



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAPÁ
PRÓ-REITORIA DE ENSINO E GRADUAÇÃO
CURSO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS

LARISSA PINHEIRO DE MELO

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA
(CLOROFILA-A) NO ALTO E MÉDIO RIO ARAGUARI - AP**

MACAPÁ

2013

LARISSA PINHEIRO DE MELO

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA BIOMASSA
FITOPLANCTÔNICA (CLOROFILA-A) NO ALTO E MÉDIO RIO
ARAGUARI - AP**

Monografia apresentada a Coordenação do Curso de Ciências Ambientais da Universidade Federal do Amapá para obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Área de Concentração: Limnologia

Orientador: Dr. Alan Cavalcanti da Cunha
Co-orientadora: Elane Domênica de Souza
Cunha

MACAPÁ

2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal do Amapá

Melo, Larissa Pinheiro de.

Varição espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica (clorofila-a) no alto e médio Rio Araguari - AP / Larissa Pinheiro de Melo; orientador Alan Cavalcanti da Cunha; co-orientadora Elane Domênica de Souza Cunha. Macapá, 2013.

51 f.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Fundação Universidade Federal do Amapá, Coordenação do Curso de Bacharelado em Ciências Ambientais.

1. Biologia marinha – Rio Araguari (AP). 2. Biomassa vegetal . 3. Clorofila A – Aspectos ambientais. 4. Ecossistemas aquáticos - Amapá. I. Cunha, Alan Cavalcanti da. (orient.). II. Cunha, Elane Domênica de Souza. (co-orient.). III. Fundação Universidade Federal do Amapá. IV.

FOLHA DE APROVAÇÃO

LARISSA PINHEIRO DE MELO

TÍTULO: Variação espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica (clorofila-a) no alto e médio rio araguari - AP

Monografia apresentada à Coordenação do Curso de Ciências Ambientais, da Universidade Federal do Amapá, como requisito para obtenção do título em Bacharel em Ciências Ambientais.

Aprovada em: 23/ 04/2013

Banca Examinadora

Orientador: Prof. Dr. Alan Cavalcanti da Cunha

Prof. Msc. Arialdo Martins Silveira Júnior

Msc. Daímio Chaves Brito

MACAPÁ

2013

Aos meus orientadores, professores, pais, irmã, familiares e amigos pela compreensão, ensino e atenção durante este período de minha formação.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pelo dom da vida e acima de tudo, por ter me concedido paz, saúde, que foram fundamentais no desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus pais, Lailza Pinheiro e Francisco de Assis, que contribuíram para que eu pudesse alcançar este objetivo, por me dar todo carinho, amor e atenção necessária.

Ao meu orientador, Dr. Alan Cavalcanti pela confiança, e que com paciência e competência me encaminhou e acompanhou a realização deste trabalho, contribuindo com seu vasto conhecimento para minha formação.

A minha co-orientadora Msc. Elane Cunha, que esteve comigo em todos os momentos durante o desenvolvimento deste trabalho, agradeço por sua amizade, paciência, dedicação e pelos conhecimentos valiosos que me transmitiu.

A todo o Colegiado do Curso de Ciências Ambientais, e demais professores deste curso, que contribuíram em minha formação.

Aos companheiros de laboratório que contribuíram direta ou indiretamente para o desenvolvimento deste trabalho: Arialdo Martins, Brunna Sangel, Daímio Brito, Débora Isacksson, Elane Cunha, Eldo Santos, Josivan Costa, Keila Santos e Priscila Brito.

Aos colegas de curso, que durante esses 4 (quatro) anos cederam sua companhia e amizade. Pelos momentos de descontração, companheirismo e de muito estudo. Todos contribuíram para que fosse possível seguir até o fim da graduação, em especial a Gleise Marreiros, Laila Melo, Lorena Antunes, Rafael Amaral e Wanderson Michel.

