.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

ALLAN, J.D. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2004, 35: 257-284.

BARBOSA, L. J. E.; MEDEIROS, F. E. S.; BRASIL, J.; DA SILVA CORDEIRO, R.; CRISPIM, M. C.; GONZAGA DA SILVA, G. H. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 24(1), 103-118. 2012.

BATISTA, A. A.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; IZIDIO, N. S. C.; LOPES, F. B. Sazonalidade e variação espacial do índice de estado trófico do açude Orós, Ceará, Brasil. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 8, n. 1, p. 39-48, 2014.

BRASIL, MME (Ministério das Minas e Energia). *Plano Decenal de Expansão de Energia 2020*. MME, Empresa de Pesquisa Energética (EPE). Brasília, DF. vol. 2 2011. (www.epe.gov.br/pdee/20111229_1.pdf). Acesso em: 10/06/2017.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**. n. 22, p. 361–369, 1977.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n° 357, de 17 de março de 2005**. Diário Oficial da União – Seção1, n° 53, 18 de março de 2005.

FEARNSIDE, P. M. Do hydroelectric dams mitigate global warming? The case of Brazil's Curuá-Una Dam. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, 10(4): 675-691. 2005. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-005-7303-7>.

FEARNSIDE, P. M. Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Implications for the aluminum industry. **World Development** 77: 4865. ISSN: 0305-750. (online version published 12 September 2015). <https://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.08.015>.

FIA, R.; MATOS, A. T.; CORADI, P. C.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 4, n.1, p. 132 - 141, 2009.

FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. Uma Revisão Geral Sobre o Clima da Amazônia. **Acta Amazonica**, 28:101–126. 1998.

FREITAS, F. R. S.; RIGHETTO, A. M.; ATTAYDE, J. L. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semiárido brasileiro. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 655-665, 2011.

GUNKEL, G.; LANGE, U.; WALDE, D.; ROSA, J. W. C. The environmental and operational impacts of Curuá-Una, a reservoir in the Amazon region of Pará, Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**. V.8, p. 201–216. 2003.

HAMMER, O.; HAPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia Electronica**, V.4, p.1-9, 2001. Disponível em:< <http://nhm2.uio.no/norlex/past/download.html>>.

HENRY, R.; NUNES, M. A.; MITSUKA, P. M.; LIMA, N.; CASANOVA, S. M. C. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). **Rev. Brasil. Biol.**, 58(4): 571-590. 1998. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081998000400005>.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento**. São Paulo. 2004. 238f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

JUNK, W. J.; ROBERTSON, B. A.; DARWICH, A. J.; VIEIRA, I. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidroelétrica da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 11(4): 689-716. 1981. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-43921981114689>.

JUNK, W.J.; MELLO, J.A.S.N. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Estudos Avançados**, 1990, 4(8): 126-143. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40141990000100010>

QUINTÃO, M.T.C.R.; SOUZA, S.A.; COSTA, F.S.; DAMÁZIO, J.M. Uso dos modelos Previzam e previaz para Previsão de Afluências Mensais aos Aproveitamentos Hidroelétricos Tucuruí e Curuá-Una. V.27. *Caderno do IME – Série Estatística*. p.1-9, 2009.

SANTOS, M. G.; SANTINO, M. B. C.; JUNIOR, I. B. Alterações espaciais e temporais de variáveis limnológicas do reservatório do Monjolinho (campus da Ufscar). **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 682-696, 2011.

SANTOS, J. A.; MARINS, R. V.; AGUIAR, J. E.; CHALAR, G.; SILVA, F. A. T. F.; LACERDA, L. D. Hydrochemistry and Trophic State Change in a Large Reservoir in the Brazilian Northeast Region Under Intense Drought Conditions. **Journal Of Limnology**. Vol 76, No 1. 2017. DOI: 10.4081/jlimnol.2016.1433.

SILVA, R. G. C.; CONCEIÇÃO, F. S. Agronegócio e campesinato na Amazônia brasileira: transformações geográficas em duas regiões nos estados de Rondônia e Pará. **GEOgraphia**, vol. 19, n. 41, 2017. <https://doi.org/10.22409/geographia.v19i41.1008>.

TUNDISI, J.G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicação e perspectivas para usos múltiplos. In: Henry R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO, 19-38pp, 2007.

TUNDISI, T. M.; TUNDISI, J. G. **Limnologia**. Oficina De Textos. 2008.

VALE, R. S.; GOMES, A. C. S.; SANTANA, R. A. S.; TÓTA, J.; MILLER, S. D.; SOUSA, R. A. F. Hydroclimatic variables associated with El Nino and La Nina events at the Curuá-Una hydroelectric reservoir, Central Amazonia. **Acta Amazonica**, vol.46(3) p.303-308. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201600083>.

VIEIRA, I.; DARWICH, A. J. Sinecologia da ictiofauna de Curuá-Una, Amazônia: Características hidroquímicas, Climáticas, vegetação e peixes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Vol. 11, N2, p.41-64. 1999.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

USEPA. *Evaluation of the Nation's Lakes: Field Operations Manual*. E.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. 2007.104p.

CAPÍTULO 2

Variabilidade espacial-temporal das variáveis ambientais limnológica e da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE de Curuá-Una

1. INTRODUÇÃO

A crescente demanda de energia elétrica impulsionou a construção de inúmeras represas no Brasil durante o século passado, hoje existem 768 empreendimentos hidroelétricos (pequenas, médias e grandes usinas hidrelétricas), representando 75,39% (77.523 10⁶ MW) da potência total instalada para geração de energia elétrica (ANEEL, 2009). Segundo o relatório do Sistema de Informações do Potencial Hidrelétrico Brasileiro – SIPOT, que registrou para o ano de 2015, o potencial total hidrelétrico brasileiro como 247.465,01 MW, dos quais 94.125 MW estão em operação, e 13.949,32 MW em construção. Segundo este mesmo relatório, 35% destes potenciais em construção (49.819,85 MW) encontram-se nos estados do Pará e Amazonas (ELETROBRAS, 2017).

A construção de reservatórios artificiais atingiu seu máximo desenvolvimento nas décadas de 1960 a 1990 e, atualmente, faz parte das metas para a expansão econômica do país. Como estratégia de desenvolvimento adotada pelo Governo nessas décadas, foram construídas cinco usinas de hidroeletricidade na Amazônia brasileira (FARIA, 2006). A região Amazônica é o centro de expansão das usinas hidrelétricas (UHE) do país, e concentra 23 novas UHE que serão ou já estão em construção no Rio Madeira, Jirau e Santo Antônio (Rondônia), e Belo Monte (Pará) e entre outras localidades onde poderão ser afetados milhares de pescadores (MORETTO et al., 2012; FEARNSSIDE, 2015; SANTOS et al., 2017).

Diegues (2000) descreve que a construção de hidroelétricas, e seus respectivos reservatórios, produz externalidades negativas no ecossistema à medida que promove desmatamentos, contamina os recursos hídricos e modifica as comunidades ecológicas e comunidades humanas que vivem direta ou indiretamente destes recursos. Apesar dessas externalidades, os reservatórios são sistemas com elevada capacidade de reestruturação e auto-organização, influenciados por forçantes naturais e artificiais que determinam a dinâmica da circulação e estratificação térmica, ambas resultantes dos regimes climatológicos e hidrológicos (TUNDISI; TUNDISI, 2008), promovendo grande heterogeneidade de gradientes físicos e químicos no eixo horizontal e vertical (AGOSTINHO; GOMES, 2006; OLIVEIRA; GOULART, 2000).

Dentre as inúmeras hidroelétricas construídas na Amazônia, encontra-se a primeira usina construída na Amazônia central brasileira (JUNK et al., 1981), nomeadamente a UHE Curuá-Una, instalada em 1977 e que está localizada aproximadamente 72 km da cidade de Santarém, no estado do Pará como parte do sistema interligado de Tucuruí. Na região oeste da represa estão localizados os dois principais afluentes do rio Curuá-Una: rio Moju e Mojuí,

definidos por Junk et al. (1981) como sendo rios de água clara. A região por sua maior parte está contida na área sedimentar da Formação Barreiras, do Cretáceo-Terciário, apresentando solo ácido com baixo conteúdo de nutrientes (VIEIRA; DARWICH, 1999).

O trecho do rio Curuá-Una represado pela construção da barragem, gerou novas condições ambientais que ocasionaram intensas modificações na concentração de oxigênio, incidência de luz, nutrientes, quanto em relação às comunidades bióticas presentes no local anos depois de sua implantação. Estudos realizados por Vieira e Darwich (1999) no reservatório da UHE de Curuá-Una, demonstraram que a construção da barragem alterou parâmetros físico-químicos como transparência, temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido gerando impactos para a biota aquática.

Existem hoje diversos métodos e índices para avaliar a qualidade de ambientes lóticos ou lênticos com base na dinâmica e estrutura da comunidade fitoplânctônica, que permitem relacionar a produção primária ou as associações de algas com as condições ambientais, nomeadamente o nível de degradação do lago ou de um reservatório (REYNOLDS et al, 2002). Estes instrumentos de avaliação da qualidade baseiam-se em dados de biomassa ou dados de composição, abundância e biovolume fitoplanctônica.

Quando surgem condições ambientais estimuladas a partir das alterações impostas pelo ambiente ou pela ação antrópica, tais modificações como na concentração de oxigênio, incidência de luz na água, temperatura e nutrientes, a comunidade fitoplanctônica possui uma extrema sensibilidade e respostas dinâmicas às mudanças no ambiente circundante (PADISÁK et al., 2006). Essas alterações na escala espacial e temporal alteram composição, abundância e dominância dessa comunidade tornando-os eficientes indicadores das alterações naturais e antrópicas nos ecossistemas (BOZELLI; HUSZAR, 2003; CARVALHO 2003; DUBELAAR et al., 2004). Consequentemente, essas alterações podem causar efeitos na abundância, na composição e na distribuição da comunidade fitoplanctônica (NÖGES et al., 2010; EDWARDS et al., 2011).

Pesquisas feitas em épocas diferentes revelam que a composição dos organismos fitoplanctônicos pode variar de acordo com as mudanças nas condições ambientais e físico-químicas no corpo hídrico (MARQUES, 2006). A composição físico-química do meio, para o fitoplâncton, é um fator de grande influência sobre sua distribuição, reprodução e crescimento, pode promover indesejáveis florações ou limitar certas espécies (RAVEN et al., 2007).

Diante desse contexto, o presente trabalho teve como objetivo é identificar os padrões de distribuição espaciais e temporais das variáveis limnológicas e da comunidade

fitoplanctônica e quais as suas relações que possam explicar tais padrões no reservatório de Curuá-Una.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 COLETA DOS DADOS

O estudo foi realizado no reservatório da Usina Hidrelétrica Silvio Braga, mais conhecida como UHE Curuá-Una e está localizada à 72 km a sudeste do município de Santarém (Figura do mapa da área de estudo, encontra-se no Capítulo 1). As coletas foram realizadas mensalmente, no período de maio de 2016 a maio de 2017, em oito estações de coleta, totalizando 96 amostras (Fig. 1). Entretanto, a amostragem da análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica foi realizada nas estações de coleta P1, P3, P4, P7 e P8.

As variáveis ambientais foram medidas *in situ*, tais como profundidade (m) medida com auxílio de uma eco sonda – GAMIM ECHO 150, transparência da água (m) com auxílio de um disco de Secchi, pH, Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1}), Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) foram medidos com auxílio da sonda multiparâmetro AKSO modelo AK88.

Foram realizadas coletas de água utilizando frascos de polipropileno de 500 ml e 1000 ml, previamente esterilizados com solução de HNO_3 a 10%, colocados há uma profundidade de aproximadamente 30 cm, refrigeradas imediatamente, para posterior transporte ao Laboratório de Biologia ambiental do Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas – ICTA/UFOPA, para determinação das variáveis Turbidez (NTU), Nitrogênio Amoniaco (mg.L^{-1}), Nitrato (mg.L^{-1}), Fósforo Total (mg.L^{-1}), Silicato (mg.L^{-1}), Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO (mg.L^{-1}).

Os métodos analíticos para a determinação para os parâmetros DBO, série nitrogenada, fósforo total e silicato seguiram os protocolos preconizados no manual internacional Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). A turbidez foi determinada através de um turbidímetro de bancada da marca Policontrol serie AP 2000. Para determinação da clorofila-a foram realizadas de acordo com o método tricromático de Strickland e Parsons (1968), todos os métodos analíticos descritos acima foram realizadas com o auxílio de um espectrofotômetro UV-Visível, modelo SP-220 – BIOSPECTRO.

Os dados pluviométricos foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE/CRN/SINDA através da Plataforma de Coleta de Dados (PCD), que possui um estação meteorológica em operação na UHE de Curuá-Una.

As amostras quantitativa do fitoplâncton foram coletadas na sub-superfície, as quais foram acondicionadas em frascos plásticos com capacidade de 250 ml fixadas com lugol acético 1% e estocadas em geladeira. A quantificação dos indivíduos foi realizada em microscópio invertido Zeiss Oberkochen, modelo Axiovert 10, a um aumento de 400 vezes pelo método de UTERMÖHL (1958), utilizando câmaras de sedimentação com volume de 25 mL. Em cada amostra, todos os indivíduos (células, colônias e filamentos) foram quantificados mediante o método de campos aleatórios (UHELINGER, 1964).

Para a determinação do número adequado de campos a serem contados foi utilizado o critério de alcançar 100 indivíduos da espécie mais abundantes que Segundo Lund et al. (1958), é a forma de contagem que permite trabalhar com intervalos de confiança de +/-20 % da média, a um nível de significância de 95%, o que é considerado como satisfatório para estudos desta natureza. Os resultados foram expressos em ind.mL⁻¹ (densidade de organismos) e o cálculo foi estimado de acordo com Weber (1973) e APHA (1992).

2.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA

2.2.1 Variáveis ambientais

Inicialmente, os dados das variáveis ambientais passaram por uma padronização do tipo *Ranging*, esta padronização faz com que os fatores abióticos, medidos em diferentes unidades, passem a seguir uma escala comum, permitindo comparações entre as variáveis (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012).

Para investigar os padrões ambientais foi realizada uma Análise de Componente Principais (PCA). Os eixos fatoriais foram extraídos de uma matriz de correlação. Para indicar o número de componentes significativos, utilizou-se o teste de *Broken Stick*. Sendo assim, a contribuição individual das variáveis ambientais (variáveis originais) foram observadas a partir dos *Loadings* da PCA (coeficientes), sendo que a significância desses *Loadings* foi testada usando *bootstrappings* (9999 permutações) (PERES-NETO et al., 2003).

A partir da variação climatológica foram determinados os períodos de seca, intermediário e chuvoso. A estação seca, que compreende aos meses de julho a setembro. Período intermediário ou de transição os meses de maio, junho, outubro e novembro e a estação chuvosa os meses de dezembro a abril. Essas determinações tomou como base os trabalhos de Fisch et al. (1998), Vieira e Darwich (1999) e Vale et al. (2016).

Para analisar as diferenças significativas entre as variáveis espaço-temporal em relação às variáveis ambientais, foi efetuada uma ANOVA *two-way*, considerando como Fator 1 as variáveis do tempo e o Fator 2 as variáveis do espaço, além de avaliar a interação significativa entre os fatores (tempo x espaço) e *a posteriori* o teste de Tukey ao nível de significância de $\alpha \leq 0,05$. Para o fator 2 foi dividido em três áreas que compreendem: Área 1 é composta pelos pontos P1 e P2; Área 2 - P3, P4 e P5; Área 3 os pontos P6, P7 e P8.

2.2.2 Composição fitoplanctônica

Para verificar as diferenças significativas entre os fatores espaço e tempo de densidade da comunidade fitoplanctônica, aplicou-se o teste PERMANOVA na matriz de similaridade (distância euclidiana), e os dados foram permutados 9999 vezes. PERMANOVA é um teste não paramétrico para comprovar a diferença significativa entre dois ou mais grupos, com base em qualquer medida de distância (ANDERSON, 2001). Considerando como Fator 1 as variáveis do tempo (variação climatológica: Seco, Chuvoso) e o Fator 2 as variáveis do espaço (Estações de coleta), além de avaliar a interação significativa entre os fatores (tempo x espaço).

Uma análise de correspondência canônica (CCA) foi executada com o objetivo de se analisar a relação entre as variáveis ambientais e a composição fitoplanctônica. As densidades da composição foram transformadas por $[y = \ln(x+1)]$. A significância das variáveis ambientais foi determinada pelo método de *forward selection*, utilizando teste Monte Carlo com 9999 permutações aleatórias permutações (TER BRAK e SMILAUER, 2002; LEGENDRE e LEGENDRE, 2012).

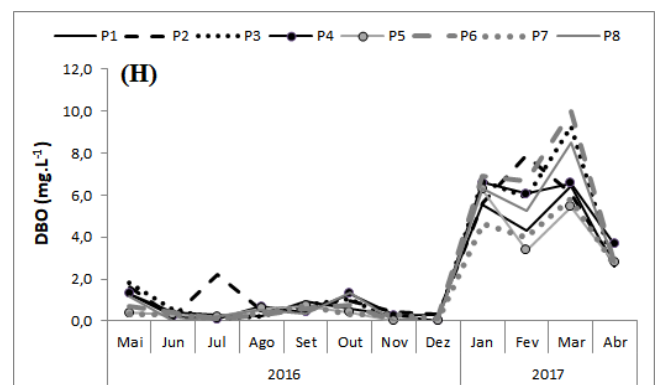
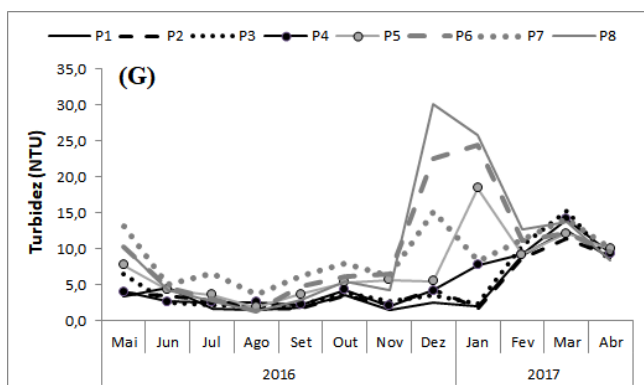
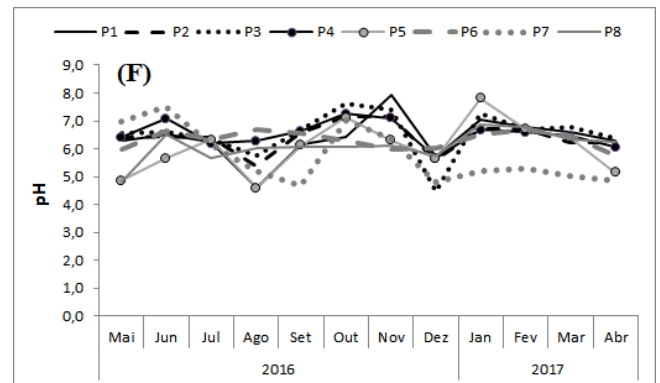
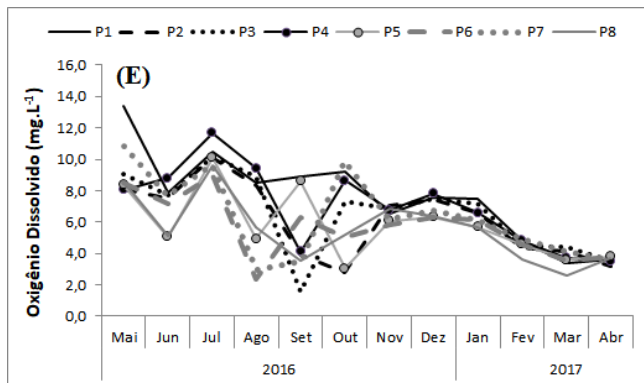
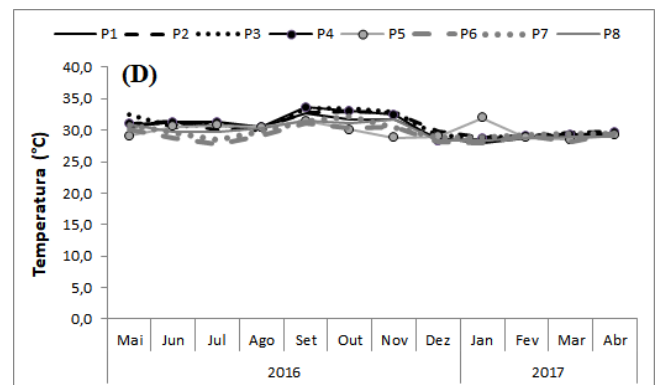
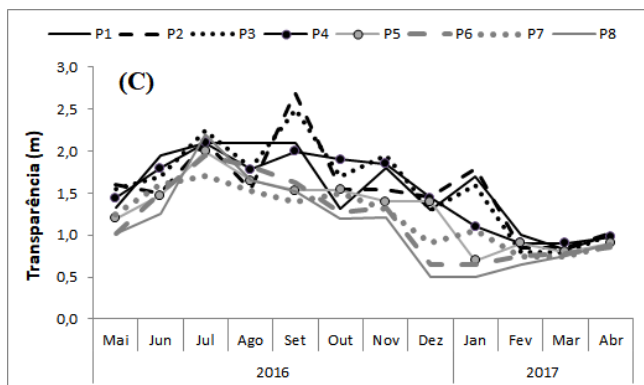
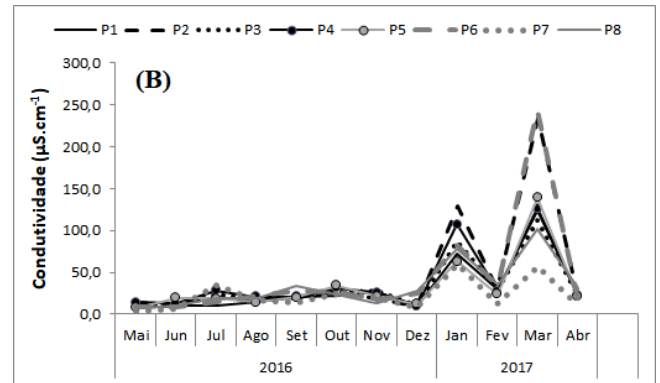
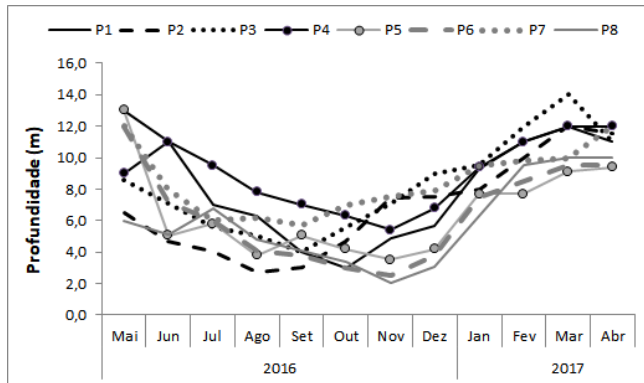
As análises estatísticas foram realizadas no ambiente computacional R versão 3.4 (R-DEVELOPMENT-CORE-TEAM, 2011), associado ao pacote Vegan (OKSANEN et al., 2011) e também do programa CANOCO (versão 4.5) (TER BRAAK e SMILAUER, 2002).