Ao CNPq pela Bolsa de Iniciação Científica e ao Laboratório de Química, Saneamento e Modelagem Ambiental por proporcionar um ambiente adequado para a realização das análises, e a UNIFAP.

RESUMO

A clorofila *a* é um pigmento comum a todas as algas utilizada para estimar a biomassa fitoplanctônica por meio de suas concentrações no ambiente aquático. Atividades econômicas que promovem o despejo de efluentes sem tratamento e mesmo a construção de reservatórios podem propiciar o aumento da concentração deste pigmento. Este é utilizado na avaliação do estado trófico de ecossistemas aquáticos, sendo muito importante seu monitoramento para a tomada de decisões, como evitar a ocorrência de florações resultantes de impactos ambientais nos ecossistemas aquáticos. Neste contexto, o presente estudo objetivou determinar as concentrações de clorofila *a* e verificar se há correlação entre a variação da biomassa de algas em relação ao gradiente espacial e temporal ao longo de um trecho do Rio Araguari a montante de reservatório de hidrelétrica. A área de estudo compreende um trecho de 90 km, com início no afluente rio Falsino, Alto Araguari e próximo a Floresta Nacional do Amapá (FLONA). O trecho finaliza no reservatório da Hidrelétrica Coaracy Nunes (UHECN). O estudo compreendeu quatro medidas trimestrais em quatorze sítios amostrais de água para determinação dos parâmetros físico-químicos, como temperatura, pH, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica, cor, turbidez e amônia, bem como também para quantificação da concentração da clorofila-*a*. Em todo o trecho e período estudados a concentração da clorofila- *a* foi menor que $10 \mu\text{g.L}^{-1}$, com pico máximo registrado no período seco de $8,16 \mu\text{g.L}^{-1}$. Portanto, as variações sazonais, representadas pela descarga líquida do rio foram correlacionados com a variação dos valores de biomassa durante o ciclo hidrológico anual. De modo contrário, não houve correlação consistente entre a biomassa algal e o gradiente espacial. Por outro lado, as concentrações de clorofila *a* foram explicadas significativamente pelas variáveis físico-químicas condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e temperatura. Concluiu-se que tanto o Rio Araguari, incluindo-se o reservatório e o afluente Falsino, foram considerados como oligotróficos, atendendo o padrão de rio Classe II, constante na resolução 357/2005 do CONAMA.

Palavras-chave: recursos hídricos, Rio Araguari, clorofila-a, fitoplâncton, biomassa.

ABSTRACT

The pigment chlorophyll-*a* is common to all the algae used to estimate the phytoplankton biomass through their concentrations in the aquatic environment. Economic activities that promote the discharge of effluents and even without treatment tank construction can provide an increased concentration of pigment. This is used to assess the trophic status of aquatic ecosystems, their monitoring is very important for decision making, how to avoid the occurrence of algal blooms resulting from environmental impacts on aquatic ecosystems. In this context, the present study aimed to determine the concentrations of chlorophyll *a* and check whether there is a correlation between the variation of algal biomass in relation to spatial and temporal gradient along a stretch of the River Araguari upstream reservoir dam. The study area includes a stretch of 90 km, starting in the affluent River Falsino, Araguari Alto and close to National Forest of Amapá (FLONA). The stretch of river studied finalizes the reservoir hydroelectric Coaracy Nunes (UHECN). The study comprised four quarterly measures in fourteen sampling sites of water for determination of physico-chemical parameters and quantification of the concentration of chlorophyll-*a*. Throughout the period studied stretch and the concentration of chlorophyll-*a* was less than 10 microg.L⁻¹, with peak recorded in the dry period of 8.16 microg.L⁻¹. Therefore, seasonal variations, represented by the liquid discharge of the river were correlated with the variation of the values of biomass during the annual hydrological cycle. Conversely, there was no consistent correlation between algal biomass and the spatial gradient. Moreover, the concentration of chlorophyll significantly been explained by physico-chemical variables conductivity, total dissolved solids and temperature. It was concluded that both the Araguari River, including the reservoir and tributary Falsino were considered oligotrophic, meeting the standard of Class II river, contained in resolution 357/2005 of CONAMA.