3.RESULTADOS

3.1 DESCRIÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

As variáveis ambientais mensuradas no reservatório e a pluviosidade estão descritos na Figura 2. A menor profundidade (Fig. 2A) registrada foi de 2 m no ponto 8 em novembro de 2016 e a maior profundidade de 13,5 m no ponto 1 em março de 2017. A transparência (Fig.

2B) variou entre 0,5 a 2,7 m, sendo o menor valor observado no ponto 8 enquanto que o maior no ponto 2.



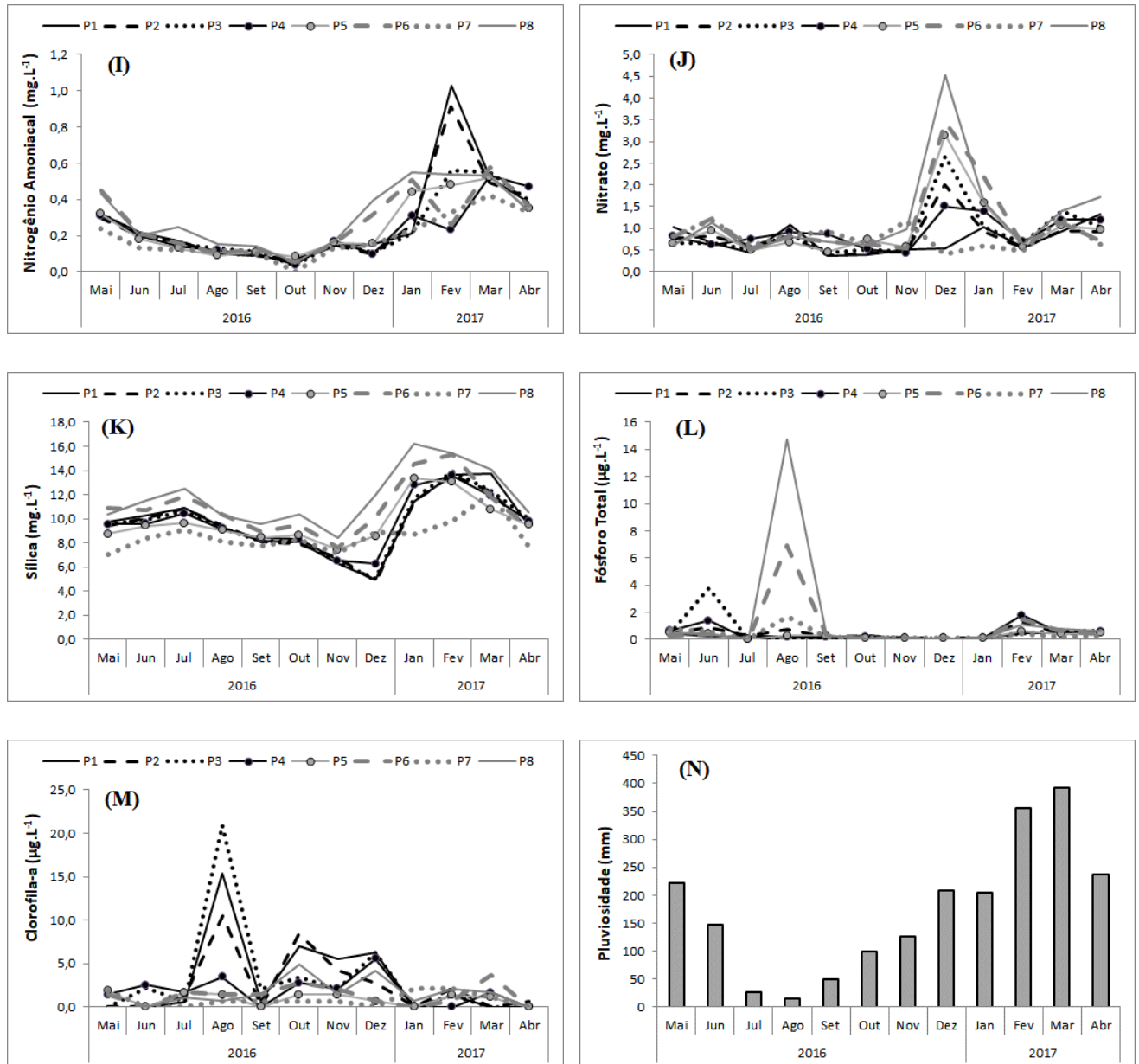


Figura 1 - Variação mensal das variáveis ambientais limnológicas e pluviométrica no reservatório de Curuá-Una entre os meses de maio de 2016 a maio de 2017.

Para a condutividade elétrica (Fig. 1C), o menor valor foi de $7,3 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na estação climatológica intermediária e os valores acima de $200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ocorreram na estação chuvosa. Os resultados de OD (Fig. 1E) aparentemente mostraram uma tendência de queda na estação chuvosa. O maior valor desta variável foi $11,67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no P4 no período de transição e o menor valor foi $1,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no P3 na estação seca. O menor valor de pH (Fig. 1F) durante o período de estudo foi 4,59 no ponto P5 no mês de agosto e o máximo foi 7,9 no ponto P1 no mês de novembro (estação seca).

A concentração de nitrogênio amoniacal apresenta uma tendência de aumento na estação chuvosa (Fig. 1I) e seu maior valor observado foi $1,03 \text{ mg.L}^{-1}$ no P1, enquanto que o menor valor observado foi $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ no P7 no período seco.

Os maiores valores observados no ponto P8 pela turbidez foi $30,2 \text{ NTU}$ (Fig. 1G), para o nitrato $4,54 \text{ mg.L}^{-1}$ (Fig. 1J) e sílica $16,18 \text{ mg.L}^{-1}$ (Fig. 1K), na estação climatológica intermediária e início da estação chuvosa, refletem características regionais da nascente do rio Curuá-Una.

Ao se analisar a DBO (Fig. 1H), registrando-se seus maiores valores no período chuvoso (valor máximo de $9,97 \text{ mg.L}^{-1}$ no P6). É importante salientar que este ponto recebe a contribuição dos principais tributários do reservatório.

As maiores concentrações de fósforo totais (Fig. 1L) registradas em nosso estudo foram em P8 ($14,7 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$) e P6 ($6,9 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$) na estação seca. A variação da Clorofila-a (Fig. 1M), mostrou-se inteiramente sazonal apresentando maiores valores na estação seca (P2= $10,47 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$; P1= $15,4 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$; P3= $20,94 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$). O valor mínimo de pluviosidade (Fig. 1N) foi de 15 mm no mês de agosto de 2016, enquanto o valor máximo foi de 393 mm no mês de março de 2017.

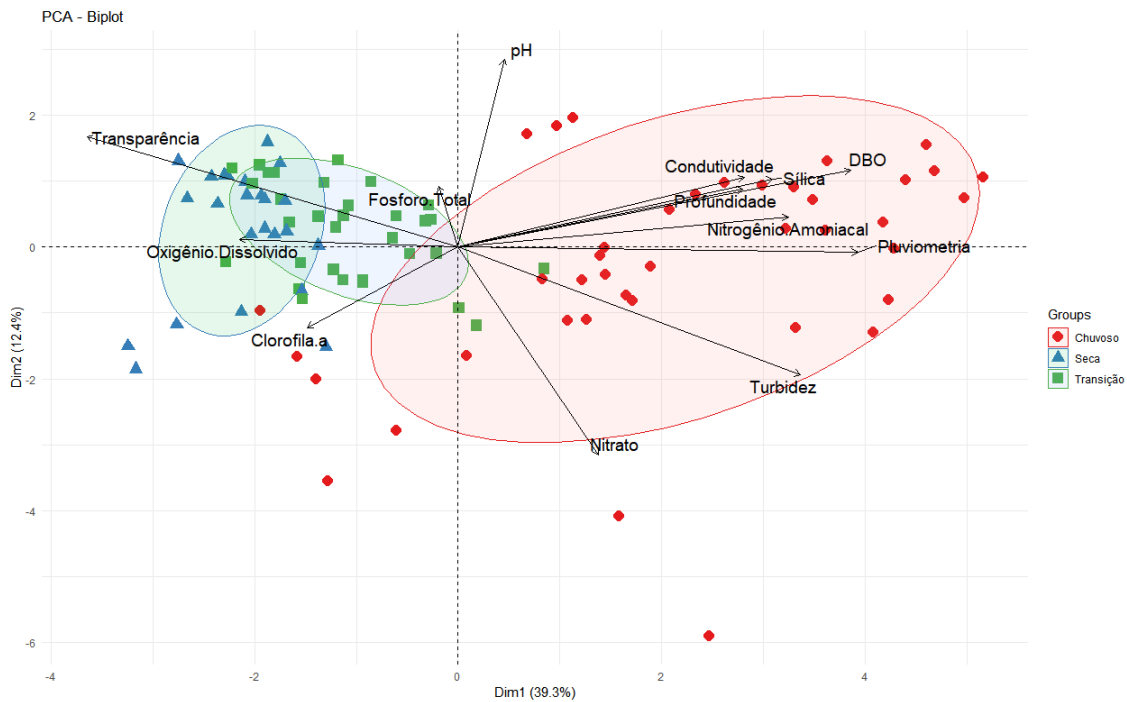


Figura 2 - Diagrama de ordenação da análise de componentes principais das variáveis limnológicas dos reservatórios de Curuá-Una.

Tabela 1 - Contribuição individual (*Loadings*) das variáveis ambientais (variáveis originais) para dois primeiros eixos gerados pela Análise de Componente Principais (PCA). Os *Loadings* que contribuem significativamente usando *bootstrappings* (n = 9999) para cada eixo estão destacados em negrito.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Profundidade	0,2804	0,1577
Transparência	-0,3735	0,2978
Condutividade	0,2818	0,1889
Oxigênio Dissolvido	-0,2149	0,0204
pH	0,0455	0,5074
Turbidez	0,3572	-0,3462
DBO	0,3863	0,2071
Nitrogênio Amoniacal	0,3249	0,0819
Nitrato	0,1281	-0,5614
Sílica	0,3095	0,1841
Fósforo Total	0,0191	0,1631
Clorofila-a	-0,1483	-0,2177
Pluviometria	0,3933	0,0147
Pincipal Components	Eigenvalue	% variance
1	5,111	39,3230
2	1,6143	12,4180

Na figura 2, Observa-se um padrão onde as amostras separam-se sazonalmente (estação chuvosa, seca e intermediária) clara entre as coletas ao longo dos 12 meses, essa dispersão tende à uma forte variação interanual no reservatório, contudo não ficou bem evidente um padrão espacial entre as amostras.

A PCA (Fig. 2) revelou que apenas os dois primeiros eixos são significativos, sendo que a variância explicada por esses dois eixos foi de 51,74% para os dados limnológicos e a pluviosidade. Na tabela 1, apresentam-se as contribuições individuais (*loadings*) das variáveis ambientais significativas que foram testadas usando *bootstrappings*.

De acordo com os resultados apresentados na tabela 1 e na figura 2, o primeiro eixo (PC) explicou uma variação de 39,32% formando um gradiente de transparência da água, oxigênio dissolvido e clorofila-a representados por um coeficiente negativo. Este mesmo eixo apresenta um gradiente com coeficientes positivos com as seguintes variáveis: Profundidade, condutividade, turbidez, DBO, nitrogênio amoniacal, sílica e pluviosidade, essas variáveis refletem claramente o efeito da estação chuvosa sobre o reservatório. Esse fato pode estar associado pelo escoamento superficial causado pela ação antrópica no entorno do reservatório.

O segundo eixo explica 12,4% e forma um gradiente de transparência, pH, turbidez, DBO e nitrato sendo que pH e nitrato apresentam as maiores contribuições para esse eixo. O pH aparentemente não sofre influência sazonal, quanto ao nitrato sua maior variabilidade é influenciada pela estação chuvosa. Observando a tabelas 2, é possível perceber que as variáveis

ambientais apresentam diferenças significativas no Fator Hidroperíodo com exceção da temperatura, fósforo total e clorofila-a. Foi possível observar que, com exceção da transparência e turbidez as outras variáveis não apresentaram diferença significativa no Fator Áreas. Entretanto, nenhuma das variáveis apresentou interações significativas entre os dois fatores. Tais resultados confirmam as hipóteses geradas pelas análises multivariadas aplicadas nesse estudo, que há um padrão temporal nas variáveis ambientais estudadas.

As comparações entre as médias dos tratamentos dos Fatores, que foram testadas *a posteriori* pelo teste de Tukey estão listadas na tabela 2, nota-se que as maiores médias para as variáveis profundidade, condutividade, turbidez, DBO, amônia, nitrato e sílica ocorrem no período chuvoso. No entanto, as maiores médias de transparência, oxigênio dissolvido e pH ocorrem nas estações seca e de transição.

Em relação as comparações das áreas, não ocorreram diferenças significativas entre as variáveis limnológicas com exceção das variáveis transparência e turbidez (Tab. 1). Os valores médios de transparência e turbidez, não apresentam diferenças significativas entre as áreas 1 e 2, entretanto apresentam menores valores médios na Área 3.

Tabela 2 - Resultado da análise de ANOVA *two-way* e teste de Tukey para comparação de médias, considerando como Fator 1 as variáveis do tempo (Hidroperíodo) e o Fator 2 as variáveis do espaço (Áreas). Efeitos significativos ($p < 0,05$) estão destacados em negrito.

Variáveis	Hidroperíodo		Áreas		Interação		Comparações de média	
	F	P	F	p	F	P	Hidroperíodo	Áreas
Profundidade	5,855	0,004	2,867	0,06225	0,680	0,6072	Ch>Tr>Se	-
Transparência	68,78	<0,0001	14,29	<0,0001	0,561	0,6915	Se>Tr>Ch	A1=A2>A3
Condutividade	18,46	<0,0001	0,149	0,861	0,296	0,8796	Ch>Tr=Se	-
Temperatura	0,35	0,8753	0,463	0,525	1,046	0,3883	-	-
Oxigênio Dissolvido	4,284	0,0168	1,43	0,2449	0,709	0,5877	Tr=Se>Ch	-
pH	3,71	0,0271	2,388	0,098	0,525	0,7175	Tr=Ch>Se	-
Turbidez	39,1	<0,0001	15,39	<0,0001	0,980	0,4226	Ch>Tr=Se	A1=A2>A3
DBO	45,47	<0,0001	0,093	0,9116	0,047	0,9957	Ch>Tr=Se	-
Amônia	11,7	<0,0001	0,079	0,9245	0,118	0,9758	Ch>Tr>Se	-
Nitrato	10,76	<0,0001	1,704	0,1881	0,597	0,6657	Ch>Tr=Se	-
Sílica	7,19	0,0013	0,327	0,7217	0,036	0,9974	Ch>Tr>Se	-
Fósforo Total	0,5015	0,6074	0,216	0,8062	1,397	0,2417	-	-
Clorofila-a	1,667	0,1947	1,901	0,1556	0,907	0,4635	-	-

Nota: Ch = período chuvoso; Tr = transição; Se = período seco; A1 = Área 1; A2 = Área 2 e A3= Área 3.

3.2 DESCRIÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

A comunidade fitoplanctônica da UHE de Curuá-Una nas estações estudadas esteve composta por 214 espécies distribuídas em oito grupos taxonômicos, sendo 98 Chlorophyta, 70 Bacillariophyta, dois Cryptophyta, quatro Dinophyta, cinco Cyanophyta, 22 Euglenophyta, 11 Chrysophyta e 3 Heterokontophyta. Deste total, 25% dos táxons foram identificados a nível específico. E seus valores médios, amplitudes (máximos e mínimos) e desvio padrão da densidade em Indivíduos por mL da comunidade estão descritos na tabela 3.

Tabela 3 – Estatística descritiva da densidade da comunidade fitoplanctônica.

Divisões taxonômicas	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
Chlorophyta	6,21	510,81	2002,05	61,25
Cryptophyta	11,98	286,22	1319,79	34,99
Dinophyta	0	29,83	410,10	7,23
Cianophyta	0	82,93	1621,78	28,36
Euglenophyta	0	27,56	89,48	2,91
Bacillariophyta	0	433,69	6822,64	157,01
Chrysophyta	0	112,79	2143,73	138,46
Heterokontophyta	0	1,617	23,03	0,58

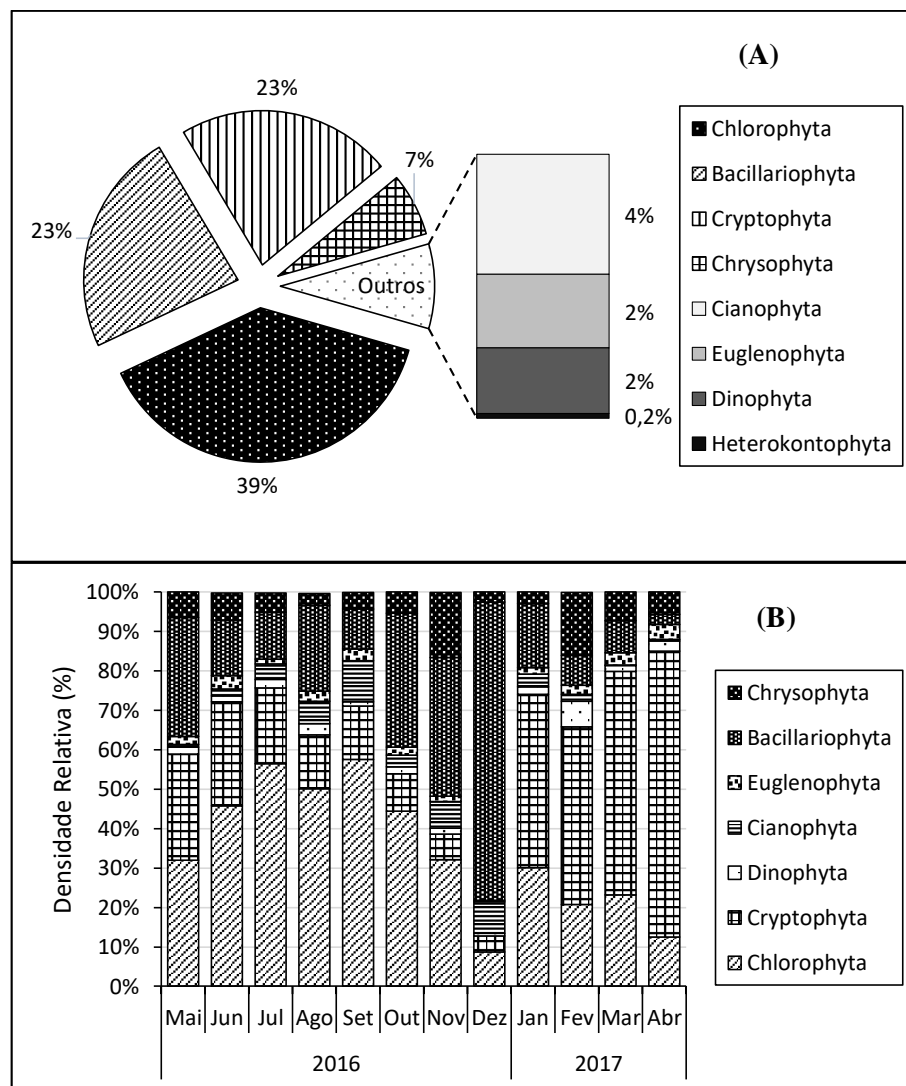
O grupo Chlorophyceae foi a melhor representada com 98 táxons, que correspondeu 39% da densidade total da comunidade (Fig. 3A). Dentro desta classe destacaram-se os gêneros *Coelastrum*, *Staurodesmus* e *Staurastrum* com 9 e 8 espécies respectivamente. Observa-se que nesta divisão, apresenta maiores densidades (Fig. 3B) relativas entre os meses junho a outubro que compreende a estação seca.

O grupo Cryptophyta foi responsável por 23% da densidade total da comunidade (Fig. 3A), distribuída em dois gêneros. As maiores densidades relativas ocorreram na estação chuvosa, nota-se que no mês de abril ocorre a maior contribuição dessa classe contribuição que está entorno de 72% (Fig. 3B) da densidade total para esse mesmo período.

O grupo Bacillariophyta corresponderam 23% da densidade total (Fig. 3A), as quais estão distribuídos em uma classe, 18 gêneros e 18 espécies. As Bacillariophyta (diatomáceas) também foram encontrados nos dois períodos estudados, a maior densidade relativa foi de 76% no mês de dezembro no início da estação chuvosa (Fig 3B). O gênero *Eunotia* apresentou o maior número de espécies (18), seguido por *Urosolenia* (17).

O grupo Chrysophyta representou 7% da densidade total (Fig. 3A), com 11 táxons, dois gêneros e três espécies e suas maiores densidades relativas ocorreram nos meses de novembro e fevereiro (Fig. 3B). Cyanophyta apresentou uma divisão, uma ordem, uma família

e um gênero, correspondendo a 4% da densidade total da comunidade (Fig. 3A), e sua maior densidade relativa observada foi no mês de setembro (Fig. 3B). Euglenophyta corresponde a 2% da densidade total (Fig. 3A) com 21 táxons pertencente a uma divisão, duas classes, três gêneros e duas espécies e sua densidade relativa é muito baixa ao longo do período estudado (Fig. 3B). As Dinophyta registrou-se 2% da densidade total (Fig. 3A) apresentou quatro táxons sendo todos eles do mesmo gênero não podendo ser identificado a nível específico. A divisão Heterokontophyta foi a que apresentou menor contribuição com a densidade total (Fig. 3A), correspondendo a menos de 1% do total.



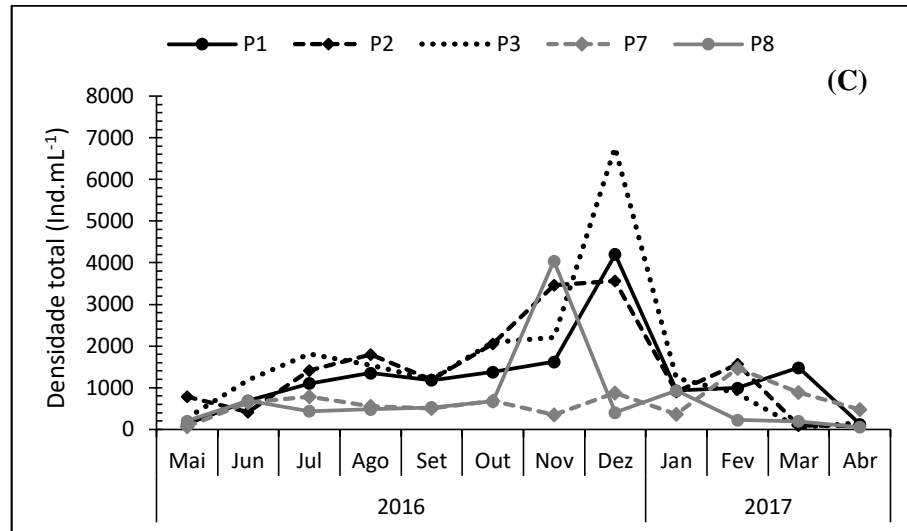


Figura 3 - Contribuição em percentual da composição da comunidade fitoplanctônica (A), Contribuição da densidade relativa em percentual da composição da comunidade fitoplanctônica (B) e Densidade total (C) do reservatório da UHE de Curuá-una, no período de maio de 2016 a abril de 2017.

Os valores máximo e mínimo da densidade total da comunidade (Fig. 3C) foram de 6763 ind.mL⁻¹ e 42 ind.mL⁻¹ respectivamente, ambos observados na estação de coleta P3. As maiores densidades totais (Fig. 3C) observadas entre a estação seca e o período de transição para chuvosa, a estação de coleta P7 só apresentou uma aumento na densidade total no mês de fevereiro de 2017. O efeito sazonal é marcante sobre a comunidade fitoplanctônica, isso é demonstrado na PENMANOVA (Tab. 4) onde só houve diferença significativa entre as estações climatológicas ($F = 9,83$; $p = 0,0001$), enquanto que o efeito espacial não apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) ao longo do estudo no reservatório.

Tabela 4 - Resultado da análise de PEMANOVA *two-way*, considerando como Fator 1 as variáveis do tempo (Variação climatológica) e o Fator 2 as variáveis do espaço (Estação de coleta).

Source	S.Q.	G.L.	Q.M.	Est. F	p-valor
Área	0,29	1	0,29	1,64	0,1204
Sazonalidade	17,56	1	17,56	9,83	0,0001
Interação	0,26	1	0,26	1,45	0,5348
Resíduo	10,1	56	0,18		
Total	11,79	59			

Nota: S.Q. – Soma dos Quadrados; G.L. – Grau de Liberdade; Q.M. – Quadrado Médio; Est. F – Estatística do teste F (Teste Fisher).

Na figura 4, apresenta-se a comparação da densidade total média e da concentração total média de clorofila-a do reservatório de Curuá-Una. As maiores densidades média totais são observadas nas estações seca e intermediária que vai dos meses de outubro a dezembro. A concentração média mensal de clorofila-a apresenta uma variabilidade semelhante a densidade

total média do fitoplâncton, apresentando valores máximo no mesmo período entre as estações seca e intermediária.

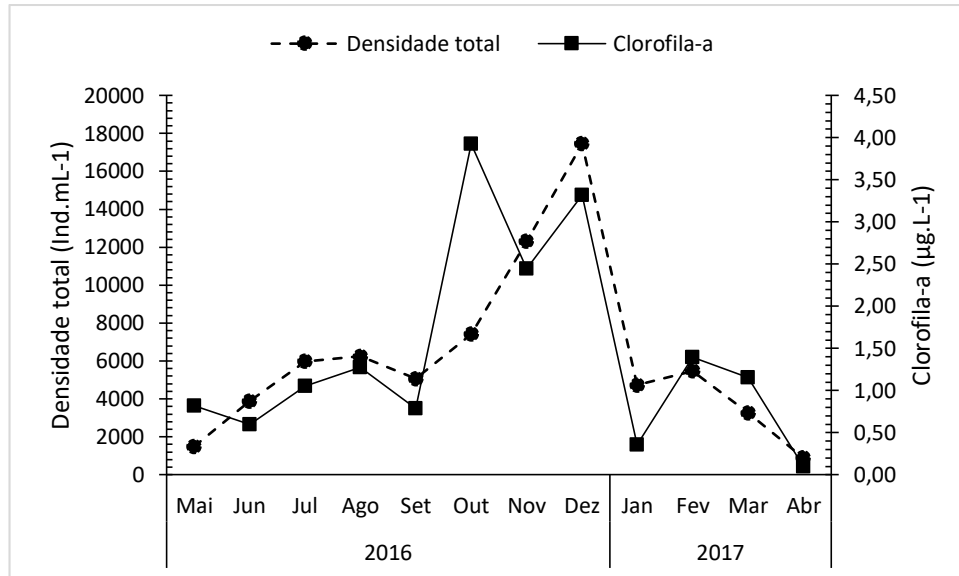


Figura 4 - Variação da densidade total média e concentração média de clorofila-a no Reservatório da UHE de Curuá-Una, nos períodos de maio de 2016 a abril de 2017.

A análise de correspondência canônica (CCA) mostrou que a composição específica do fitoplâncton é fortemente influenciada pelas variáveis ambientais (CCA, $F=5,9$ $p=0.002$) e que o total de explicação dessas variáveis explicativas é de 88,2%. Os dois primeiros eixos da CCA explicaram 88,1% e as variáveis ambientais consideradas significativas pelo teste Monte Carlo foram profundidade, turbidez, DBO, oxigênio dissolvido, fósforo total e clorofila-a (Tab. 5). O primeiro eixo é um gradiente de profundidade, turbidez e clorofila-a, esse gradiente explica 54,43% e enquanto que o segundo eixo explica 35,60% formando um gradiente de turbidez, oxigênio dissolvido e DBO.

Na figura 5, as densidades dos grupos taxonômicos de Euglenophyta, Dinophyta e Chrysophyta apresentam uma alta similaridade na estação seca, ambas estão fortemente associadas aos maiores valores de fósforo total na estação de coleta P7 e P8. As densidades de Cryptophyta está fortemente associadas aos ambientes com altos valores de turbidez que ocorrem na estação chuvosa no reservatório. Quanto as densidades de Chlorophyta, Cyanophyta e Heterokontophyta está fortemente associadas as variáveis pH e clorofila-a na estação seca, observa-se também que as densidades dessas classes taxonômicas tem seu maior valor nas estações próximo a represa. O grupo Bacillariophyta, está fortemente associada com maiores

valores de DBO e seus maiores densidade foram na estação chuvosa próximo a represa que caracteriza um ambiente lântico.

Tabela 5 – Resumo estatístico dos resultados da análise de correspondência canônica CCA das variáveis ambientais e da comunidade fitoplanctônica.

	Eixo 1	Eixo 2
pH	-0,6395	-0,6006
Turbidez	0,0570	0,9393
DBO	-0,5902	0,7509
Fósforo total	-0,4769	-0,1247
Clorofila-a	0,1369	-0,8783
Autovalores	0,159	0,120
Correlação Espécies-Ambiente	0,95	0,97
Percentagem cumulativa da variância	49,66	88,10
R ² ajustado	0,882	

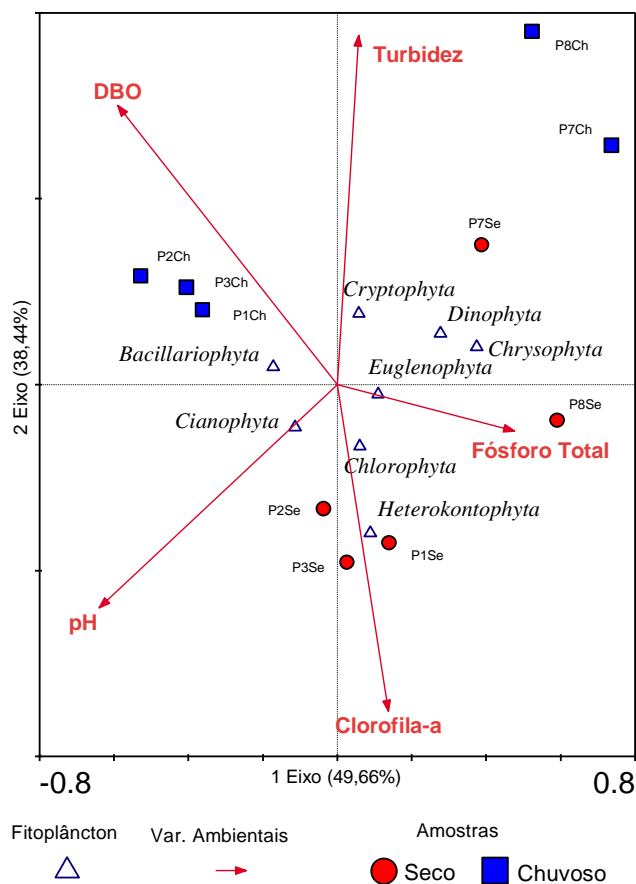


Figura 5 – Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica (CCA) com as variáveis ambientais, comunidade fitoplanctônica e ordenação das estações amostrais.

4.DISCUSSÕES

4.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Os resultados das variáveis profundidade e transparência foram semelhantes aos trabalhos de Junk et al. (1981), Vieira e Darwich (1999) que verificaram uma variação de transparência da água entre 0,6 metros no rio Curuá-Una (montante), mantendo na própria represa valores médios entre 1,6 a 2,3 m, portanto não apresentando grande flutuação entre os anos estudados.

Os valores de condutividade elétrica entre as estações intermediárias e seca foram semelhantes aos dados de Junk et al. (1981) ($11 - 28,4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), Vieira e Darwich (1999) ($10,9 - 25,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e Gunkel et al. (2003) observou valores médios de $25-29,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. No entanto, os valores acima de $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ observados no presente estudo coincide no período da estação chuvosa e podem estar associados ao aumento da ocupação humana no entorno do reservatório, que por consequência resulta em um maior aporte de sedimento na estação chuvosa. Segundo Gunkel et al. (2003), a bacia de sub-captação do rio Curuá-Una apresenta um enriquecimento iônico elevado ($40 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) causado por erosão de origem antrópica e pelo processo natural do ambiente. Os referidos autores, estimaram que o incremento de sedimento por erosão, ocorre em uma taxa equivalente a 0,7 m de entrada de sedimentos a cada 10 anos, o que poderia diminuir significativamente a vida operacional do reservatório de Curuá-Una.

Os dados de OD observados no presente estudo apresentaram padrões similares aos registrados por Junk et al. (1981) e Vieira e Darwich (1999) que observaram uma diminuição nos valores de OD à medida que as estações de coleta se situavam mais próximo da barragem ($5 - 4 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ na estação próxima à área fluvial para menos que $1-0,5 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ perto da barragem). O estudo de Gunkel et al. (2003), que avaliou aproximadamente 20 anos depois esta variável, foi observado um alto teor de oxigênio no epilimínio (0 - 3 m) de $5,5 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, bem como condições anóxicas no hipolimínio > 8 m de profundidade.

Com relação a variação de pH, os valores permaneceram semelhantes aos valores médios observados por Junk et al. (1981) (pH 4,1 – 5,4), Vieira e Darwich (1999) (pH 4,6 – 6,5) e Gunkel et al. (2003) (pH 5,2 – 6,8). Percebe-se que ocorre uma tendência de aumento nos valores máximos em comparação com os dados pretéritos registrados na literatura, e esta hipótese foi levantada em virtude da presença da amônia (NH_3) de origem antropogênica e da atividade pecuária observadas em algumas estações de coleta.

Quanto aos valores de nitrogênio amoniacal, percebe-se que nos pontos P1 e P2 os valores de amônia são similares, e nesta área do reservatório as características de ambiente lântico é evidenciado por estar próximo a barragem e pelo maior tempo de retenção da água. Nota-se que essa maior concentração de amônia próximo a represa é proveniente do produto de oxidação biológica do nitrogênio amoniacal (RICHTER et al., 2007). E além disso, é importante salientar que concentrações elevadas de amônia é um indicador de fonte poluidora, pois o mesmo é produto inicial da decomposição de resíduos orgânicos nitrogenados (MANAHAM, 2013).

As variáveis turbidez, nitrato e sílica podem está refletindo as características regionais da nascente do rio Curuá-Una, pois Curuá-Una. Vieira e Darwich (1999) observam que o efeito diluidor das chuvas no rio Curuá-Una (P8) é atenuado pela lixiviação e intemperismo dos solos mais ricos em minerais da cabeceira. Junk et al. (1981) apontam que o rio Curuá-Una no seu curso superior, atravessa as faixas carboníferas que são geoquimicamente mais ricas, enquanto que a bacia de captação dos rios Moju e Mojuí (P7), situa-se, predorninantemente, em terrenos do Terciário, que são mais ácidos e pobres em sais minerais.

O valor máximo de DBO observado no P6 pode ter uma relação com a contribuição dos principais tributários do reservatório. Essa quantidade elevada de DBO no período chuvoso observado no presente estudo pode estar relacionada ao intensivo assentamento rural com áreas de pastagens e agricultura devido à crescente densidade populacional na região dos tributários rios Mojuí dos Campos e rio Moju registrados desde a década de 90 (GUNKEL et al., 2003). A DBO é um parâmetro de medida direta e indireta da quantidade de matéria orgânica respirável presente na água e da qualidade do ecossistema aquáticos, também é um indicador potencial de emissões de gases de efeito estufa dos rios para atmosfera (WARD et al., 2013).

As elevada concentração de fósforo total no P8 e logo em seguida no P6 no mês de agosto, é provável que esteja associada ao solo mais rico do rio Curuá-Una no seu curso superior. Junk et al. (1981), registraram valores que oscilaram entre 32 a 43,4 $\mu\text{g L}^{-1}$. Gunkel et al. (2003) registraram valores médios de fósforo total no epilímnio 0,021 mg.L^{-1} e no hipolímnio 0,033 mg.L^{-1} . Comparando-se nossos resultados com os registrados na literatura, observa-se uma tendência de queda ao longo dos anos, e esta informação é demonstrada por Gunkel et al. (2003), em que na época de seus estudos consideram as concentrações de nutrientes baixas e observou uma condições eutrófica moderada após 23 anos do represamento. Com relação aos picos de concentrações de fósforo total no P3, P4 e P7, podem estar associados ao aumento da lixiviação do solo na região, provocado pela falta de proteção da vegetação ripária devido a intensiva ação antrópica no entrono do reservatório. Pois as microbacias

hidrográficas da região vem sofrendo alterações com a expansão agropecuária, com a ocupação do uso do solo nas três últimas décadas, isto pode estar contribuindo para o assoreamento e o aporte de nutrientes para essas microbacias (AGUIAR et al., 2014; SILVA; CONCEIÇÃO, 2017).

Os maiores picos de clorofila-a observados nesse estudo, ocorreram nos pontos centrais em direção a barragem, tendo sua vazão controlada tornando o ambiente lântico na estação seca, e isso contribuiu para aumento dos valores de transparência (Fig. 2B) que expandiu a zona eufótica favorecendo a atividade fotossintética. E, aliado a menor perda de material químico e biológico pelas turbinas e vertedouros a montante do reservatório, pode ter estimulado a taxa de crescimento fitoplanctônico, o que explica as maiores concentrações de clorofila encontradas neste período e nessa área. Outro evento que estaria associado esses picos de clorofila nas proximidade da barragem, seria a ação do vento em períodos de águas baixas, pois segundo Naselli-Flores e Barone (2003) em reservatórios pequenos e em períodos que o nível da água está baixo em elevado tempo de residência, estes sofrem ação direta do vento. Essa forçante climatológica, apesar de não ter sido mensurada nesse estudo, acredita-se que pode ter influenciado indiretamente na variabilidade da clorofila-a no reservatório de Curuá-Una, pois os sedimentos de lagos rasos podem liberar fósforo disponível em condições óxicas, através da ressuspensão do sedimento pelo vento, presumidamente, com a maior taxa fotossintética e produção primária (BOSTRÖM et al., 1982; SØNDERGAARD et al., 2003).

Os dados de precipitação pluviométrica não divergiram dos registrados por Vieira e Darwich (1999) que destacaram que a resposta na represa é simultânea e diretamente ligada a precipitação atmosférica, ocorrendo um período de águas baixas de junho a dezembro e outro de níveis elevados, de janeiro a maio, pelos registros da Usina. Isso foi confirmado por Vale et al. (2016), que demonstrou a existência de um padrão climático no reservatório cuja estacionalidade está bem definida, nos primeiros meses, de janeiro a maio, são os mais chuvosos, e entre julho e dezembro ocorre a estação seca.

A partir dos resultados da ANOVA (Tab. 2), foi observado que a variabilidade espacial apresentou uma distribuição longitudinal, aparentemente, homogênea para as variáveis ambientais, e como o reservatório de Curuá-Una é relativamente pequeno (32 km de extensão). Estes resultados demonstram que a distribuição dessas variáveis é homogêneo dentro do ambiente lântico, como também foi observado por Junk et al. (1989) em quase todos os parâmetros coletados em seu estudo.

As abordagens multivariadas (PCA), usadas no presente estudo geraram resultados que indicam que as fontes de variação interanual são resultantes de forçantes climáticas

(precipitação), ou seja, estas forçantes são a principal fonte de variação que leva à ocorrência de períodos de mistura e o transporte de sedimentos no reservatório que pode interferir na qualidade da água. Essa variação sazonal/interanual é um dos fatores chave que regem a estrutura das comunidades aquáticas por meio de muitos mecanismos ecológicos que incluem limitações a fatores abióticas e interações bióticas (JUNK et al., 1989; BAYLEY, 1991). Junk et al. (1989) foram os primeiros a enfatizarem a estreita relação entre o efeito da sazonalidade interanual e dos componentes abiótico e biótico, quando propuseram o conceito de Pulso de Inundação.

O restante da variação que não foi explicado pode estar associado à ação antrópica como ocupação do solo, pastagem e operações da barragem da UHE de Curuá-Una já citados por Gunkel et al. (2003), Aguiar et al. (2014), Silva e Conceição (2017), somados ao advento da expansão agrícola na região oeste do Pará e do desmatamento na região. Além disso, as variações dos padrões de precipitação interanuais na Amazônia podem ter alguma relação na variabilidade das variáveis ambientais do reservatório. Essa padrões de precipitação interanuais na Amazônia, que são controlados pelos fenômenos de Oscilação Sul no Pacífico (El Niño e La Niña), também pelo aumento na temperatura da superfície do mar Atlântico (aquecimento global) (FU et al., 2013; MARENGO et al., 2013; VALE et al., 2016) e de outras variáveis microclimáticas como por exemplo o vento.