Keywords: water resources, Rio Araguari, chlorophyll-*a*, phytoplankton, biomass.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Análise de Regressão Linear (clorofila-a) para os diferentes meses de coleta.....	37
Figura 2 - Análise de PCA (Análise de Componentes Principais).....	40
Figura 3 - Representação dos Pontos de Amostragem Agrupados.....	43
Fotografia 1 - Rio Araguari.....	24
Fotografia 2 - Rio Araguari (P2).....	28
Fotografia 3 - Rio Falsino (P3).....	28
Fotografia 4 - Reservatório da UHCN.....	28
Fotografia 5 - Margem Antropizada (Médio Araguari).....	28
Fotografia 6 - Rio Araguari (Período Chuvoso).....	28
Fotografia 7 - Rio Araguari (Período Seco).....	28
Fotografia 8 - Sonda Multiparâmetro YSI.....	29
Fotografia 9 - Sensor da sonda Multiparâmetro.....	29
Fotografia 10 - Coleta superficial de água.....	30
Fotografia 11 - Filtração das amostras por meio de uma bomba a vácuo.....	30
Fotografia 12 - Maceração do filtro com 10 ml de acetona a 90%.....	31
Fotografia 13 - Amostras refrigeradas por 24 horas.....	31
Fotografia 14 - Leitura das amostras (Espectrofotômetro).....	31
Gráfico 1 - Médias de Temperatura por período sazonal.....	33
Gráfico 2 - Médias de pH por período sazonal.....	33
Gráfico 3 - Médias de Cor por período sazonal.....	34
Gráfico 4 - Médias de Turbidez por período sazonal.....	34
Gráfico 5 - Médias de CE por período sazonal.....	35
Gráfico 6 - Médias de STD por período sazonal.....	35
Gráfico 7 - Médias de OD por período sazonal.....	36
Gráfico 8 - Médias de NH ₄ por período sazonal.....	36
Mapa 1 - Área de Estudo Rio Falsino e Trecho do Alto e Médio Araguari.....	25

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Descrição dos Pontos de Amostragem (PA) nos Rios Falsino (F) e Araguari (A)..	26
Tabela 2 - Média, mínima e máxima de Clorofila-a nos períodos seco e chuvoso.....	37
Tabela 3 - Valores de Componentes Principais para os diferentes períodos.....	41

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 REVISÃO DE LITERATURA	12
2.1 RECURSOS HÍDRICOS.....	12
2.2 ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS	13
2.2.1. Ambiente Lótico e Lêntico	13
2.2.2. Rios	14
2.2.3. Eutrofização da Água	15
2.3 FITOPLÂNCTON (ALGAS).....	16
2.3.1 Florações de Algas	17
2.3.2. Clorofila-<i>a</i> e Biomassa	18
2.4 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	19
2.5 HIDRELÉTRICAS (BARRAGENS E REPRESAMENTO).....	21
3 MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	23
3.1.1 Locais de Amostragem	25
3.2 COLETA DE DADOS	29
3.2.1 Coleta de Parâmetros Físico-Químicos	29
3.2.2 Coleta de Clorofila-<i>a</i>	29
3.3 ANÁLISE DOS DADOS	32
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4.1. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA	33
4.2 CARACTERIZAÇÃO BIOLÓGICA (CLOROFILA-A).....	36
5 CONCLUSÕES	43
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45

1 INTRODUÇÃO

A clorofila-*a* é um pigmento presente em todas as espécies do fitoplâncton (algas). Devido a este fato, é possível estimar a biomassa de algas e também a quantidade de matéria orgânica disponibilizada aos demais níveis tróficos (PRIMAVERA *et al.*, 2006). Este pigmento tem sido amplamente utilizado para avaliar o estado dos ecossistemas aquáticos, podendo ser selecionado como um indicador de qualidade da água (HAKANSON *et al.*, 2007).

Segundo Ariyadej *et al.*, (2008) o fitoplâncton é um dos componentes mais importantes do ecossistema aquático, onde atua como produtor primário desempenhando um papel importante na circulação de matéria e fluxo de energia no ecossistema. São excelentes bioindicadores, uma vez que são bastante sensíveis a mudanças de quaisquer fatores ambientais. Portanto, uma simples alteração no meio pode inibir ou estimular grandes florações algais (DESORTOVÁ, 2011).

A biomassa fitoplanctônica é determinada por um ciclo sazonal, já que este ciclo provoca flutuações nas variáveis ambientais, como a radiação solar e nos níveis de nutrientes (HARRIS, 1986). E estas variáveis são importantes para o desenvolvimento destes organismos no ambiente.

A crescente demanda pelo uso dos recursos hídricos, no que diz respeito à construção de empreendimentos para geração de energia (barragens), altera o estado lótico e, portanto, hidrodinâmico das áreas afetadas devido à construção de reservatórios, tornando o ambiente lético (AOYAGUI, 2003). Além disso, tendem a promover outras modificações físicas, assim como, químicas e biológicas devido à retenção do volume de água no local (MULLER, 1995). Por conta dessas alterações, são esperados problemas relativos à qualidade da água, e inclusive o aumento da biomassa de algas e, conseqüentemente, da concentração de clorofila-*a* nos reservatórios das usinas hidrelétricas (CUNHA *et al.*, 2013).

Na presente pesquisa foi inicialmente levantada a problemática de que os padrões de clorofila-*a* nunca foram mensurados no Rio Araguari, nem antes e nem após a instalação da Hidrelétrica de Coaracy Nunes (UHCN), sendo esta variável um fator preponderante na avaliação da qualidade d'água do Rio Araguari. Com efeito, foi elaborada a hipótese de que este pigmento apresentaria padrões de crescimento no eixo espacial e a sazonalidade seria também um fator de interferência e variação significativa desses valores.

Neste contexto, esta investigação teve como objetivo determinar as concentrações de clorofila-*a* no rio Araguari, no trecho compreendido entre o alto Araguari, na confluência com o Rio Falsino, até a barragem do reservatório da UHCN. Como objetivo específico, avaliar o comportamento da variação da concentração de clorofila-*a* no rio, tanto no eixo longitudinal quanto no eixo sazonal. O horizonte sazonal compreendeu um ciclo hidrológico completo de ano, considerando-se fatores ambientais que influenciam no comportamento deste pigmento.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 RECURSOS HÍDRICOS

Os recursos hídricos mundiais têm um significado ecológico, econômico e social. A gestão, conservação e restauração destes ecossistemas aquáticos são temas extremamente importantes, influenciando na economia e toda a sociedade. A gestão dos sistemas aquáticos é muito complexa, pois depende da conciliação de diferentes interesses, e muitas vezes estes são antagônicos e estão envolvidos em usos múltiplos da água (CALIJURI, *et al.*, 2008).

De acordo com Brito (2008) um fator que tem gerado acirramento no debate público quanto aos usos sustentáveis e múltiplos das águas naturais, inclusive a de preservação e gestão dos ambientes aquáticos, são as ameaças ecológicas oriundas do desenvolvimento regional, tais como: grandes projetos minerais, hidroelétricas, bubalinocultura e urbanização. Além disso, há o crescente aumento das pressões sociais, econômicas, ambientais, principalmente das populações ribeirinhas e sociedade civil, quanto à gestão mais sustentável dos recursos hídricos.

Com a crescente demanda de diferentes interesses em prol do uso da água, os corpos d'água não podem ter exclusiva utilização. Seu uso deve ser maximizado e os impactos de determinada atividade não podem ocasionar impossibilidade a outros usos, não só pela escassez quantitativa, mas também pela qualidade da água (MOTA, 1995; BRITO, 2008).