4.2 VARIABILIDADE FITOPLANCTÔNICA

A comunidade fitoplânctônica no ciclo anual foi caracterizada pela alta diversidade de táxons (214) no período seco, e sua densidade foi decrescendo e atingindo valores mínimos no período chuvoso. Os grupos taxonômicos com maior contribuição percentual, são representada por Chlorophyta, Cryptophyta e Bacillariophyta juntas contribui aproximadamente 84% da densidade total. Para a região amazônica, essas três classes são as mais comuns e podemos citar alguns trabalhos onde essas classes foram registradas: Huszar e Reynolds (1997); Ibanez (1998); Melo e Huszar (2000); Melo et al. (2004); Raupp et al. (2009); Almeida e Melo, (2011); Pereira et al. (2013) e Pereira et al. (2017). No reservatório de Tucuruí-PA, Cyanophyceae foi a que contribuiu com mais de 50% de participação no estudo, sendo seus maiores valores encontrados no período seco (CUNHA, 2013).

O grupo Chlorophyta teve maiores densidade total relativas na estações seca. Essa classe é comum em ambientes aquáticos tropicais, sobretudo em ambientes lacustres e em muitos

casos é um grupo dominante (HUSZAR; REYNOLDS, 1997; NABOUT et al., 2006). Os altos valores de fósforo total e clorofila-a contribuiu significativamente para o incremento da densidade de Chlorophyceae (Fig. 6), pois essa forte associação no período de seca, ocasionou a maior dominância dessa classe diante das outras dentro desses reservatórios.

O grupo Cryptophytas tem apresentam uma maior contribuição em percentual para densidade total na estação chuvosa (Fig. 4B), e nessa estação de coleta ocorre os maiores valores de turbidez (Fig. 2G). A dominância desse grupo está associado a tolerância as baixas intensidades de luz, sendo encontradas, principalmente, em ambientes enriquecidos por nutrientes e com valores de transparência relativamente baixos (Fig. 6), são também oportunistas no sentido que ocupam nichos recém-abertos em função de perturbações (REYNOLDS et al., 2002).

As densidades observadas para Bacillariophyta mostraram-se sempre presentes no período seco, nos trabalhos de Melo et al. (2004), Raupp et al., (2009) e Pereira et al., (2017) demonstram que esse grupo apresenta maiores valores de riqueza e abundância de organismos ocorreram em período de águas baixas em lagos e em planícies de inundação amazônicas. Entretanto, foi observado a ocorrência de maior densidade relativa no mês de dezembro no período de transição, porém o reservatório nesse período ainda apresenta profundidades relativamente baixas que variam entre 3 a 9 metros, esses valores de densidade de Bacillariophyta de podem estar associados a estabilidade fluvial e menor profundidade. No trabalho de Pereira et al., (2017), demonstraram que a variação da riqueza de *pinnularia* (Bacillariophyta) no lago tupé, pode estar associado com o efeito da circulação vertical sobre coluna d'água período de águas baixas, causando a suspensão do material de fundo. Esse efeito, pode estar associado as maiores densidade dessa classe quando ocorre maiores valores de BDO no reservatório (Fig. 6), isso pode ter tornado as condições competitivamente favoráveis para essa classe que permitiu a sua proliferação nesse período e nas estações amostrais.

As Cianophyta apresentaram maior densidade em direção a represa, essa maior densidade coincide com os picos de clorofila-a nos pontos de P1, P2 e P3 no período seco, e apresenta uma forte associação com maiores valores de pH (Fig. 6), nesse mesmo período de estabilidade hidráulica do reservatório. Segundo MISCHKE (2003), ambientes lacustres rasos são os habitats mais apropriados para o crescimento das cianobactérias, sendo que a maioria encontra-se em águas neutroalcalinas, ou seja, valores de pH que variam entre 6,0 a 9,0.

Esse grupo tem uma preocupação espacial, pois durante o período de seca, as cianobactérias possuem um crescimento maciço de populações, ocorrendo um aumento de floração (KOMÁREK et al., 2002), este grupo pode trazer ocasionar a redução significativa da

riqueza e da diversidade das demais espécies fitoplanctônicas (TUCCI; SANT'ANNA, 2003), e muitas das quais liberam cianotoxinas, com diferentes propriedades toxicológicas (SANT'ANNA et al., 2007). O limite máximo de densidade estabelecido pela resolução do CONAMA 357 para classe 2 (água doce) é de até 50000 ind.mL⁻¹ ou 5 mm³.L⁻¹. Entretanto, nesse estudo esse grupo ocorreram em baixas densidades (Tab. 9D, Fig. 4A) e porcentagens no plâncton na épocas e dos locais amostrados.

Na análises PERMANOVA e CCA, ficou bem claro que padrão de distribuição sazonal no reservatório de Curuá-Una é fortemente significativo, pois altos valores de densidade total na estação seca, coincidem com maiores valores de clorofila-a, fósforo total e também menores turbidez e profundidade. Nessa estação, há maior estabilidade hidrodinâmica assim reduz o choque com as partículas suspensas na coluna d'água que causa um estresse sobre as células fitoplanctônicas que contribuem para a diminuição da diversidade no período de cheia (RODRIGUES et al., 2002).

O padrão observado entre as classes Euglenophyta, Dinophyta e Chrysophyta, na estação amostral P7 (Fig. 6), reflete as alterações antrópicas na região da sua microbacias hidrográficas, com a expansão agropecuária nas três últimas décadas (AGUIAR et al., 2014; SILVA; CONCEIÇÃO, 2017).

No presente estudo, os valores mais elevados de clorofila-a e densidades totais (Fig. 5) ocorreram nas estações transição e seca, independentemente da escala espacial. E esta associação desses maiores valores de densidade fitoplanctônica e clorofila-a, podem estar representadas pelas densidades do grupos Chlorophyceae, Bacillariophyta, Cryptophyta, Euglenophyceae e Cyanophyta que apresentaram as maiores contribuições em percentual da composição da comunidade fitoplanctônica.

Esses resultados aqui obtidos parecem demonstrar que, os fatores regionais ligados a qualidade da água influenciam diretamente na composição e na densidade de espécies fitoplanctônicas. Pois a influência dos rios formadores de reservatórios podem contribuir para uma grande quantidade de aporte de nutrientes que é de fundamental importância para produtividade primária (THORNTON et al., 1990).

5.CONCLUSÃO

Os resultados obtidos sugerem que significativo o efeito da sazonalidade hidrológica, e que a variabilidade espacial apresentou uma distribuição longitudinal homogênea para as variáveis ambientais e para comunidade fitoplanctônica. Tais mudanças no tempo são

suficientes para alterar os processos biológicos, gerando um padrão de redundância funcional durante o período chuvoso, quando as condições ambientais são mais turbulentas.

Os grupos taxonômicos que apresentaram maior contribuição em percentual para comunidade fitoplanctônica foram as chlorophytas, Bacillariophytas e cryptophytas. As densidades totais da comunidade fitoplanctônica, apresentaram maiores estimativas na estação seca para todas estações amostrais no período estudado. As variáveis ambientais que contribuíram significativamente foram pH, turbidez, DBO, fósforo total e clorofila-a.

É importante salientar que é necessário um monitoramento maior que um ciclo anual, principalmente para maior entendimento sobre a diminuição da concentração de nutriente em comparação a trabalhos anteriores, que observaram uma condição eutrofica moderada após 23 anos do represamento. Logo, é de grande importância a continuidade do monitoramento para observar possíveis alterações pelo aumento da ação antrópica no reservatório.

6.REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L.C. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliação e perspectivas. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2ª Ed. São Carlos: RiMA. p.23-56. 2006.

AGUIAR, C. P. O.; PELEJA, J. R. P.; SOUSA, K. N. S. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. **Revista Árvore**, v.38, n.6, p.983-992, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000600003>.

ALMEIDA, F.F.; MELO, S. Phytoplankton community structure in an Amazon floodplain lake (Lago Catalão, Amazonas, Brazil). **Neotropical Biology and Conservation** 6(2):112-123. 2011.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology** 26:32-46. 2001.

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Banco de Informações de geração**. Aneel, Brasília, DF, Brasil. 2009. Disponível em <<http://www.aneel.gov.br>> Acesso em: 10 jan. 2017.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed. Washington, 1992.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

BAYLEY, P. The flood pulse advantage and the restoration of river-floodplain systems. **Regulated Rivers: Research & Management**, v.6, p.75-86. 1991. <http://doi/10.1002/rrr.3450060203>.

BOSTRÖM, B.; JANSSON, M.; FORSBERG, C. Phosphorus release from lake sediments. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.**, v.18, p.5-59. 1982.

BOZELLI, R. L.; HUSZAR, V. L. M. Comunidades fito e zooplanctônicas em tempo de avaliação. **Limnotemas**, Rio de Janeiro, v. 3, n. 1, p. 1-15, 2003.

CARVALHO, M. **Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios do Estado de São Paulo**. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo. 2003.

CUNHA, C.J.S. **Variação Espacial e Temporal do Fitoplâncton do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Tucuruí - Pará**. 2013. 119 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca) – Universidade Federal do Pará, Pará.

DIEGUES, A. C. S. Etnoconservação da Natureza: enfoques alternativos. In: DIEGUES, A. C. (Org.). **Etnoconservação: novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. São Paulo: Hucitec, 2. Ed, 2000. p. 1-46.

DUBELAAR, G. B. J.; GEERDERS, P. J. F. R. R. JONKER, High frequency monitoring reveals phytoplankton dynamics. **J. Environ. Monit.**, 6: 946-952. 2004.

EDWARDS, K.F.; KLAUSMEIER, C.A.; LITCHMAN, E. Evidence for a three-way tradeoff between nitrogen and phosphorus competitive abilities and cell size in phytoplankton. **Ecology**, 92(11): 2085–2095. 2011.

ELETROBRAS. **Potencial Hidrelétrico Brasileiro**, 2017. Institucional. Disponível em: <www.eltrobras.com>. Acesso em: 12 jul. 2018.

FARIA, A. M. M. Hidroelétricas Amazônicas: Fontes energéticas apropriadas para o desenvolvimento regional? **Paper do NAEA n°190**, 1-37. 2006.

FEARNSIDE, P. M. Do hydroelectric dams mitigate global warming? The case of Brazil's Curuá-Una Dam. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, 10(4): 675-691. 2005. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-005-7303-7>.

FEARNSIDE, P. M. Hidrelétricas e hidrovias na Amazônia: Os planos do governo brasileiro para a bacia do Tapajós. pp. 85-98. In: Fearnside, P. M. (Ed.). **Hidrelétricas na Amazônia: Impactos Ambientais e Sociais na Tomada de Decisões sobre Grandes Obras**. Vol. 2. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 297pp. 2015.

FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. Uma Revisão Geral Sobre o Clima da Amazônia. **Acta Amazonica**, 28:101–126. 1998.

FU, R.; YIN, L.; LI, W.; ARIAS, P. A.; DICKINSON, R. E.; HUANG, L.; FERNANDES, K.; LIEBMANN, B.; FISHER, R.; MYNENI, R. B. Increased dry-season length over southern Amazonia in recent decades and its implication for future climate projection. **Proceedings of the National Academy of Science**, v.110, p.18110–18115. 2013. <http://10.1073/pnas.1302584110>. Epub 2013 Oct 21.

GUNKEL, G.; LANGE, U.; WALDE, D.; ROSA, J. W. C. The environmental and operational impacts of Curuá-Una, a reservoir in the Amazon region of Pará, Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**. V.8, p. 201–216. 2003.

HUSZAR, V. L. M.; REYNOLDS, C. S. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brasil): response to gradual environment change. **Hydrobiologia** 346:169-181. 1997.

IBAÑEZ, M. S. R. Phytoplankton composition and abundance of a central Amazonian floodplain lake. **Hidrobiologia**, 362: 79-83. 1998.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river – floodplain systems. **Special Publication of the Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. v.106, p.10–127. 1989.

JUNK, W. J.; ROBERTSON, B. A.; DARWICH, A. J.; VIEIRA, I. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidroelétrica da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 11(4): 689-716. 1981.

KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVÁ, J. Review of the European Microcystis-Morphospecies (Cyanoprokaryotes) from nature. **Czech Phycology, Olomouc**. vol. 2, p. 1-24. 2002.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**, 3rd English edition. Elsevier, 853p. 2012.

LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LE CREN, D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimating by counting. **Hydrobiologia** 11: 143-170. 1958.

MANAHAM, S. E. **Química Ambiental**. 9 ed. Porto Alegre. Bookman Editora Ltda, 2013.

MARQUES, A.K. **Análise da diversidade fitoplanctônica no reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, no médio Tocantins – TO: estrutura da comunidade, flutuações temporais e espaciais**. Palmas-TO, 2006. 158 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente) – Universidade Federal do Tocantins. 2006.

MELO, S.; HUSZAR, V. L. M.; ROLAND, F.; ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. Phytoplankton diel variation and vertical distribution in two Amazonian floodplain lakes (Batata lake and Mussurá lake, Pará, Brasil) with different mixing regimes. **Amazoniana**, 18 (1-2): 1-10. 2004.

MELO, S.; HUSZAR, V. L. Phytoplankton in a Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): Diel variation and species strategies. **Journal Plankton Research**. 22(1):63-76. 2000.

MELO, S.; HUSZAR, V.L.M. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): Diel variation and species strategies. **Journal of Plankton Research**, 22:63–76p. 2000.

MISCHKE, U. Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. **Acta Oecologica**, v.24, p.511-523. 2003.

MORETTO, E. V.; GOMES, C. S.; ROQUETTI, D. R.; JORDÃO, C DE O. Histórico, tendências e perspectivas no planejamento espacial de usinas hidrelétricas brasileiras: a antiga e atual fronteira Amazônica. **Revista Ambiente & Sociedade**, v.XV, n. 3, p. 141-164, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2012000300009>.

NABOUT, J. C.; NOGUEIRA, I. S.; OLIVEIRA, L. G. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazilian the rainy and dry seasons. **Journal Plankton Research**. 28 (2): 181–193. 2006.

NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. Steady-state assemblages in a Mediterranean hyperthrophic reservoir. The role of *Microcystis* ecomorphological variability in a maintaining an apparent equilibrium. **Hydrobiologia**, v.502, p.133-143. 2003.

NÔGES, P. MISCHKE, U.; LAUGASTE, R.; SOLIMINI, A. G. Analysis Of Changes Over 44 Years In: The Phytoplankton Of Lake Võrtsjarv (Estonia): the effect of nutrients, climate and the investigator on phytoplankton-based water quality indices. **Hydrobiologia**, 646: 33– 48p. 2010.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA R. B.; SIMPSON, G. L. **Vegan: Community Ecology Package**. 2011. (R package version 1.17-6). Disponível em: < <http://cran.r-project.org/package=vegan> >.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E. E. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum** 22: 445-453. 2000. <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiols.v22i0.2963>.

PADISÁK, J., BORICS, G., GRIGORSZKY, I. E SORÓCZKI-PINTÉR, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia**, n.553, p. 1-14. 2006.

PEREIRA, A. C.; TORGAN, L. C.; MELO, S. *Pinnularia Ehrenberg* (Bacillariophyceae) de um lago de inundação amazônico (lago Tupé, Amazonas, Brasil). **Iheringia. Série Botânica**, v. 68, p. 91-101, 2013.

PEREIRA, A. C.; TORGAN, LEZILDA CARVALHO; MELO, SERGIO. Variação da riqueza de *Pinnularia* (Bacillariophyta) no lago Tupé (Bacia Amazônica) e sua relação com o ciclo hidrológico. **Biota Amazônia**, v. 7, p. 15-18, 2017.

PERES-NETO, P. R.; JACKSON, D. A.; SOMERS, K. M. Giving meaningful interpretation to ordination axes: assessing the significance of eigenvector coefficients in principal component analysis. **Ecology** 84: 2347–2363. 2003. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/00-0634/abstract>.

R Development Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. 2011. Disponível em <<http://www.r-project.org>>.

RAUPP, S.V.; TORGAN, L; MELO, S. Planktonic diatom composition and abundance in the Amazonian floodplain Cutiuau Lake are driven by the flood pulse. **Acta Limnologica Brasiliensis**, 21(2): 227-234. 2009.

RAVEN, P.H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S.E. **Biologia vegetal**. 7ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 830p. 2007.

REYNOLDS, C.S; HUSZAR, V. L. M.; KRUK, C.; FLORES-NASELLI, L. & MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, 24(5): 417-428. 2002.

REYNOLDS, C.S; HUSZAR, V. L. M.; KRUK, C.; FLORES-NASELLI, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, 24(5): 417-428. 2002.

RICHTER, E. M.; FORNARO, A.; LAGO, C. L.; ANGNES, L. Avaliação da composição química de águas do Sistema Guarapiranga: estudo de caso nos anos de 2002 e 2003. **Quim. Nova**, Vol. 30, No. 5, 1147-1152, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422007000500018>.

RODRIGUES, L.C.; TRAIN, S.; ROBERTO, M.C.; PAGIORO, T. A. Seasonal fluctuation of some limnological variables on a floodplain lake (Patos lagoon) of the Upper Paraná River, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. 45(4): 499-513. 2002.

SANT'ANNA, C. L.; SORMUS, L.; TUCCI, A.; AZEVEDO, M. T. P. Variação sazonal do fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, SP. **Hoehnea** 24: 67-86. 2007.

SANTOS, E. S.; CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A. Usina Hidrelétrica na Amazônia e impactos socioeconômicos sobre os pescadores do município de Ferreira Gomes-Amapá. **Ambiente & Sociedade**. São Paulo v. XX, n. 4. p.197-214. 2017.

SILVA, R. G. C.; CONCEIÇÃO, F. S. Agronegócio e campesinato na Amazônia brasileira: transformações geográficas em duas regiões nos estados de Rondônia e Pará. **GEOgraphia**, vol. 19, n. 41, 2017. <https://doi.org/10.22409/geographia.v19i41.1008>.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v.506, p.135-145. 2003. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd>.

STRICKLAND, J. D; PARSONS, T. R. **A manual of sea water analysis**. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, Bulletin n. 125. p. 1-185. 1968.

TER BRAK, C.J.F.; SMILAUER, P. **CANOCO reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide, Software for Canonical Community Ordination** (version 4.5), Biometris, Wageningen and Česke Budějovice, Netherlands, 2002. 500 p.

THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. Reservoir Limnology: Ecological perspectives. **John Wiley & Sons Inc.** 246 p. 1990.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya e Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. **Rev.Bras. Bot.** São Paulo, v.26, n.1, 97-112 p. 2003.

TUNDISI, T. M.; TUNDISI, J. G. **Limnologia**. Oficina De Textos. 2008.

UELINGER, V. Étude statistique des methodes de denombrement planctonique. **Archives Sciences** 17 (2): 121-223. 1964.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton. Methodik. **Mitt int Ver theor angew Limnol** 9: 1- 38. 1958.

VALE, R. S.; GOMES, A. C. S.; SANTANA, R. A. S.; TÓTA, J.; MILLER, S. D.; SOUSA, R. A. F. Hydroclimatic variables associated with El Nino and La Nina events at the Curuá-Una hydroelectric reservoir, Central Amazonia. **Acta Amazonica**, vol.46(3) p.303-308. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201600083>.

VIEIRA, I.; DARWICH, A. J. Sinecologia da ictiofauna de Curuá-Una, Amazônia: Características hidroquímicas, Climáticas, vegetação e peixes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Vol. 11, N2, p.41-64. 1999.

WARD, N. D.; KEIL, R. G.; MEDEIROS, P. M.; BRITO, D. C.; CUNHA, A. C.; DITTMAR, T.; YAGER, P. L.; KRUSCHE, A. V.; RICHEY, J. E. Degradation of terrestrially derived macromolecules in the Amazon River. **Nature Geoscience**, v. 6, n. 6, p. 1–4. 2013. <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo1817>.

WEBER, C. I. Plankton. In: **National Environmental Research Center Office of Research na Development U. S. Environmental Protection Agency Cincinnati** (Ed.) Biological Field and laboratory methods dos measuring the quality surface water nad effluents. U. S. A. p. 1-17, 1973.

CAPÍTULO 3

O uso de modelagem matemática para simulação de clorofila-a e geração de cenários de produção de tabaqui em tanque-res no reservatório da UHE de Curuá-Una

1.INTRODUÇÃO

Diante do esgotamento da possibilidade de aumentar o potencial energético das principais bacias hidrográficas da região Sul e Sudeste, a Amazônia é o alvo das políticas de expansão energética brasileira. Atualmente, a Amazônia representa um polo promissor para a instalação de mais de 23 hidrelétricas nos seus rios, assim integrando aos reservatórios já existentes como Tucuruí, Balbina, Samuel, Madeira e Belo Monte (BRASIL, MME 2011; FEARNSSIDE, 2015).

A Usina Hidrelétrica (UHE) de Curuá-Una foi a primeira usina construídas na Amazônia Central criada na década de 70 (JUNK et al., 1981). Ela foi implantada no rio de mesmo nome, que é um dos tributários do rio Amazonas, a usina foi construída com uma capacidade geratriz de 30MW (QUINTÃO et al., 2009).

Os impactos ecológicos causados pela construção da represa geraram inúmeros pontos negativos, os quais na fase de planejamento não foram previstos resultando como a perda do solo, perdas de espécies de plantas e animais, mudanças florísticas e faunísticas abaixo e acima da represa, impactos para pesca, impacto ao balanço global de CO₂, modificações da geometria hidráulica do rio, modificações na hidrologia, deterioração da qualidade da água e etc (JUNK; MELLO 1990; FEARSIDE 2005).

Estudos realizados por Vieira e Darwich (1999) no reservatório da UHE de Curuá-Una, demonstraram que a construção da barragem alterou no reservatório parâmetros físico-químicos com transparência, temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido gerando impactos para a biota aquática.

Por ser antiga (40 anos) e ter passado por todos os processos pós-instalação, a UHE de Curuá-Una, pode ser um exemplo de projeção dos impactos causados por esses empreendimentos na Amazônia pois sua estrutura de habitat, física, química e biológica aparentemente apresenta-se mais consolidada.

Em decorrência da crescente demanda por pescado, nos últimos anos foi registrada uma tendência de crescimento considerável na implantação de sistemas de pisciculturas em tanques-rede nas grandes represas brasileiras, decorrente de vantagens zootécnicas sobre a piscicultura em tanques escavados (RAMOS et al., 2008a). Este sistema ganhou impulso em meados da década de 1990, principalmente na região Sudeste tendo como modelo zootécnico, as tilápias (SCORVO FILHO et al., 2010). E na bacia Amazônica vem se obtendo resultados promissores com o cultivo de Tambaqui, *C. macropomum*, onde foi testado em gaiolas colocadas em lago de inundação da Amazônia central (BRANDÃO et al., 2004; GOMES et al., 2006).

De acordo com diversos autores, os maiores impactos causados pela piscicultura em tanques-rede estão relacionados ao aumento nas concentrações de fósforo, de nitrogênio, da turbidez, da matéria orgânica medida como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), da redução da transparência da água, da concentração de oxigênio dissolvido, da condutividade elétrica, das quedas no pH e, mais raramente, até mesmo da mudança de temperatura da água (CORNEL; WHORISKEY, 1993; KUBITZA, 1999; GUO; LI, 2003).

Segundo Folke e Kautsky (1992), 13% do nitrogênio e 66% do fósforo aportado via ração sofre sedimentação, 25% do nitrogênio e 23% do fósforo são convertidos em massa (carne) e 62% de nitrogênio e 11% de fósforo ficam dissolvidos na água. Dentre os nutrientes, sabe-se que o fosfato é o nutriente mais importante para a eutrofização artificial em águas doces (ESTEVES, 2011). O aumento na incorporação de P e N oriundos da degradação dos resíduos fecais e da excreção dos peixes pode causar eutrofização (enriquecimento em nutrientes e excessivo aumento da produção primária) das áreas do reservatório sob a influência dos parques aquícolas (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

Håkanson (2005), calculou as emissões de efluentes oriundas do cultivo de peixes em tanques-rede, a partir da produção anual de pescado; taxa de conversão alimentar e as concentrações de fósforo total lançado no ambiente na forma dissolvida e na forma particulada. Com base nessas informações é possível simular o fluxo de nutrientes em um ambiente de produção aquícola. Gyllenhammar et al. (2008) também avaliando os efluentes provenientes da aquicultura, utilizou um modelo matemático dinâmico de balanço de massa para simular fluxos de fósforo e de nitrogênio em um mesocosmo representado por um cultivo de peixes. Chowdbury et al. (2013) ao simularem os níveis de proteína na dieta (40, 38 e 35%) para diferentes fases de cultivo da tilápia (*Oreochromis niloticus*), obtiveram cenários de lançamento de fósforo e nitrogênio em resíduos sólidos e dissolvidos para meio ambiente tomando como base para essa simulação a quantidade de alimento fornecido e sua composição química.

A interação dos efluentes da piscicultura de tanque-rede e a taxa de crescimento da biomassa do fitoplâncton foi proposto por Yin et al. (2008), os quais elaboraram um modelo conceitual dessa interação dos componentes ambientais e de produção aquícolas, tendo início no manejo alimentar e finalizando no aproveitamento dos nutrientes pelo fitoplâncton que tem como consequências o bloom de algas e mudanças na composição de espécies.

A partir dessas informações que constam na literatura, o objetivo deste trabalho é construir um modelo simplificado da dinâmica da biomassa fitoplanctônica em função das variações mensais de fósforo, nitrogênio, temperatura e luminosidade e simular três cenários de

produção de tabaqui em tanque-rede para avaliar o balanço de massa do aporte de nutrientes no reservatório.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A Usina Hidrelétrica de Curuá-Una está localizada no rio Curuá-Una, município de Santarém-PA, distante cerca de 72 km da sede municipal. O reservatório tem área de 102 km² e volume de 400 m³ no nível d'água normal, equivalente à cota 68 metros acima do nível do mar e o nível d'água mínimo do reservatório situa-se na cota 61 metros (Figura do mapa da área de estudo, encontra-se no Capítulo 1).

2.2 DESCRIÇÃO DO MODELO

Para construção do modelo foi dividida em duas etapas, a primeira foi construir um modelo termos de biomassa total (clorofila-a) e a segunda etapa é elaborar uma projeção de três cenários de produção tabaqui em tanques-redes no reservatório, baseado nas densidade de estocagem de 50 peixes.m⁻³ proposto por Gomes et al. (2006), densidade de 20 e 30 peixes.m⁻³ proposto por Silva e Fujimoto (2015) e uma menos restrita de 10 peixes.m⁻³ proposto por este trabalho para averiguar um cenário menos poluente ambas dando início de cultivo na fase juvenil.

Para a construção do modelo integrado das duas etapas, recorreu-se ao software STELLA 8.0 (Structural Thinking Experimental Learning Laboratory with Animation) que simula situações reais de sistemas ecológicos dinâmicos, ao mesmo tempo em que possibilita a compreensão de diversas funções matemáticas e a leitura das saídas gráficas correspondentes (RICHMOND, 1987; FERRACIOLI; CAMILETTI, 1998; DUVOISIN, 2000).

Sendo assim, o modelo conceitual para primeira etapa está ilustrado na figura 1, construído no STELLA que possui apenas umas das variáveis de estado que é biomassa total do fitoplâncton em termos de clorofila-a, sendo iniciado com a taxa crescimento fitoplanctônico e, posteriormente suas perdas.

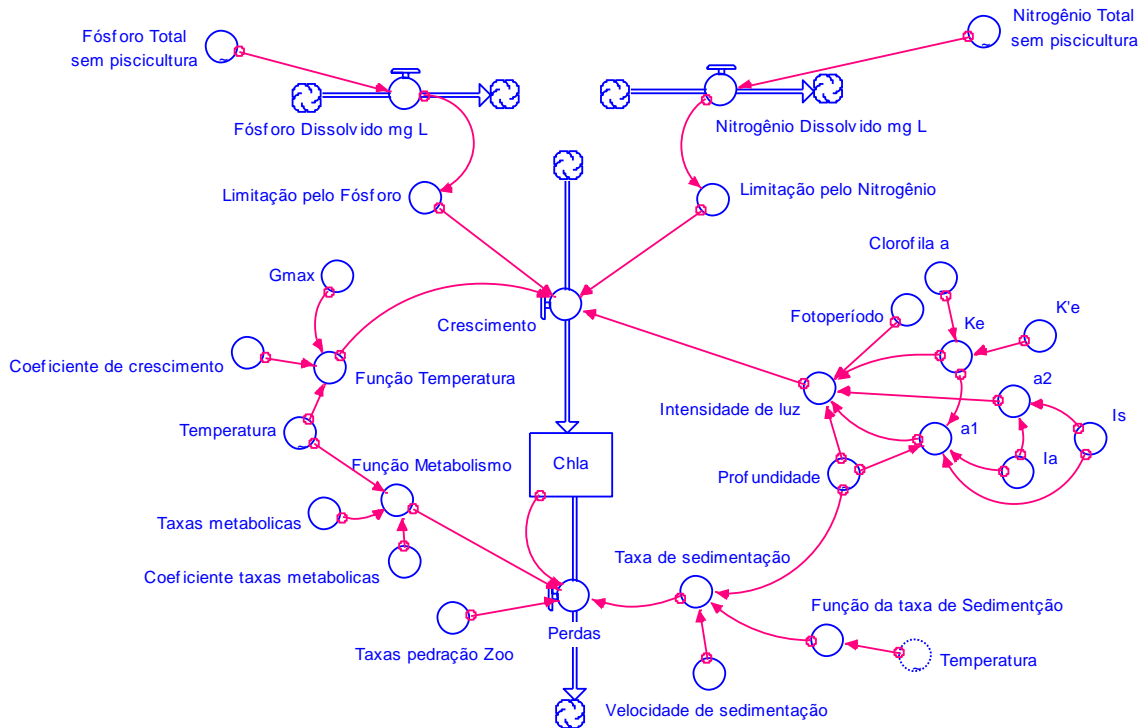


Figura 1 - Diagrama do modelo dos processos da dinâmica do fitoplâncton para o Reservatório da UHE de Curuá-Una construído. Retângulos: variáveis de estado; Círculos: variáveis forçantes e/ou auxiliares; Setas Grossas: trocas de energia/matéria; Setas finas: influências de uma variável em outra; Nuvens: fontes ou sumidouros.

O modelo que representa os processos da dinâmica do fitoplâncton inclui uma junção de funções que incluem a função de apreensão de nutrientes proposto por Michaelis-Menten-Monod, assim como do crescimento de La Droop, acoplada à lei do mínimo de Liebig (ANGELINI; PETRERE, 2000; HIPSEY et al., 2006; WILLIAMS, 2006; CHAPRA, 2008; RINKE et al., 2010).

Assim, a taxa de crescimento foi calculada pelas seguintes formulações abaixo:

a) Equação diferencial da taxa de crescimento do fitoplâncton:

$$\frac{d\mu_{ga}}{dt} = (G_{max} \cdot \min[f(N), f(P)] \cdot f(I) \cdot f(T) - R(T) - Pred - Sed)\mu_{ga}$$

Onde: μ_{ga} = Taxa de crescimento; G_{max} = Taxa máxima de crescimento; $f(I)$ = Limitação pela luz; $f(N)$ = Limitação pelo nitrogênio; $f(P)$ = Limitação pelo fósforo; $f(T)$ = Função da temperatura; $R(T)$ = Taxa de perdas metabólicas em função da temperatura; $Pred$ = Taxa de predação pelo zooplâncton e Sed = Taxa de sedimentação do fitoplâncton.

b) Funções de limitação de nutrientes para o crescimento do fitoplâncton:

$$f(N) = \frac{N}{k_N + N}$$

$$f(P) = \frac{P}{k_P + P}$$

Onde: N e P = concentrações de nutrientes: nitrogênio, fósforo, K_n , K_p = concentrações de meia saturação de N e P respectivamente.

c) Funções de limitação da luz para o crescimento do fitoplâncton:

$$f(I) = \frac{2,718 \cdot f_p}{K_e \Delta Z} \cdot (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_2})$$

$$\alpha_1 = \frac{I_a}{I_s} \cdot e^{-K_e \cdot Z_2}$$

$$\alpha_2 = \frac{I_a}{I_s} \cdot e^{-K_e \cdot Z_1}$$

$$k_e = k'_e + 0,0088 \cdot \alpha + 0,054 \cdot \alpha^{\frac{2}{3}}$$

Onde: I_a = intensidade diária total da luz na superfície da água; I_s = intensidade de luz ótima para o crescimento de algas; K_e = coeficiente de atenuação da luz na água; K'_e = Coeficiente de extinção da luz biótico; f_p = fotoperíodo; $\Delta Z = Z_1 - Z_2$ = profundidade, sendo $Z_1 = 0$ é a camada superficial; α = concentração de fitoplâncton em $\mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila-a.

d) Função da temperatura para o crescimento do fitoplâncton:

$$f(T) = \theta^{T-20}$$

Onde: θ = Coeficiente do efeito de temperatura; T = temperatura em °C.

e) A taxa de perda metabólica (respiração e excreção) e perda por predação pelo zooplâncton proposto por Bowie et al. (1985); Chapra (2008), Fragoso Jr et al. (2008):

$$R(T) = k_{ra} \cdot \theta_r^{T-20}$$

$$\mu_z = k_z$$

Onde: K_{ra} = taxa de respiração e excreção; θ_r = coeficiente que modela as perdas metabólicas sobre o efeito da temperatura; K_z = taxa de mortalidade devido a predação.

f) Função de sedimentação fitoplanctônica proposto por Bowie et al. (1985) e complementada pela função da temperatura para a velocidade de sedimentação (TETRA TECH, 1980):

$$Sed = \frac{V_s}{\Delta Z} \cdot \left(\frac{157,5}{0,69 T^2 - 5,3 T + 177,6} \right)$$

Onde: Sed = taxa de sedimentação; V_s = velocidade de sedimentação do fitoplâncton na temperatura ótima; ΔZ = profundidade observada (m); T = valores de temperatura observada em campo.

Os valores das constantes e de outros parâmetros para calibração e simulação do modelo, encontram-se na tabela 1.

Tabela 1 - Valores dos parâmetros utilizados para calibração do modelo dos processos dinâmicos do fitoplâncton.

Parâmetros	Descrição	Unidade	Intervalo de valores	Referências
G_{max}	Taxa de crescimento	dia ⁻¹	1,5-3,0	Jørgensen (1994), Bowie et al. (1985)
I_s	Intensidade de luz ótima para o crescimento de algas	cal.cm ⁻² dia ⁻¹	100-400	Schladow e Hamilton (1997)
I_a	Intensidade de luz na região amazônica	cal.cm ⁻² dia ⁻¹	730-875	Salati e Marques (1984)
$K'e$	Coeficiente de extinção da luz biótico	dia ⁻¹	0,25-0,65	Schladow e Hamilton (1997)
K_p	Constante de semi-saturação para P	µg.L ⁻¹	1-5	Chapra (2008)
K_n	Constante de semi-saturação para N	µg.L ⁻¹	5-20	Chapra (2008)
K_{si}	Constante de semi-saturação para Si	µg.L ⁻¹	20-80	Chapra (2008)

T_{ref}	Temperatura padrão/referência	°C	20	Chapra (2008)
θ	Coefficiente do efeito de temperatura	-	1,02-1,14	Eppley (1972), Chapra (2008)
θ_r	Coefficiente das perdas metabólicas sobre o efeito da temperatura	-	1,02-1,14	Schladow e Hamilton (1997), Chapra (2008)
K_r	Taxa de respiração	dia ⁻¹	0,01-0,5	Chapra (2008)
K_z	Taxa de predação por herbívora	dia ⁻¹	0,1-0,2	Chapra (2008)
V_s	Velocidade sedimentação	m.dia ⁻¹	0,05-0,5	Bowie et al. (1985)

A solução das equações diferenciais ordinárias, obtidas a partir da diagramação dos sistemas propostos na figura 2, foram calculadas por meio da aplicação do método numérico de Runge-Kutta de 4ª ordem, pois este caracteriza-se pela adaptação de um fluxo constante durante o passar do tempo e maior precisão (STELLA, 2001).

Foram aplicados testes de validação do modelo, no qual permitiu constatar se o modelo está estruturado e coerente aos dados observados, ou seja, para medir se os parâmetros fornecidos pelo modelo (valores simulados) são condizentes com os valores observados *in situ* no reservatório de Curuá-Una. Os métodos estatísticos para validação estão nas formulações a seguir:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum(Y_{Obs} - Y_{Sim})^2}{\sum(Y_{Obs} - \bar{Y}_{Obs})^2}$$

Onde: R^2 = Coeficiente de determinação; Y_{Obs} = Valores observados em campo; Y_{Sim} = Valores simulados pelo modelo; \bar{Y}_{Obs} = Média dos valores observado.

Foi realizado teste t-Student e a correlação linear de Pearson (R) para verificar a adequação do ajuste da reta entre resultados observados em campo e simulados pelo modelo são significativos ($\alpha \leq 0,05$), para essa análise recorreremos ao software PAST 3.14 (HAMMER et al., 2001).

2.3 DESCRIÇÃO DA SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS

A partir dessa simulação, foram elaborados quatro (4) cenários que simulará a produção de Tambaqui em tanques-redes para 10 toneladas em 8 meses. O propósito desta simulação de cenários foi estabelecer uma imagem plausível de um cenário futuro, que pudesse elucidar as questões referentes às dinâmicas fitoplanctônicas e avaliar a sustentabilidade do uso do recurso “água” no reservatório da UHE de Curuá-Una.

Na tabela 2 apresentamos as principais componentes para alimentar a simulação dos cenários. E para estimar o peso (kg) e biomassa (kg) para um ciclo de 240 dia (8 meses), optou-se pela equação de von Bertalanffy (SPRINGBORN et al., 1992) e as estimativas específicas dos parâmetros de crescimento para o tambaqui como W_{∞} (peso assintótico em gramas) e k (taxa de crescimento diário em $g \cdot ano^{-1}$, sendo o mesmo convertido em dias), estes parâmetros foram estabelecidos por Craveiro (2016) e para isso utilizou as seguintes equações:

$$W_t = W_{\infty} \cdot (1 - e^{-k \cdot t})^3$$

$$B_t = N_t \cdot W_t$$

Onde: t = tempo definido para os dias de cultivo; k = taxa de crescimento diário ($g \cdot dia^{-1}$); W_t = peso (g) para cada dia t ; W_{∞} = peso assintótico (g); B_t = A biomassa em gramas no tempo t corresponde ao número de indivíduos (N_t).

Tabela 2 - Valores dos parâmetros utilizados para simulação de cenário.

Parâmetros	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Área do tanque-rede (m ²)	4	4	4	4 ¹
Volume do tanque-rede (m ³)	4	4	4	6 ¹
Densidade (peixe.m ⁻³)	10	20 ³	30 ³	50 ¹
Nº de peixes por tanque-rede	40	80	120	300
Taxa de mortalidade ¹ (%.cliclo ⁻¹)	3	3	3	3
Taxa de mortalidade (%.dia ⁻¹)	0,0125	0,0125	0,0125	0,0125
Quantidade de tanque-rede	222	111	74	30
Quantidade de peixes	8880	8880	8880	9000
k^2 (g.ano ⁻¹)	1,18094	1,18094	1,18094	1,18094
W_{∞}^2 (g)	6950,79	6950,79	6950,79	6950,79
Peso final (kg)	1,1247	1,1247	1,1247	1,1247

¹Gomes et al. (2006); ²Craveiro (2016); ³Silva e Fujimoto (2015)

Para se calcular o consumo diário de ração em quilogramas por peixe, utilizou-se 10 a 4 % de biomassa (peso vivo) para fase de alevinos e para juvenis e adultos 3 a 1,5 % de biomassa. Para simulação e com base nas indicações de fornecimento/uso da ração descritas nas embalagens dos fabricantes, os níveis de proteína bruta foram de 36% para o primeiro mês, 32% para o segundo ao quarto mês de simulação e 28% até o 8º mês de simulação. Os níveis de garantia para cada nível de proteína indicado pelo fabricante, segue na tabela 3 abaixo:

Tabela 3 – Características químicas dos níveis de garantia por quilograma de ração, com base nas indicações de fabricante.

Nutriente	Limite	Nível (36%PB)	Nível (32%PB)	Nível (28%PB)	Unidade
Umidade	(máx)	100	100	100	g.kg ⁻¹
Proteína Bruta	(mín)	360	320	280	g.kg ⁻¹
Fósforo	(mín)	6.000	6.000	6.000	mg.kg ⁻¹
Fibra Bruta	(máx)	30	70	70	g.kg ⁻¹
Matéria Mineral	(máx)	120	140	140	g.kg ⁻¹
Extrato Etéreo	(mín)	70-72	65	50	g.kg ⁻¹
Cálcio	(máx)	15-30	35	35	g.kg ⁻¹

Pensando na diminuição de efluentes do sistema de cultivo em tanque-rede, escolhemos a ração com a menor quantidade de fósforo na sua composição no mercado (Tabela 3). Para calcular a quantidade de nitrogênio da ração foi obtido a partir da divisão da composição de proteína bruta (g.kg⁻¹) pelo fator 6,25. Para calcular a quantidade de fósforo e nitrogênio (nutrientes na ração), usou-se a seguinte formulação:

$$QNR = \text{Nível de garantia da ração} \times \text{Quantidade de ração ofertada}$$

Onde: QNR = Quantidade de nutrientes na ração (kg).