Uma preocupação especial é a de que a prosperidade econômica regional não implica necessariamente no aumento de investimentos para melhoria da qualidade da água e na conservação dos recursos aquáticos naturais (MARTINELLI *et al.*, 2002). Considerando que as maiores ameaças à biodiversidade aquática estão nas regiões mais desenvolvidas, por estas apresentarem maior nível de intervenção nos ecossistemas.

Rebouças *et al.* (1999) afirmam que a produção total de águas doces no Brasil representa 53% do continente Sul-Americano, num total de 334.000 m³/s. No cenário mundial, o Brasil representa 12% das águas doces do planeta. Considerando a região Amazônica a que possui a maior disponibilidade deste recurso, e detém a maior oferta de água doce do mundo com 8% do total (BRITO, 2008).

A região Amazônica é de suma importância por sua grande extensão e alta diversidade de ecossistemas. Entre estes, destacam-se os inúmeros ambientes aquáticos, sobre os quais grande parte da diversidade da composição biológica está presente (HUSZAR, 1994).

Considerando também de grande valia o aproveitamento destes ambientes aquáticos para o bem comum e uso de todos (MELO *et al.*, 2005).

De acordo com Rebouças (2004) e Brasil (2002) o Estado do Amapá, com aproximadamente 143.000 Km² de superfície, destaca-se no cenário nacional por possuir o terceiro maior volume de descarga de rios do Brasil, com a presença de trinta e três bacias hidrográficas e está inserido totalmente na bacia amazônica, onde encontramos o maior volume de água doce do mundo. Essa alta disponibilidade do estado é justificada por Nimer (1989) em virtude de o estado possuir a maior pluviosidade da região norte. Souza e Cunha (2010) identificam que no setor norte do estado a precipitação oscila entre 2.700 e 2.900 mm.

É importante ressaltar também que a região norte, onde está localizado o Amapá, é uma das regiões mais desassistidas do Brasil quanto ao tratamento de esgoto doméstico. E segundo Agostinho *et al.* (2005), o tratamento inadequado de efluentes é uma das principais ameaças a qualidade da água e a biodiversidade dos ambientes aquáticos.

De acordo com Cunha (2009), na Amazônia, em geral, a temática relacionada aos recursos hídricos e saneamento ambiental é vista com baixa prioridade e num plano preocupante no contexto ambiental. Por exemplo, quando comparada à literatura concernente à biodiversidade, ecologia de fauna e flora regionais.

A ausência de informações científicas fundamentadas sobre as bacias hidrográficas, as quais pouco ou não inventariadas, praticamente inviabilizam uma série de providências de proteção ambiental destas.

2.2 ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

2.2.1. Ambiente Lótico e Lêntico

Os ecossistemas aquáticos continentais brasileiros são os lagos, lagoas, reservatórios, riachos, rios e áreas alagáveis associadas (AGOSTINHO, 2005). Os ambientes naturais de águas continentais podem ser classificados em dois grupos: lênticos e lóticos. Os lênticos são representados por lagoas e lagos, os quais podem ser classificados como polimíticos ou monomíticos segundo a dinâmica de mistura dos diferentes estratos da coluna d'água.

Os lagos podem ser considerados como corpos de água doce ou salina, continental ou costeiro, total ou parcialmente circundados pelo sistema terrestre com origens e tempo de vida variáveis. Do ponto de vista geológico, eles são, com poucas exceções, relativamente jovens e

de pouca duração, visto que apresentam caráter acumulativo (sistemas mais ou menos fechados) (MARGALEF, 1983).

São considerados ambientes lóticos aqueles que apresentam um fluxo constante de água, como no caso os rios (MARGALEF, 1983). Esses ambientes de águas correntes são definidos do ponto de vista hidrológico como uma "calha", na qual é transportada a descarga da água superficial (sistemas abertos).