Para calcular a quantidade de nutrientes consumidos e a quantidade de nutrientes perdidos pelas fezes, excreções metabólicas ou pela fração não consumida na alimentação, aplicamos as seguintes formulações:

$$NCA = Qtd_{\text{Nutriente}} \times \% \text{ de alimento consumido}$$

$$GP = \text{Biomassa do mês atual} - \text{Biomassa mês anterior}$$

$$CCA = \frac{\text{Quantidade ração}}{GP}$$

$$MSB = GP \times \% \text{Materia seca da espécie cultivada} \times \% \text{Materia seca da ração}$$

$$APF = NCA \times (1 - CDA \text{ do nutriente})$$

$$APM = (NCA \times CDA \text{ do nutriente}) - MSB$$

$$NCPA = Qtd_{\text{Nutriente}} \times \% \text{ de alimento perdido}$$

Onde: NCA = quantidade de nutriente consumido na alimentação; GP = Ganho de Peso (kg); CAA = conversão alimentar aparente; MSB = Matéria seca do nutriente convertido em biomassa; APF = quantidade de nutriente no alimento perdido nas fezes, em gramas de nutriente por kg de biomassa peixe produzido; CDA = coeficiente de digestibilidade aparente; APM = quantidade de nutriente perdido pelos processos metabólicos em gramas de nutriente por kg de biomassa peixe produzido; NCPA = quantidade de nutriente perdida na alimentação em gramas de nutriente por kg de biomassa peixe produzido.

Os parâmetros para estimar o fluxo de nitrogênio (N) e fósforo (P) para calibração do modelo para gerar cenários de produção de tambaqui cultivado em tanques-rede, encontram-se na tabela 4. O diagrama do modelo conceitual para a simulação desses cenários está ilustrado na figura 2 a seguir, onde foi estimada a carga de resíduos de nutriente 'n' (fósforo e nitrogênio) com base em três contribuições: Perdas alimentares, fração indigestível da dieta, excreções solúveis e finalizando no aproveitamento dos desses nutrientes pela biomassa total do fitoplâncton (clorofila-a).

Tabela 4 – Parâmetros experimentais de tambaqui em tanques-rede para calibração do modelo para os cenários de produção.

Parâmetros	Valores	Unidade	Referências
Massa seca em peixes	25	%	Boyd e Tucker, (1998)
Matéria Seca de P no peixe	3,27	%	Dantas e Attayde, (2007)
Matéria Seca de N no peixe	10,4	%	Dantas e Attayde, (2007)
CDA ¹ Fósforo (%)	84,27	%	Araujo et al. (2016)
CDA ¹ Proteína Bruta/Nitrogênio	97,92	%	Araujo et al. (2016)
Alimento Consumido	82	%	Montanhini Neto e Ostrensky (2015)
Alimento Perdido na alimentação	18	%	Montanhini Neto e Ostrensky (2015)
Qtd Fósforo na ração	6	g.Kg ⁻¹	Fabricante
Proteína Bruta	360	g.Kg ⁻¹	Fabricante
Proteína Bruta	320	g.Kg ⁻¹	Fabricante
Proteína Bruta	280	g.Kg ⁻¹	Fabricante
Qtd Nitrogênio na ração 36 PB%*	57,6	g.Kg ⁻¹	
Qtd Nitrogênio na ração 32 PB%*	51,2	g.Kg ⁻¹	
Qtd Nitrogênio na ração 28 PB%*	44,8	g.Kg ⁻¹	

*Obtido pela divisão do Fator 6,25; ¹CDA = Coeficiente de digestibilidade aparente.

Para calcular o volume de diluição dos tanques-rede em função da profundidade média da área de cultivo, primeiramente foi calculada a área de diluição seguindo as normas da Instrução Normativa Interministerial Nº 06 de 2004 que delimita a área de diluição de 1:5 até 1:8 a ser mantida entre área efetivamente ocupada pelas estruturas de cultivo e a área total a ser cedida para tanques-rede, ou seja, isso significa que para cada tanque-rede com 1,0 m² de superfície de espelho d'água poderá ser solicitada uma área de 5,0 m² até 8,0 m² de espelho d'água (BRASIL, 2004).

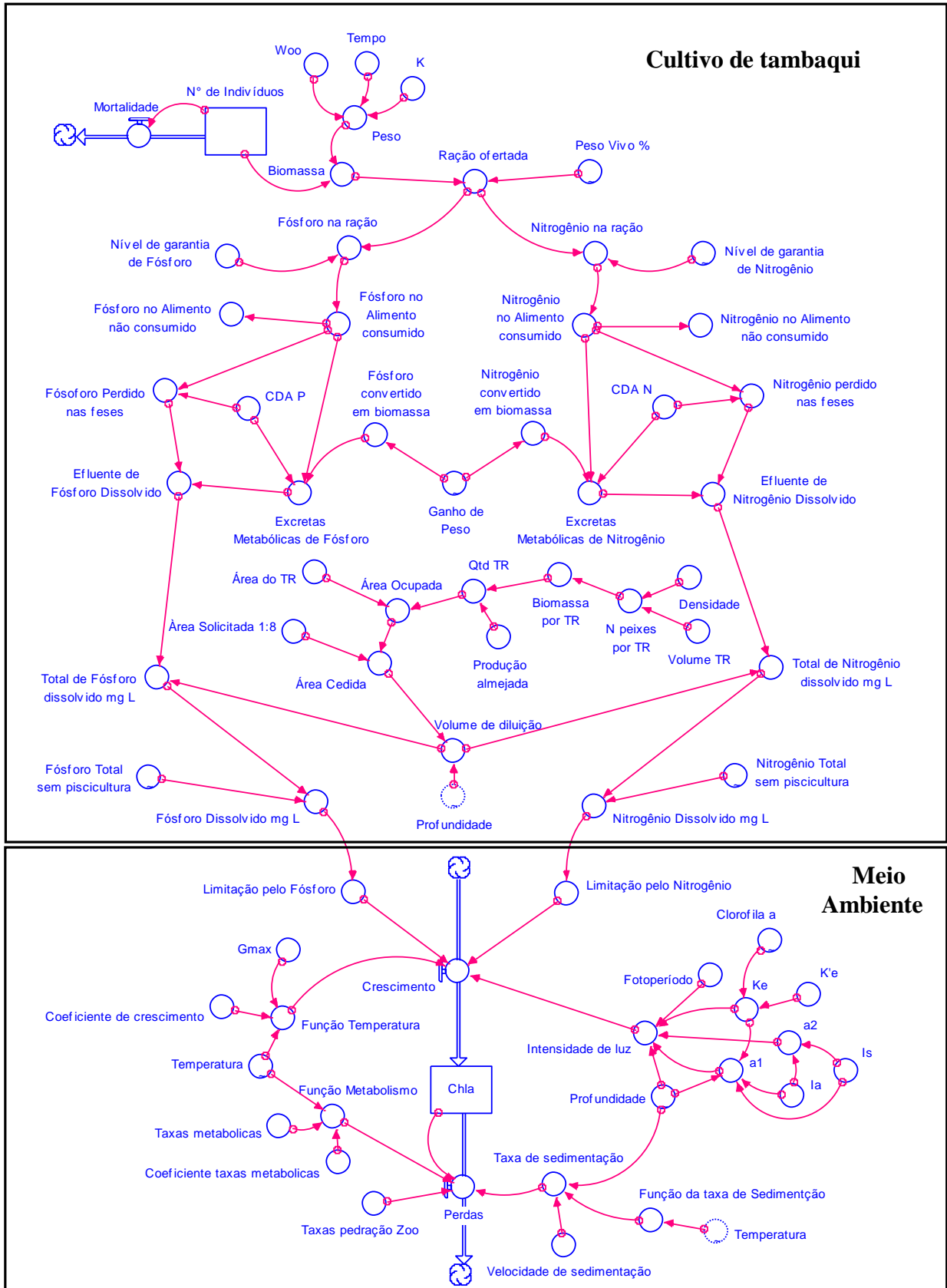


Figura 2 – Diagrama de simulação do modelo conceitual entre taxa de crescimento produtividade primária e a produção de peixes em tanque-rede.

3. RESULTADOS

3.1 SIMULAÇÃO DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA (CLOROFILA-A)

Os resultados da simulação para a biomassa fitoplanctônica dos 12 meses foram comparados com os dados obtidos em campo (Fig. 3). A clorofila-a mostrou-se altamente sensível aos parâmetros de calibração (Tab. 5), ou seja, esses parâmetros alteram a dinâmica da taxa de crescimento da biomassa total fitoplanctônica direta ou indiretamente no reservatório.

O modelo reproduz com boa acurácia as oscilações durante o período de simulação, a biomassa do fitoplâncton em termos de clorofila-a. Na figura 10-B, apresentamos a validação do modelo onde temos o coeficiente de determinação ($R^2 = 68,55\%$) que evidenciou valores significativos ($t = 4,4879$; $p = 0,0011$), isto indica que há um alto grau de correspondência ($R = 0,8279$) entre a variabilidade do período simulado com a realidade observada em campo.

Tabela 5 - Valores utilizados para calibração dos parâmetros simulação da biomassa do fitoplâncton no reservatório de Curuá-Una.

Parâmetros	Unidade	Valores de calibração
Gmax	dia ⁻¹	2
Is	cal.cm ⁻² .dia ⁻¹	260
Ia	cal.cm ⁻² .dia ⁻¹	786
K'e	dia ⁻¹	0,65
Fp*		0,5
Kp	µg.L ⁻¹	1,5
Kn	µg.L ⁻¹	5
θ	-	1,1
θr	-	1,1
Kr	dia ⁻¹	0,05
Kz	dia ⁻¹	0,16
Vs	m.dia ⁻¹	0,05

Nota: Fp = Fotoperíodo; Fonte: Timeanddate, endereço: <https://www.timeanddate.com/sun/brazil/santarem>

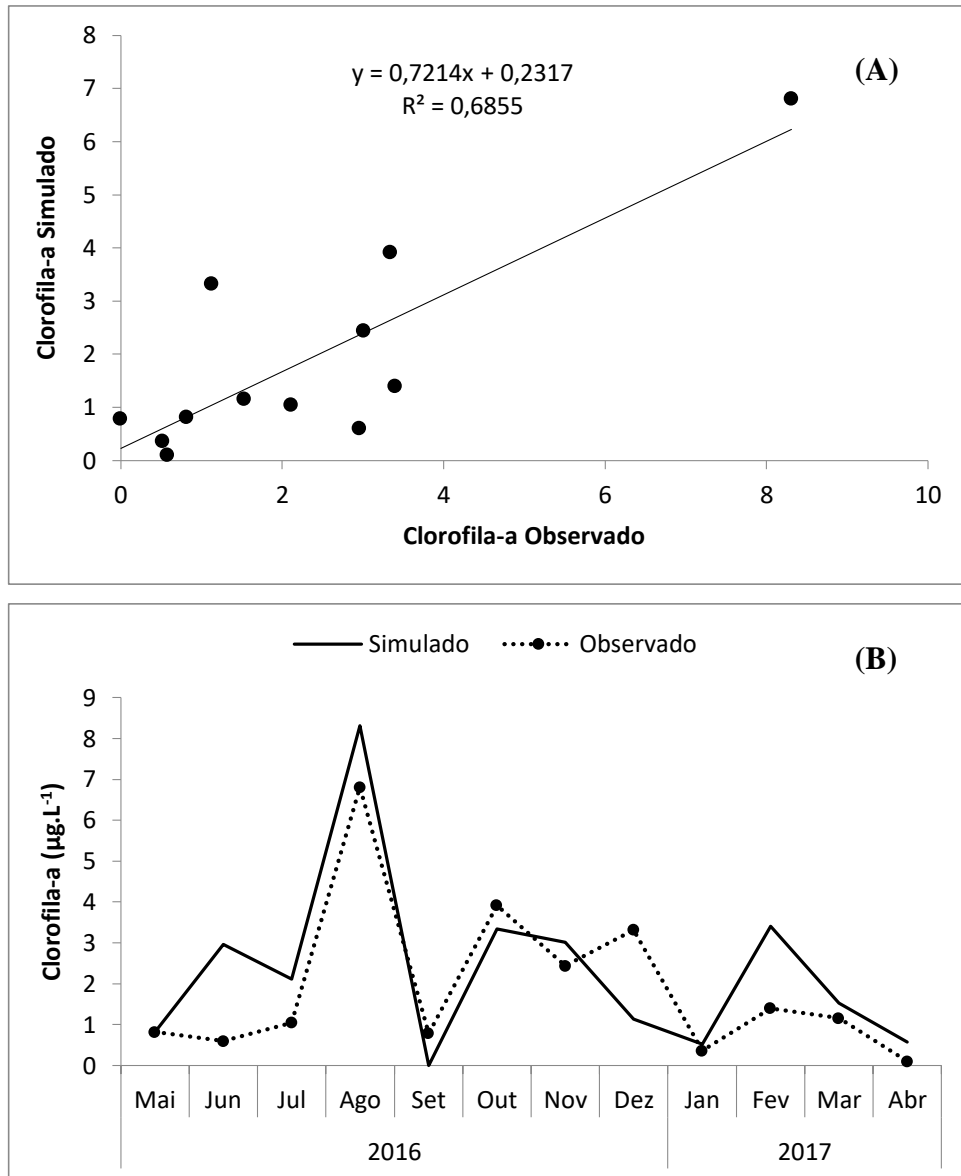


Figura 3 – Validação da simulação dos dados de clorofila-a para o período estudado (A). Comparação entre os dados simulado e observados em campo (B).

A análise de sensibilidade (Fig. 4) realizada entre os taxa de crescimento da biomassa total fitoplanctônica simulada e parâmetros luminosidade, fósforo, nitrogênio e temperatura, mostrou que a clorofila-a é mais sensível a variabilidade do fósforo ($R^2 = 0,8407$) e seguida com o nitrogênio ($R^2 = 0,4394$). Os demais parâmetros apesar de apresentaram um R^2 baixo, sem efeito significativo ($p > 0,05$).

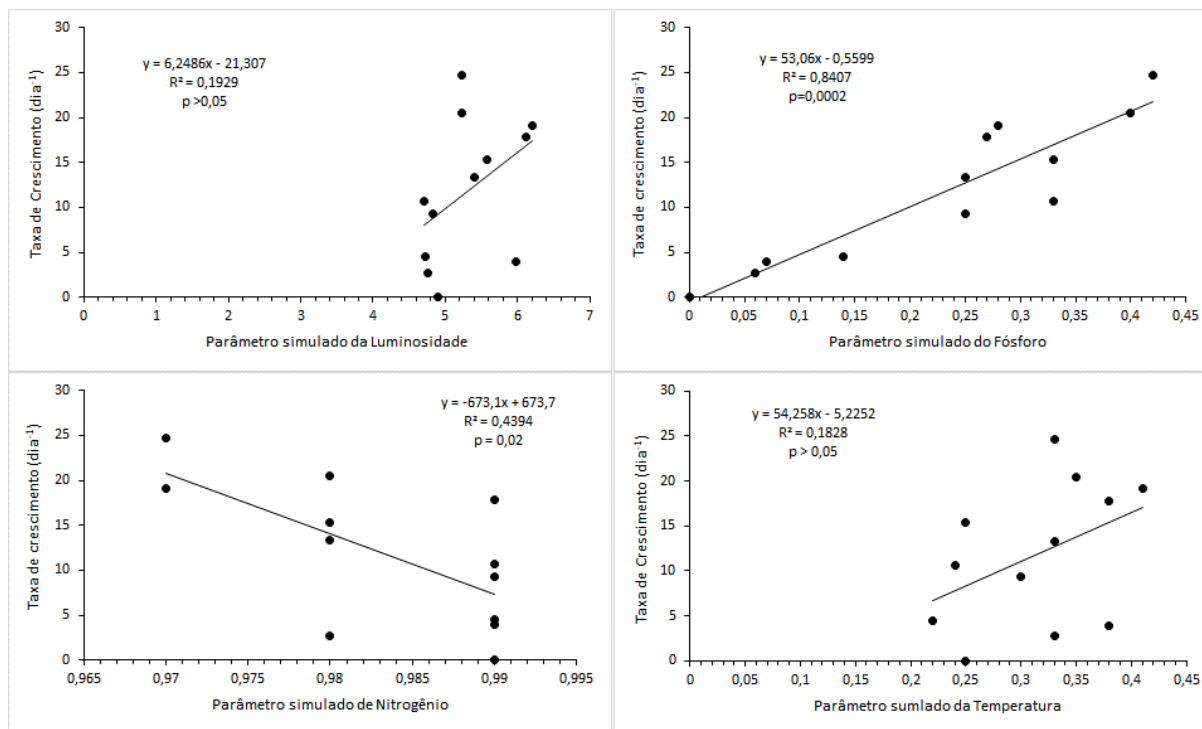


Figura 4 - Relação da taxa de crescimento da biomassa total simulada com os parâmetros limitante luminosidade, fósforo, nitrogênio e temperatura.

3.2 SIMULAÇÃO DE CENÁRIO DE PRODUÇÃO DE TAMBAQUI EM TANQUE-REDE

Como parte do trabalho proposto para obter resultados próximos a realidade (Tab. 6), foram pesquisados na literatura os parâmetros como W_{∞} e a constante de crescimento k de von Bertalanffy, que foram necessários para simulação e para geração de cenários de produção de tambaqui.

Entretanto, considerando há poucas pesquisas desenvolvidas para simulações de crescimento de tambaqui, e alguns desses parâmetros tiveram que ser estimados dentro de valores recomendados por fabricantes de ração, como por exemplo os percentuais de peso vivo para o cálculo do consumo de ração. Estes valores foram plausíveis para o modelo matemático em discussão na simulação de cenários e teste dos códigos numéricos desenvolvidos.

Tabela 6 – Detalhamento dos valores médios da simulação dos dados zootécnicos dos cenários de produção ao longo de 240 dias.

Dias	W(t) (kg)	GP (kg)	Peso vivo (%)	Qt ração (kg)	QRA (kg)	CCA
30	0,0057	44,57	0,07	108,14	108,14	2,43
60	0,0396	305,19	0,06	642,03	750,17	2,10
90	0,1161	688,08	0,05	1567,14	2317,31	2,28
120	0,2395	1109,72	0,04	2585,38	4902,69	2,33
150	0,4080	1515,17	0,03	3302,69	8205,38	2,18
180	0,6164	1873,54	0,025	4157,40	12362,78	2,22
210	0,8578	2169,84	0,02	4627,82	16990,60	2,13
240	1,1247	2399,33	0,016	4853,94	21844,54	2,02

Nota: W(t) – variação do peso em função do tempo; GP – Ganho de peso; Qt ração – Quantidade de ração ofertada na alimentação; QRA – Quantidade de ração acumulada; CCA – Conversão alimenta aparente.

As simulações de simultaneas para quatro cenários de clorofila-a, nitrogênio total e fósforo total apresentamos na tabela 7 e figura 5. Os valores simulados de Clorofila-a (Fig. 5A) tende aumentar em função da densidade de estocagem (cenários), entretanto estes valores não ultrapassaram os limites estabelecidos pela resolução do CONAMA 357 que estabelece valores $\leq 30 \mu\text{g.L}^{-1}$ (BRASIL, 2005) e o valor máximo observado pela simulação foi de $20,08 \mu\text{g.L}^{-1}$.

O nitrogênio total apresentou o cenário 1 (Fig. 5B) com os menores valores na margem do limite do CONAMA ($\leq 1,27$ para ambientes lênticos e $\leq 2,18 \text{ mg.L}^{-1}$ para ambientes lónticos) (BRASIL, 2005) chegando no valor máximo de $5,44 \text{ mg.L}^{-1}$ em 210 dia de cultivo. Os cenários 4 ultrapassam os limites do CONAMA após 60 dias de cultivo chegando um valor máximo de $24,85 \text{ mg.L}^{-1}$.

Quanto ao fósforo total (Fig. 5C), ambos os cenários ficam a margem do limite do CONAMA ($\leq 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ para ambientes lênticos; $\leq 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ para ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico) entre 30 e 60 dias de cultivo, após tempo de cultivo apenas o cenário 1 a margem do estabelecido pelo CONAMA apresentou valores máximos de $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$, e o valor máximo observado pela simulação de fósforo total em 240 dias de cultivo foi de $1,12 \text{ mg.L}^{-1}$.