A vazão desempenha um papel fundamental na ecologia dos ecossistemas lóticos, constituindo-se em fator determinante na estrutura e diversidade das comunidades bióticas. A modificação do regime hidrológico desses cursos irá alterar a velocidade, profundidade escoamento, regime de transporte sólido e morfologia do leito, temperatura e qualidade da água (PAULO, 2007; CUNHA *et al.*, 2013a).

Existe também a formação de ambientes intermediários, estes caracterizados por apresentarem situações de ambientes lóticos e lênticos, com mecanismos de circulação vertical e horizontal oriunda do sistema operacional da barragem (MARGALEF, 1983).

2.2.2. Rios

Rios consistem em cursos naturais de água que fluem no sentido de oceanos, lagos, mares, ou outros rios. As águas de rio são caracterizadas pelos parâmetros físicos, químicos e biológicos. Tais parâmetros servem como indicadores do estado do corpo hídrico e podem ser relacionados às características do mesmo e com os diversos tipos de fontes de poluição (ESTEVES, 1998).

A água de um rio, ao longo do seu ciclo hidrológico, entra em contato e incorpora em sua composição elementos existentes na atmosfera. Identificam-se as rochas, solos e vegetação como os elementos que "imprimem" qualidade à água, caracterizando-as qualitativamente (LARENTIS, 2004).

Os rios apresentam características hidrológicas, morfológicas, químicas e ecológicas bastante variáveis, especialmente por serem dinâmicos. Algumas dessas características são de difícil medição e influenciadas pela sazonalidade climática ou localização geográfica (CUNHA *et al.*, 2013a).

De acordo com Cunha *et al.* (2013a) em ambientes aquáticos, os processos que determinam a sua heterogeneidade, entendida como diversidade estrutural do ambiente, estão intimamente ligados ao regime fluvial, que determina fatores como profundidade, velocidade da corrente, tipo de substrato e forma do canal.

As águas dos rios geralmente são utilizadas para propósitos domésticos, industriais, agrícolas e principalmente para a construção de barragens para geração de energia hidrelétrica (PAULO, 2007; PINHEIRO E CUNHA, 2010), podendo ocasionar impacto significativo sobre algumas das complexas interações entre o meio biótico, abiótico e socioeconômico, tais como mudanças do comportamento do escoamento do corpo d'água, dinâmica de assoreamento e processos de sedimentação em reservatórios (CUNHA *et al.*, 2013a).

Com vistas a proteger a integridade dos ecossistemas aquáticos, existe no Brasil legislação que regulamenta os padrões da qualidade da água de rios, como a Resolução 357 de 17 de março de 2005 do CONAMA a qual dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, além de estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes.

É muito importante que o monitoramento da qualidade da água seja realizado com base em parâmetros legais, de modo que os múltiplos usos preconizados em Lei sejam garantidos.

2.2.3. Eutrofização da Água

Eutrofização é um fenômeno natural que ocorre de forma lenta e gradual, mas que pode ser acelerado artificialmente pela ação antrópica, principalmente em reservatórios de usinas hidrelétricas (ESTEVES, 1998;).

A eutrofização artificial ocorre a partir de um processo de enriquecimento exagerado de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) na coluna de água, oriundos de fontes antrópicas como áreas agrícolas (escoamento rural), áreas urbanas (escoamento de áreas urbanas), e de efluentes de estações de tratamento de esgoto doméstico e industrial (WETZEL, 1983).

De acordo com Esteves (1998):

“O enriquecimento de nutrientes no ecossistema aquático pode incorrer no crescimento descontrolado de algas, que posteriormente entram em decomposição, consumindo uma quantidade significativa de oxigênio dissolvido do meio, podendo causar morte de outros organismos aquáticos por asfixia (sistema anóxico). Esse processo (eutrofização) pode ocasionar mudanças nos aspectos físicos da água, tornando-a turva e, conseqüentemente, diminuindo a penetração da luz na coluna d'água.”