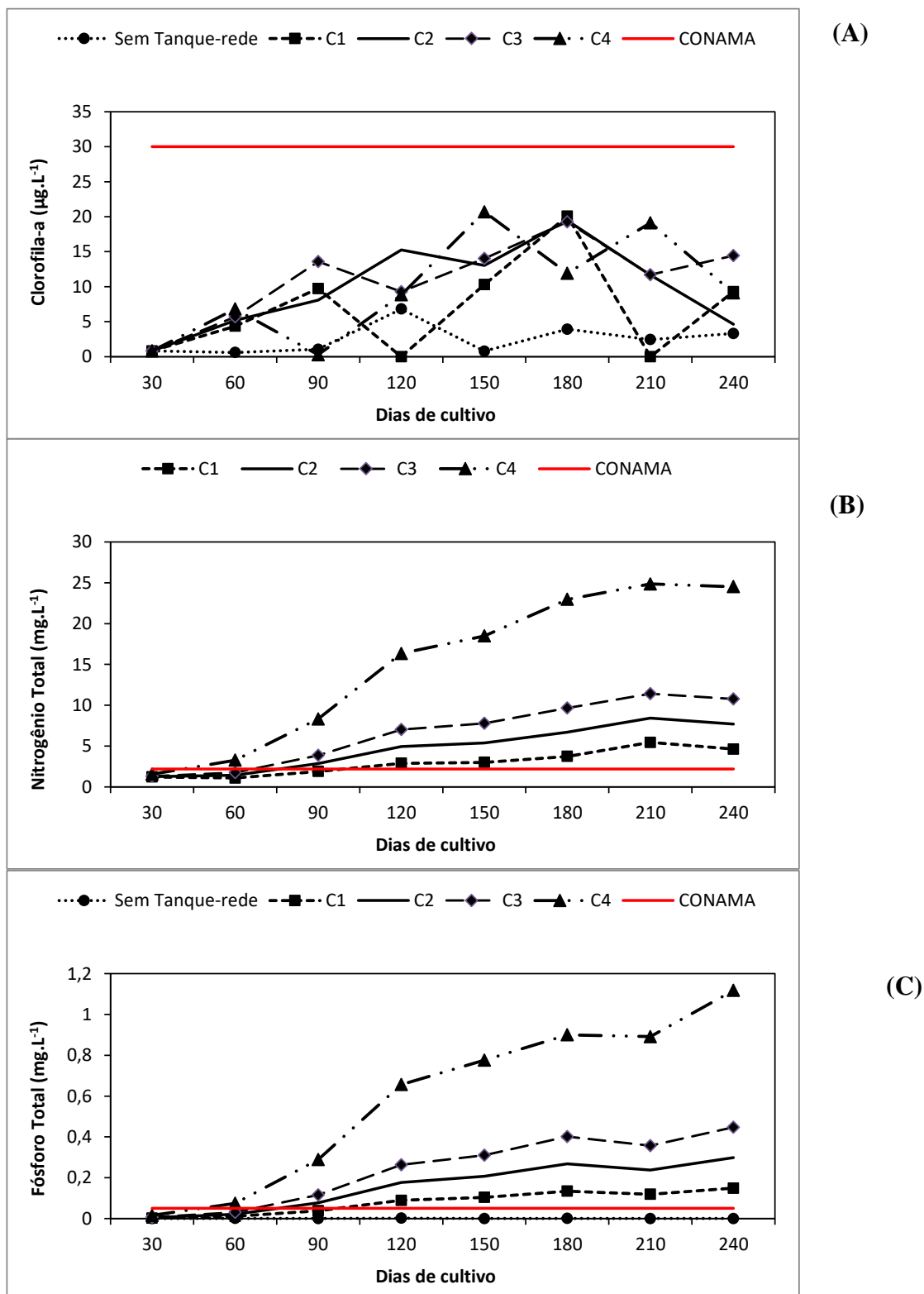


Figura 5 – Variação de clorofila-a (A) e descartes de nutrientes (B – Nitrogênio; C – Fósforo) proveniente da produção de tambaqui para diferentes cenários. Nota: C1 – cenário com densidade de estocagem 10 peixes.m⁻³ com tanque de 4 m³; C2 - cenário com densidade de estocagem 20 peixes.m⁻³ com tanque de 4 m³; C3 - cenário com densidade de estocagem 30 peixes.m⁻³ e com tanque de 4 m³; C4 - cenário com densidade de estocagem 50 peixes.m⁻³ com tanque de 6 m³; Linha vermelha indica os limites estabelecidos pela Resolução do CONAMA 357/2005.

Tabela 7 – Valores simulados de clorofila-a, fósforo total e nitrogênio total.

Variáveis simuladas		Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Mim	0,82	0	0	0,82
	Max	20,08	19,47	19,26	20,69
	Média	6,28	9,77	11,1	9,69
Nitrogênio total (mg.L^{-1})	Mim	1,08	1,26	1,32	1,55
	Max	5,44	8,43	11,41	24,85
	Média	2,98	4,84	6,69	15,04
Fósforo total (mg.L^{-1})	Mim	0,002	0,004	0,006	0,015
	Max	0,15	0,30	0,45	1,12
	Média	0,08	0,16	0,24	0,59

Durante o período simulado, estimou-se a quantidade de nitrogênio no alimento oferecido 1.010,7 kg por tonelada de peixe. A quantidade de fósforo foi de 128,15 kg por tonelada de peixe. Dos alimentos oferecidos durante o período do estudo, 100% que estavam disponíveis como nitrogênio (N) e fósforo (P) destes 262,74 kg N (26%) e 80,78 kg P (63,03%) por 1000 kg de peixe produzido, respectivamente, foram convertidos em biomassa de peixe (Tab. 8).

O efluente total de nitrogênio foi 556,04 kg N (56%) por 1000 kg de peixe foram resíduos de produção (efluentes), sendo 181,93 kg N (18%) foram perdidos na alimentação não alimentar (Tab. 8). Em relação ao P (Tab. 8), 24,3 kg P (18,97) por tonelada de peixe foram efluente totais e 23,07 kg P (18%) por tonelada de peixe foram perdidos na alimentação e foram direto para o sedimento do reservatório.

Tabela 8 - Produção média simulada de resíduos (kg nutriente por tonelada de peixe) de tambaqui, utilizando comerciais de ração (assumindo 18% desperdício de ração).

Balanco de Massa de Nutrientes	N	%	P	%
Quantidade de nutriente no alimento fornecido	1010,70	100,00	128,15	100,00
Alimento consumido	828,78	82,00	105,09	82,00
Matéria seca convertido em biomassa	262,74	26,00	80,78	63,03
Efluente total (Fezes + Metabolismo)	566,04	56,00	24,31	18,97
Perdido pelas fezes	17,24	1,71	16,53	12,90
Perdas metabólicas	548,80	54,30	7,78	6,07
Alimentado não consumido	181,93	18,00	23,07	18,00

4. DISCUSSÕES

4.1 MODELAGEM MATEMÁTICA DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA (CLOROFILA-A)

A aplicação da modelagem para estimar a biomassa fitoplanctônica em termos de biomassa total (clorofila-a) no Software STELLA, atendeu o objetivo simular durante 12 meses a clorofila a e o mesmo consegue prever a variabilidade da clorofila a em até 68,55%.

A taxa de crescimento do fitoplâncton mostrou sensível as flutuações do parâmetro do fósforo, como esperado, aumentando esse valor se observou um aumento da biomassa total fitoplanctônica, ou seja, esses resultados demonstram que a concentração de clorofila-a foi altamente sensível as concentrações de fósforo no reservatório de Curuá-Una, esse efeito ocorre na estação seca quando há maior intensidade luminosa e temperatura.

Segundo Esteves (2011) na maioria das águas continentais o fósforo é o principal fator limitante no processo de produtividade primária em ambientes aquáticos. Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas. Além do fósforo ser um nutriente limitante em vários reservatórios tropicais e subtropicais, ele também é considerado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (SALAS; MARTINO, 2001).

Entretanto, o reservatório apresenta um estado trófico que varia entre ultraoligotrófico a mesotrófico, isso indica que o processo de eutrofização não está plenamente estabelecido no reservatório (SANTOS et al., No prelo). Caso haja um enriquecimento desde nutriente é provável que ocorra o processo de eutrofização se estabeleça.

4.2 PROJEÇÃO DE CENÁRIOS DE PRODUÇÃO DE TABAQUI

A geração de cenários de produção possibilitou estimar valores de produção intensiva de tabaqui em tanques-redes, no qual criou-se um cenário mais conservativo e restritivo (Cenário I) do ponto de vista da minimização do risco de eutrofização. Para esse cenário, produzir 10 toneladas de tabaqui foi necessário utilizar 222 tanques-rede de dimensões 2x2x1 (4 m³) com uma densidade 10 peixes.m⁻³. Cabe salientar, que devido a grande quantidade de tanques-rede aumenta a área de diluição, ou seja, área efetivamente ocupada pelas estruturas de cultivo aumenta também o poder de diluição dos efluentes.

Entretanto, a densidade mais conservativa para reduzir os impactos para meio ambiente, não é viável economicamente. Segundo Gomes et al. (2006), ao manejar na densidade de 50 peixes.m⁻³, o cultivo de tambaqui em tanque-rede poder ser economicamente viável para venda direta ao público, mas ficou claro que uma alta densidade os níveis de fosforo e nitrogênio ultrapassam o mínimo estabelecido pelo CONAMA em 60 dia de cultivo.

Para Silva e Fujimoto (2015), a densidade de estocagem que apresentou melhores desempenhos zootécnicos foi de 20 peixes.m⁻³ e que o manejo aplicado não alterou os níveis médios de nitrogênio e fósforo da água foram de 0,04 e 0,8 mg.L⁻¹ respectivamente. No entanto, os resultados dos referidos autores caracteriza um ambiente experimental, pois ficou claro quando aumenta ocorre tendência de aumento desses efluente dissolvido na água.

No trabalho de Mallasen et al. (2012), observaram concentrações médias elevadas de nitrogênio total de $6,3 \pm 3,1$ mg.L⁻¹ no ponto de coleta mais afastado dos 240 tanques-rede instalados do parque aquícola no cultivo de tilápias, quanto ao fosforo inorgânico dissolvido foi de $21,1 \pm 33,7$ µg.L⁻¹ que está acima do limite do CONAMA.

Apesar da piscicultura de tanque-rede ter vários efeitos negativos na qualidade da água do ambiente em torno da produção. Esses efeitos dependerão das espécies produzidas, densidade de armazenamento, localização, qualidade dos alimentos e manejo (ZANIBONI-FILHO et al., 2018).

Entende-se que esta preocupação é justificada, pois a concentração de nutrientes nas rações brasileiras é relativamente alta e que essa quantidade de nutrientes podem alavancar a produtividade primaria local (RAMOS et al., 2008a).

A concentração de fósforo ambientes de água doce tem uma preocupação ainda maior, pois é geralmente este elemento é o mais limitante para o crescimento da comunidade fitoplanctônica, por isso sua introdução excessiva pode aumentar a biomassa de algas e levar a bloom prejudiciais, o que resulta na diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido (HOLMER, 2010). De acordo com KUBITZA (2000), dentre as frações de fosfato dissolvido na água, o ortofosfato é a principal forma de fósforo inorgânico assimilado pelo fitoplâncton, estando sua concentração em água de criação de peixes em torno de 0,005 a 0,020 mg.L⁻¹, raramente atingindo valores acima de 0,100 mg.L⁻¹.

Ramos et al. (2008a) comparam estudos de cultivo de tilápias com escala de médio porte em represas da bacia do rio Teitê e do rio Paranapanema, observaram que essas pisciculturas, até o momento do referido estudo, não alteraram significativamente a qualidade da água e o estado trófico desses ecossistemas. Estes autores indicam que uma quantidade pequena de

tanques-rede e empreendimentos recentemente instalados, podem ser reciclados pela biota aquática que é capaz de atenuar o impacto dos efluentes aportados.

No trabalho de Freitas et al. (2011), analisando a influência do cultivo de peixes em tanques-rede nos teores de nitrogênio e fósforo no lago Tupé em Manaus, Amazonas, relataram também que a atividade não estava causando influências detectáveis.

Esse fato pode ser evidenciado nos dados simulados de clorofila-a, pois ambos os cenários não ultrapassou os limites estabelecidos pelo CONAMA de $\leq 30 \mu\text{g.L}^{-1}$. No estudo de Feiden et al. (2015), usando a clorofila-a como uma estimativa de biomassa fitoplânctônica, constaram que as concentrações de clorofila-a foram baixas e constante durante o ciclo anual em ambiente de cultivo em tanque-rede, e atribuíram esses resultados aos maiores valores de profundidade onde foram distribuídos os tanques-rede. Guo e Li (2003), observaram em seus estudos que no cultivo de diferentes espécies cultivadas em tanques-redes em um lago chinês demonstraram uma forte correlação negativa ($r = 0,93$) entre a biomassa fitoplanctônica e a distância longitudinal dos tanques. Håkanson (2005) e Mallasen et al. (2012) também não verificaram que a presença de tanques-rede no corpo de água não provocou aumento na quantidade de algas.

Rocha (2001) estudando a influência do cultivo intensivo de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanque-rede sobre a qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica de Furnas (MG), não observou alterações na densidade dos principais grupos de fitoplâncton nem na estrutura das comunidades na área estudada. Håkanson (2005) também verificou que a presença de tanques-rede no corpo d'água não provocou aumento na quantidade de algas. Porém, Rosini et al. (2016) observaram que o cultivo de tilápia em tanques-rede aumentou os nutrientes da água (principalmente íon amônio e fósforo total), o que alterou a comunidade fitoplanctônica com o aumento da biomassa cianobacteriana.

Um outro problemas associados à piscicultura é taxa de sedimentação desses nutrientes no substrato, Ramos et al. (2008a), aborda sobre o enfoque que há poucos registros abordados na literatura sobre o impacto do cultivo de peixes em tanque-rede na qualidade do sedimento nos reservatórios brasileiros. Esse autores apresentam os principais impactos associados ao sedimento, mesmo numa produção em menor escala, que são a alta demanda bioquímica de oxigênio, produção de gases e alterações na comunidade bentônica.

A estimativa do balanço de massa de resíduos (Tab. 8) geradas neste estudo deve ser considerada teórica e preliminarmente em essência, sendo o primeiro trabalho de prospecção de produção em um reservatório Amazônico. Através da aplicação desse modelo, ficou claro que para diminuição da quantidade de efluentes, está atrelada a qualidade da ração e um manejo

alimentar adequado. Para isso, é necessário aumentar a eficiência das rações para que os nutrientes contidos na matéria seca, sejam convertidos em biomassa.

Sob este enfoque, uma ração de boa qualidade a utilização de dietas com balanceamento adequado e formulações com ingredientes de alta digestibilidade e estabilidade na água, pode diminuir o impacto do aporte de nutrientes para a água (CHO; BUREAU, 2001). É notado, quando a formulação de rações é correspondente às exigências nutricionais de cada espécie e administradas de forma adequada, o animal consegue assimilar eficientemente os nutrientes pelo aumento da sua digestibilidade (PIMENTEL-RODRIGUES; OLIVA-TELES, 2007; BUREAU; HUA, 2010).

Uma outra alternativa para reduzir os efluentes, é remover uma parte desses nutrientes através da coleta do material particulado que são perdidos nos tanques-rede. E também o uso de alevinos saudáveis criados em sistemas multitróficos são medidas que podem reduzir os impactos ambientais gerados pela atividade (ZANIBONI-FILHO, et al., 2018).

O percentual de alimento não consumido pode diminuir através do consumo da ictiofauna local. Gyllenhammar et al. (2008) em seu trabalho aplicou em no seu modelo a absorção dos restos alimentares pela ictiofauna tem um papel fundamental na diminuição do impacto causada pela aquicultura. Porém, a interferência da piscicultura em relação a ictiofauna local pode causar mudanças nos hábitos alimentares dos peixes residentes, ou seja, as piscicultura de tanques-rede podem interferir na dinâmica das comunidades ecológicas locais, em especial as teias alimentares (HÅCKANSON, 2005; RAMOS et al., 2008b). Mas segundo Ramos et al. (2008a), a produção de peixes em tanques-rede nos ecossistema aquáticos amplos e abertos, promovem impactos que ainda não estão totalmente elucidados para as bacias brasileiras.

A seleção de áreas adequadas para o cultivo incluindo a variação histórica da dinâmica da água no ambiente, são medidas que podem melhorar a piscicultura em tanque-rede em reservatórios (ZANIBONI-FILHO, et al., 2018). Pois, segundo Mallasen et al. (2012) a instalações dos tanques-rede devem estar localizados em ambientes com a hidrodinâmica favorável, que permita a dispersão dos nutrientes oriundos da produção, ou seja, a seleção desses locais são mais eficiente na capacidade de assimilação dos efluentes oriundas da ração e do metabolismo dos peixes.

5. CONCLUSÃO

A aplicação da modelagem para estimar a biomassa fitoplanctônica em termos de biomassa total (clorofila-a) no Software STELLA, atendeu o objetivo simular durante 12 meses a clorofila-a e o mesmo consegue prever a variabilidade da clorofila-a em até 68,55%. Dentre os parâmetros limitante relacionados, o parâmetro fósforo apresentou uma relação significativa com a taxa de crescimento da biomassa fitoplanctônica, sendo este o fator limitante de maior importância.

Finalmente, cabe salientar que a geração de cenários de produção possibilitou estimar valores de produção intensiva de tambaqui em tanques-redes, no qual criou-se um cenário mais conservativo e restritivo (Cenário 1) do ponto de vista da minimização do risco de eutrofização. Porém, este cenário não atende a viabilidade econômica ou mesmo uma melhor produtividade.

Dentre os cenários apresentados, consideramos que o cenário 2 possa atender os pré-requisitos ambientais e índices zootécnicos satisfatórios. O cenário 4 é atende o pré-requisitos de viabilidade econômica, segundo resultados apontados na literatura. No entanto, para que os valores de fósforo e nitrogênio na coluna d'água não ultrapassem os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357. É recomendado não criar grandes parques aquícolas e sim dispersar em pequenas áreas de produção ao longo do reservatório, e que atenda pequenos produtores e comunidade local do entorno do reservatório. Selecionando áreas próximas do canal principal, que tem a hidrodinâmica favorável para diluição desses efluentes.

As diretrizes e recomendações técnicas para implementação de tanques-rede no reservatórios, está relacionada a área de nutrição animal. A alimentação com rações balanceadas que atendam às exigências nutricionais de peixes cultiváveis, devem apresentem tecnologias para aumentar o coeficiente de digestibilidade do fósforo e nitrogênio das rações para o ambiente de cultivo, com isso espera-se uma redução mais efetiva de efluentes.

Desta forma, as informações geradas por esse modelo podem ser úteis para estimar a quantidade de efluentes na produção de tambaqui em tanque-rede, para fins de pesquisas, ou como uma ferramenta de planejamento para a regulamentação do desenvolvimento da aquicultura em reservatórios amazônicos.

6. REFERÊNCIAS

ANGELINI, R.; PETRERE, M. J. R. A model for the plankton system of the Broa reservoir, São Carlos, Brazil. **Ecol Model.**, 126, 131–137, 2000.

ARAÚJO, J. G.; GUIMARÃES, I. J.; MOTA, C. S.; DE PAULA, F. G.; CAFÉ, M. B.; PÁDUA, D. M. C. Dietary available phosphorus requirement for tambaqui, *Colossoma macropomum*, juveniles based on growth, hematology and bone mineralization. **Aquaculture Nutrition**, **23**; 822–832, 2016.

BOWIE G. L.; MILLS, W. B.; PORCELLA, D. B.; CAMPBELL, C. L.; PAGENKOPF, J. R.; RUPP, G. L.; JOHNSON, K. M.; CHAN, P. W. H.; GHERINI, S. A. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. Second edition. EPA 600-3-85-040. 455p. 1985.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond Aquaculture Water Quality Management**. Boston, MA: Kluwer Academic Publishers, 1998.

BRANDÃO, F. R.; GOMES, L. C.; CHAGAS, E. C.; ARAÚJO, L. D. Densidade de estocagem de juvenis de tambaqui durante a recria em tanque-rede. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, p.357-362, 2004.

BRASIL, MME (Ministério das Minas e Energia). 2011. **Plano Decenal de Expansão de Energia 2020**. MME, Empresa de Pesquisa Energética (EPE). Brasília, DF. 2vol. (www.epe.gov.br/pdee/20111229_1.pdf). Acesso em: 10/06/2017.

BRASIL. **Instrução Normativa Interministerial nº 06, de maio de 2004**. Estabelece as normas complementares para a autorização de uso dos espaços físicos em corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura, e dá outras providências. República Federativa do Brasil, Brasília.

_____. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA.

BUREAU, D. P.; HUA, K. Towards effective nutritional management of waste outputs in aquaculture, with particular reference to salmonid aquaculture operations. **Aquaculture Research**, 41: 777-792. 2010.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Monitoring**. Waveland Pr Inc. Edição do Kindle. p.607. 2008.

CHO, C. Y.; BUREAU, D. P. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. **Aquaculture Research**, 32: 349-360. 2001.

CHOWDHURY, K. M. A.; SIDDIQUI, S.; HUA, K; BUREAU, D. P. Bioenergetic-based Factorial Model to Determine Feed Requirement and Waste Output of Tilapia Produced under Commercial Conditions. **Aquaculture**, 410-411, 138-147. 2013.

CORNEL, G. E.; WHORISKEY, F. G. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments of Lac du Passage. **Aquaculture**, 109, p.101-107, 1993.

CRAVEIRO, J. M. DA C. **MODELO DE GESTÃO PARA CRIAÇÃO DE ESPÉCIES AMAZÔNICAS EM SISTEMA SEMI-INTENSIVO: UM ESTUDO DE CASO TAMBAQUI (*Colossoma macropomum* CUVIER, 1818)**. Tese (Doutorado em ciências Pesqueiras nos Trópicos) Faculdade de Ciências Agrárias - Universidade Federal do Amazonas. Manaus – AM, p. 90. 2016.

DANTAS, M. C.; ATTAYDE, J. L. Nitrogen and phosphorus content of some temperate and tropical freshwater fishes. **Journal of Fish Biology**, 70, 100–108. 2007.

DUVOISIN, I. A. Uma proposta metodológica para o ensino de equações diferenciais utilizando STELLA. **Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental**. Porto Alegre, v.4, 2000.

EPPLEY, R. W., Temperature and phytoplankton growth in sea. **Fish. Bull.** (Washington, DC) 70, 1063–1085. 1972.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826 p. 2011.

FEARNSIDE, P. M. Do hydroelectric dams mitigate global warming? The case of Brazil's Curuá-Una Dam. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, 10(4): 675-691. 2005. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-005-7303-7>.

FEARNSIDE, P. M. Hidrelétricas e hidrovias na Amazônia: Os planos do governo brasileiro para a bacia do Tapajós. pp. 85-98. In: Fearnside, P. M. (Ed.). **Hidrelétricas na Amazônia: Impactos Ambientais e Sociais na Tomada de Decisões sobre Grandes Obras**. Vol. 2. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 297pp. 2015.

FEIDEN, I. F. OLIVEIRA, J. D. S.; DIEMER, O. FEIDEN, A. Qualidade da água, capacidade de suporte e melhor período para criação de peixes em tanques-rede no reservatório de Salto Caxias. **Eng Sanit Ambient**, v.20, n.4, 589-594. 2015.

FERRACIOLI, L.; CAMILETTI, G. G. **Introdução ao ambiente de modelagem computacional STELLA**. Vitória: Model@b/UFES, Série Modelos 01/98. 1988.

FOLKE, C.; KAUTSKY, N. Aquaculture with its Environment; Prospects for Sustainability. **Ocean and Coastal Management**, v.17, p. 5-24, 1992.

FRAGOSO JR, C. R.; MARQUES, D. M. L. M.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M.; VAN NES, E. H. Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil. **Ecological modelling** (219) 125–137, 2008.

FREITAS, F. C.; SANTOS-SILVA, E. N.; DARWICH, A. J. Influência do cultivo de peixes em tanque- rede nos teores de Nitrogênio e Fósforo no lago Tupé, Manaus-AM. **Revista BioTupé**, n. 3, p. 53-59. 2011.

GOMES, L. D.; CHAGAS, E. C.; MARTINS JUNIOR, H.; ROUBACH, R.; ONO, E. A. Cage culture of tambaqui (*Colossoma macropomum*) in a central Amazon floodplain lake. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 253, n. 1-4, p. 374–384, 2006.

GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. **Aquaculture**, 226, 201–212. 2003.

GYLLENHAMMAR, A.; HÅKANSON, L.; LEHTINEN, K. A mesocosm fish farming experiment and its implications for reducing nutrient load on a regional scale. **Aquacultural Engineering**, v. 38, p.117–126, 2008.

HÅCKENSON, L. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. **Lakes and Reservoir Management**, 10. 71-80. 2005.

HAMMER, O.; HAPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia Electronica**, V.4, p.1-9, 2001.

HIPSEY, M. R.; ROMERO, J. R.; ANTENUCCI, J. P.; HAMILTON, D. P. **Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model - CAEDYM Science Manual: Centre for Water Research**, University of Western Australia, 102p. 2006.

HOLMER, M. Environmental issues of fish farming in offshore waters: perspectives, concerns and research needs. **Aquaculture Environment Interactions**, 1(1), 57-70. 2010. <http://dx.doi.org/10.3354/aei00007>.

JUNK, W. J.; MELLO, J. A. S. N. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Estudos Avançados**, 4(8): 126-143. 1990.

JUNK, W. J.; ROBERTSON, B. A.; DARWICH, A. J.; VIEIRA, I. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidroelétrica da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 11(4): 689-716. 1981.

JØRGENSEN, S. E. **Fundamentals of ecological modelling**. 2 ed. Elsevier - Amsterdam. 628p, 1994.

KUBITZA, F. **Qualidade da água na produção de peixes**. Esalq-USP. Jundiaí. 97p. 1999.

KUBITZA, F. **Tilápia: tecnologia e planejamento na produção comercial**. Jundiaí: Fernando Kubitza, 289p. 2000.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, 26: 149-163. 2010.

MALLASEN, M.; CARMO, C. F.; TUCCI, A.; BARROS, H. P.; ROJAS, N. E. T.; FONSECA, F. S.; YAMASHITA, E. Y. Qualidade da água em sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira, SP. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 38, n. 1, p. 15-30, 2012.

MONTANHINI NETO, R.; OSTRENSKY, A. Nutriente load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. **Aquaculture Research**, 1-14, 2013.

PIMENTEL-RODRIGUES, A.; OLIVA-TELES, A. Phosphorus availability of inorganic phosphates and fish meal in European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) juveniles. **Aquaculture**. 267:300–307. 2007.

QUINTÃO, M. T. C. R.; SOUZA, S. A.; COSTA, F. S.; DAMÁZIO, J. M. Uso dos modelos Previvazm e previvaz para Previsão de Afluências Mensais aos Aproveitamentos Hidroelétricos Tucuruí e Curuá-Una. V.27. **Caderno do IME – Série Estatística**. p.1-9, 2009.

RAMOS, I. P.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; CARVALHO, E. D. Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). **Acta Limnologica Brasiliensia**, 20(3), 245-252. 2008.

_____, I. P.; ZANATTA, A. S.; ZICA, E. O. P.; SILVA, R. J.; CARVALHO, E. D. Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. In: J.E.P. CYRINO, W.M. FURUYA, R.P. RIBEIRO and J. D. SCORVO FILHO, eds. **Tópicos especiais em biologia aquática e aquicultura III. Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Biologia Aquática**, pp. 87-98. 2010.

RICHMOND, B. **An academic user's guide to STELLA**. Lime: High Performance System, Inc., 1987.

RINKE, K.; YEATES, P.; ROTHHAUPT, K-O.; A simulation study of the feedback of phytoplankton on thermal structure via light extinction. **Freshwater Biology** 55, 1674–1693, 2010.

ROCHA, S.F. **Influência do cultivo intensivo de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanques rede na qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica da Furnas-MG**. Belo Horizonte: UFMG, 2001. 150p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2001.

ROSINI, E. F.; TUCCI, A.; DO CARMO, C.F.; ROJAS, N. E. T.; BARROS, H. P.; MALLASEN, M. Changes in phytoplankton spatial and temporal dynamics in a Brazilian tropical oligotrophic reservoir after net cage installation. **Brazilian Journal of Botany**, 39(2), 569-581. 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s40415-016-0259-x>.

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

SALATI, E.; MARQUES, J. Climatology of the Amazon region. In: **The Amazon-Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin**. Sioli, H. (ed.). Dr. W. Junk Publishers, 763 p. 1984.

SANTOS, P. R. B. ZARZAR, C. A. SOUSA, N. S. S. Avaliação do estado trófico atual do reservatório da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una, a mais antiga represa construída na Amazônia central. **Biota Amazônia**. No Prelo.

SCHLADOW, S. G.; HAMILTON, D. P.. Prediction of water quality in lakes and reservoirs. 2. Model calibration, sensitivity analysis and application. **Ecol. Model.** 96, 111–123. 1997.

SCORVO FILHO, J. D.; FRASCÁ-SCORVO, C. M. D.; ALVES, J. M. C.; SOUZA, F. R. A. A tilapicultura e seus insumos, relações econômicas. **R. Bras. Zootec.**, v.39, p.112-118, 2010.

SILVA, C. A.; FUJIMOTO, R. Y. Crescimento de tambaqui em resposta a densidade de estocagem em tanques-rede. **Acta Amazonica**. Vol. 45(3) 323–332, 2015.

SPRINGBORN, R. R.; CHANGW. Y. B.; ENGLE, C. Optimum harvest time in aquaculture: and application of economic principles to Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, growth model. **Aquaculture and Fisheries Management** 23,639-647. 1992.

STELLA - STRUCTURAL THINKING EXPERIMENTAL LEARNING LABORATORY WITH ANIMATION. **Introduction to systems thinking**. NH: High Performance Systems, 165 p. 2001.

TERTRA TECH INC. **Methodology for evaluation of multiple power plant cooling system effects, volume V. Methodology application to prototype – Cayuga Lake**. Tetra Tech, Inc., Lafayette, California. For Electric Power Research Institute. Report EPRI EA-1111, 1980.

VIEIRA, I.; DARWICH, A. J. Sinecologia da ictiofauna de Curuá-Una, Amazônia: Características hidroquímicas, Climáticas, vegetação e peixes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Vol. 11, N2, p.41-64. 1999.

WILLIARNS, B. J. **Hidrobiological modeling**. University of Newcastle, NSW Australia, 2006.

YIN, K.; PAUL, J.; HARRISON, E. B. Risk analysis of coastal aquaculture: potential effects on algal blooms, pp175-196. GESAMP - Joint Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Assessment and communication of environmental risks in coastal aquaculture. Rome, FAO. **Reports and Studies GESAMP** No. 76: 198 pp. 2008.

ZANIBONI-FILHO, E.; PEDRON, J. S.; RIBOLLI, J. Opportunities and challenges for fish culture in Brazilian reservoirs: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 30, e302. 2018.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados gerados por este estudo ficou claro que o monitoramento periódico dos dados limnológicos é de fundamental importância, pois os padrões limnológicos do reservatório apresentam valores abaixo do mínimo estabelecidos pelo CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, Tabela II, categoria das águas de Classe II. O estado trófico apresenta-se como ultraoligotrófico a mesotrófico, porém o índice de estado trófico para a clorofila-a e o fósforo total na estação seca podem alcançar o estado eutrófico.

Em relação a composição da comunidade fitoplanctônica, o grupo de algas que tem maior densidade são as Chlorophytas no período seco e as Bacillariophytas no período seco e transição. Quanto a Cyanophytas que são produtoras de toxinas em ambiente eutrofizados, elas apresentam densidades relativamente pequenas. Para esse grupo o CONAMA nº 357 estabelece 5000 indivíduo.mL⁻¹.

O modelo matemático desenvolvido neste trabalho mostrou uma calibração adequada para simulação da clorofila-a (Biomassa total fitoplanctônica) e o mesmo conseguiu estimar 68,55%, apesar de ter utilizados estimativas médias como a taxa de herbivoria pelo zooplâncton, intensidade luminosa e perdas metabólicas, este modelo apresentou 31,45% de erro. Esta quantidade de erros, acreditamos esta associada a taxa variável de predação pelo zooplâncton, variações microclimáticas como por exemplo a intensidade do vento, tempo de residência da água, as operações efetivas da usina hidrelétrica e outras variáveis de caráter ambiental e antrópico que não foram mensuradas neste estudo.

O modelo também demonstrou que a simulação de alguns cenários que podem auxiliar na gestão ambiental no controle da eutrofização, proveniente da piscicultura em tanques-rede em reservatórios. Os cenários apresentados neste estudo, apontam valores de produção intensiva de tambaqui em tanques-redes mais conservativo e restritivo proposto por este estudo (Cenário 1), que vizasse a minimização do risco de eutrofização. Porém, do ponto de vista econômico não tem viabilidade econômica. Para esse cenário, ao se produzir 10 toneladas de tambaqui deve utilizar 222 tanques-rede de dimensão de 4 m³ com uma densidade 10 peixes.m⁻³, não pagam os custos de produção para se manter a atividade, mesmo sendo de caráter de subsistência.

Ao manejar na densidade de 50 peixes.m⁻³ com dimensão de 6 m³ (Cenário 4), o cultivo de tambaqui em tanque-rede poderia ser economicamente viável para venda direta ao público, entretanto esse cenário traria um alto risco de eutrofização para o reservatório.

Dentre os quatro cenários apresentados, considera-se que o Cenário 2 possa atender os pré-requisitos ambientais e viabilidade econômica. Porém, para os valores de fósforo total e nitrogênio na coluna d'água ainda podem ultrapassar os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357.

Entretanto, não restringimos o Cenário 4 e para seu uso recomendamos que não se crie grandes parques aquícolas, pois ao fragmentar a produção em pequenas áreas ao longo do reservatório, pode-se diminuir a carga de efluentes com o aumento da diluição de nitrogênio e fósforo para o meio ambiente. Este cenário por tem uma viabilidade econômica, acreditamos que possa atender pequenos produtores e comunidade local do entorno do reservatório.










Outras recomendações está relacionada a seleção de rações balanceadas, com menores teores de fósforo na sua composição, visto que em nossos resultados, o fósforo foi o principal fator limitante que influencia diretamente no controle da produção primária como principal sintoma do processo de eutrofização, associado aos resíduos lançados pela aquicultura intensiva em tanques-rede.

Finalmente, cabe salientar que esses resultados da modelagem do presente estudo é um produto científico que apresentou cenários de produção aquícola, passivo de aprimoramentos com inserção de outras variáveis chave de qualidade da água possam vir a ser constatadas. E, também abre a possibilidades desse produto científico ser avaliado por tomadores de decisão discutirem a implantação de empreendimentos aquícolas em reservatórios na Amazônia para estimar a capacidade de suporte de efluentes que posso interferir diretamente na qualidade da água desses ambientes.

APÊNDICE

As equações utilizadas para criação do modelo conceitual matemático no software STELLA 8.0 detalhadas abaixo.

- $Chla(t) = Chla(t - dt) + (Crescimento - Perdas) * dt$
 INIT Chla = 0.82
 INFLOWS:
 Crescimento =
 (Limitação_pelo_Nitrogênio*Limitação_pelo_Fósforo*Função_Temperatura*Intensidade_de_luz)*30
 OUTFLOWS:
 Perdas = (Função_Metabolismo+Taxas_pedração_Zoo+Taxa_de_sedimentação)*Chla*30
- $N^{\circ}_de_Indivíduos(t) = N^{\circ}_de_Indivíduos(t - dt) + (- Mortalidade) * dt$
 INIT $N^{\circ}_de_Indivíduos = 8880$
 OUTFLOWS:
 Mortalidade = $N^{\circ}_de_Indivíduos * 0.000125$
- $a1 = (Ia/Is) * EXP(-Ke * Profundidade)$
- $a2 = (Ia/Is)$
- $Área_Cedida = Área_Ocupada * Área_Solicitada_1:8$
- $Área_do_TR = 4$
- $Área_Ocupada = Qtd_TR * Área_do_TR$
- $Área_Solicitada_1:8 = 8$
- $Biomassa = Peso * N^{\circ}_de_Indivíduos$
- $Biomassa_por_TR = 1.1247 * N_peixes_por_TR$
- $CDA_N = 0.9792$
- $CDA_P = 0.8427$
- $Chl_a = 1.436$
- $Coeficiente_de_crescimento = 1.1$
- $Coeficiente_taxas_metabolicas = 1.1$
- $Densidade = 50$
- $Efluente_de_Fósforo_Dissolvido =$
 $Excretas_Metabólicas_de_Fósforo + Fósforo_Perdido_nas_fes$
- $Efluente_de_Nitrogênio_Dissolvido =$
 $Excretas_Metabólicas_de_Nitrogênio + Nitrogênio_perdido_nas_fes$
- $Excretas_Metabólicas_de_Fósforo =$
 $(Fósforo_no_Alimento_consumido * CDA_P) - Fósforo_convertido_em_biomassa$
- $Excretas_Metabólicas_de_Nitrogênio =$
 $(CDA_N * Nitrogênio_no_Alimento_consumido) - Nitrogênio_convertido_em_biomassa$
- $Fósforo_Dissolvido_mg_L =$
 $Total_de_Fósforo_dissolvido_mg_L + Fósforo_total_sem_Tnque_rede$
- $Fósforo_na_ração = Ração_ofertada * Nível_de_garantia_de_Fósforo$
- $Fósforo_no_Alimento_não_consumido = Fósforo_no_Alimento_consumido * 0.18$
- $Fósforo_no_Alimento_consumido = Fósforo_na_ração * 0.82$
- $Fósforo_total_sem_Tnque_rede = 0.00061$
- $Fósforo_convertido_em_biomassa = Ganho_de_Peso * 0.0327 * 0.25 * 1000$
- $Fósforo_Perdido_nas_fes = Fósforo_no_Alimento_consumido * (1 - CDA_P)$
- $Fotoperíodo = 0.5$
- $Função_da_taxa_de_Sedimentação = 157.5 / ((0.69 * Temp^2) - (5.3 * Temp) + 177.6)$
- $Função_Metabolismo = Taxas_metabolicas * (Coeficiente_taxas_metabolicas * (Temp - 20))$
- $Função_Temperatura = (Coeficiente_de_crescimento * (Temp - 20)) * Gmax$
- $Gmax = 2$
- $Ia = 786$
- $Intensidade_de_luz = (2.718 * Fotoperíodo * (EXP(-a1) - EXP(-a2))) / (Profundidade * Ke)$
- $Is = 260$
- $K = 1.18094$
- $Ke = 0.65$
- $Ke = Ke + 0.0088 * Chl_a + 0.054 * Chl_a^{(2/3)}$
- $Limitação_pelo_Fósforo = Fósforo_Dissolvido_mg_L / (0.0015 + Fósforo_Dissolvido_mg_L)$
- $Limitação_pelo_Nitrogênio = Nitrogênio_Dissolvido_mg_L / (0.02 + Nitrogênio_Dissolvido_mg_L)$

- Nitrogênio_Dissolvido_mg_L =
Total_de_Nitrogênio_dissolvido_mg_L+Nitrogênio_sem_Tanque_rede
- Nitrogênio_na_ração = Ração_ofertada*Nível_de_garantia_de_Nitrogênio
- Nitrogênio_no_Alimento_não_consumido = Nitrogênio_no_Alimento_consumido*0.18
- Nitrogênio_perdido_nas_feses = (1-CDA_N)*Nitrogênio_no_Alimento_consumido
- Nitrogênio_sem_Tanque_rede = 0.2567
- Nitrogênio_convertido_em_biomassa = Ganho_de_Peso*0.104*0.25*1000
- Nitrogênio_no_Alimento_consumido = Nitrogênio_na_ração*0.82
- Nível_de_garantia_de_Fósforo = 6
- N_peixes_por_TR = Volume_TR*Densidade
- Peso = $W_{00} * (1 - \exp(-K * \text{Tempo}))^3 / 1000$
- Produção_almejada = 10000
- Qtd_TR = Produção_almejada/Biomassa_por_TR
- Ração_ofertada = Peso_Vivo_%*Biomassa*30
- Taxas_metabolicas = 0.05
- Taxas_pedração_Zoo = 0.16
- Taxa_de_sedimentação =
(Velocidade_de_sedimentação/Profundidade)*Função_da_taxa_de_Sedimentação
- Temp = 30.2
- Temperatura = 30.2
- Total_de_Fósforo_dissolvido_mg_L =
(Efluente_de_Fósforo_Dissolvido/Volume_de_diluição)*1000
- Total_de_Nitrogênio_dissolvido_mg_L =
(Efluente_de_Nitrogênio_Dissolvido/Volume_de_diluição)*1000
- Velocidade_de_sedimentação = 0.05
- Volume_de_diluição = Área_Cedida*Profundidade*1000
- Volume_TR = 6
- Woo = 6950.79
- Clorofila_a = GRAPH(Time)
 (1.00, 0.82), (2.00, 0.6), (3.00, 1.05), (4.00, 6.81), (5.00, 0.79), (6.00, 3.92), (7.00, 2.44), (8.00, 3.32), (9.00, 0.356), (10.0, 1.40), (11.0, 1.16), (12.0, 0.096)
- Fósforo_Total_sem_piscicultura = GRAPH(TIME)
 (1.00, 0.00047), (2.00, 0.00102), (3.00, 8.12e-005), (4.00, 0.00225), (5.00, 0.000176), (6.00, 0.00103), (7.00, 0.000125), (8.00, 0.0001), (9.00, 0.0001), (10.0, 0.000963), (11.0, 0.0005), (12.0, 0.00)
- Ganho_de_Peso = GRAPH(TIME)
 (1.00, 44.1), (2.00, 302), (3.00, 680), (4.00, 1097), (5.00, 1498), (6.00, 1853), (7.00, 2146), (8.00, 2373)
- GP_C2 = GRAPH(Time)
 (1.00, 22.0), (2.00, 150), (3.00, 337), (4.00, 542), (5.00, 738), (6.00, 909), (7.00, 1041), (8.00, 1155)
- Nitrogênio_Total_sem_piscicultura = GRAPH(TIME)
 (1.00, 1.16), (2.00, 0.75), (3.00, 0.89), (4.00, 0.806), (5.00, 0.613), (6.00, 0.77), (7.00, 2.46), (8.00, 1.56), (9.00, 1.09), (10.0, 1.70), (11.0, 1.41), (12.0, 1.72)
- Nível_de_garantia_de_Nitrogênio = GRAPH(TIME)
 (1.00, 57.6), (2.00, 51.2), (3.00, 51.2), (4.00, 51.2), (5.00, 44.8), (6.00, 44.8), (7.00, 44.8), (8.00, 44.8)
- Peso_Vivo_% = GRAPH(Time)
 (1.00, 0.07), (2.00, 0.06), (3.00, 0.05), (4.00, 0.04), (5.00, 0.03), (6.00, 0.025), (7.00, 0.02), (8.00, 0.018)
- Profundidade = GRAPH(TIME)
 (1.00, 10.0), (2.00, 7.41), (3.00, 6.34), (4.00, 5.09), (5.00, 4.58), (6.00, 4.65), (7.00, 5.04), (8.00, 6.00), (9.00, 8.40), (10.0, 9.94), (11.0, 11.1), (12.0, 10.8)
- Tempo = GRAPH(TIME)
 (0.00, 0.0411), (1.00, 0.0821), (2.00, 0.164), (3.00, 0.246), (4.00, 0.329), (5.00, 0.412), (6.00, 0.493), (7.00, 0.575), (8.00, 0.657)