Atividades poluidoras desenvolvidas de forma ambientalmente incorretas, a ocupação humana desordenada e o lançamento de dejetos em rios contribui para as alterações e deteriorização da qualidade da água, limitando seu uso (ZEE, 1997), podendo assim ocasionar

mudanças nas comunidades locais (TAKIYAMA *et al.*, 2004; CUNHA *et al.*, 2004) e perda direta da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais (AGOSTINHO, 2005) por conta do processo de eutrofização que aos poucos irá se estabelecendo de forma intensa.

2.3 FITOPLÂNCTON (ALGAS)

O fitoplâncton é composto por organismos microscópicos, também conhecidos por algas, que ficam na superfície de corpos d'água. De acordo com Wehr e Descy (1998) e Ohse *et al.* (2009), estes organismos prestam serviços ambientais essenciais como produção de oxigênio para o ambiente aquático e para a atmosfera, da qual também sequestram gás carbônico.

Além disso, podem ser os maiores produtores de carbono orgânico em rios e servirem como fonte de alimento para os consumidores de plâncton (WEHR & DESCY (1998). Segundo Ariyadej *et al.* (2008) o fitoplâncton é um dos componentes mais importantes do ecossistema aquático, onde atua como produtor primário, desempenhando um papel importante na circulação de matéria e fluxo de energia no ecossistema.

As algas são excelentes bioindicadores, uma vez que são bastante sensíveis a mudanças de quaisquer fatores ambientais, portanto, uma simples alteração no meio pode inibir ou estimular grandes florações algais (DESORTOVÁ, 2011). E por conta disso vem sendo utilizadas na avaliação da qualidade da água, pois por meio da concentração de sua biomassa, é possível avaliar o nível trófico do corpo d'água e o desenvolvimento de eutrofização (ARIYADEJ *et al.*, (2008).

Atualmente as algas vêm sendo utilizadas também como fonte de proteínas na forma de suplemento para alimentação humana, na alimentação de animais aquáticos, no tratamento de águas residuais, e vem sendo pesquisado seu uso na produção de biocombustíveis (OHSE, 2009; CUNHA *et al.* 2013b)

Em termos de biodiversidade, as águas continentais brasileiras apresentam 25% de todas as espécies de fitoplâncton encontradas no mundo. Apesar disso, a biodiversidade do fitoplâncton de rios é pouco estudada no Brasil, a despeito de sua extensa rede hídrica (AGOSTINHO, *et al.*, 2005). A maioria dos estudos foi realizada em sistemas de pequeno porte, como lagos, lagoas e reservatórios (SILVA, *et al.*, 2001)

A dinâmica do fitoplâncton de rios responde à fatores físicos relacionados ao fluxo da água e pode flutuar consideravelmente no espaço e no tempo. Em rios com fluxo regulado, o aumento de nutrientes pode influenciar a dinâmica destes organismos (WEHR & DESCY,

1998). De acordo com Reynolds (1995) é difícil manter o fitoplâncton em rios se o sistema for completamente misturado, com alta turbulência. Portanto a heterogeneidade geométrica do canal de escoamento possibilita a existência de áreas mais ou menos turbulentas aumentando as possibilidades da existência destes.

A variabilidade registrada na composição da comunidade fitoplanctônica também é devido às variações sazonais e climatológicas que estão relacionadas com a variação dos parâmetros físicos e químicos da água ao longo do ciclo sazonal tanto para lagos temperados quanto para lagos subtropicais e tropicais e em reservatórios artificiais de usinas hidrelétricas em regiões tropicais. (HUSZAR *et al*, 2007).

E apesar de tantos aspectos positivos, o fitoplâncton também pode ocasionar prejuízos de diversas ordens quando ocorrem em altas densidades (florações). De acordo com Chorus & Bartran (1999), a principal preocupação com relação à ocorrência desse fenômeno está na capacidade desses microrganismos produzirem e liberarem toxinas (cianotoxinas) na água.

Considerando a importância desses organismos para os ecossistemas aquáticos, em especial na Amazônia poucos trabalhos abordam o fitoplâncton como um todo. No estado do Amapá, o conhecimento sobre fitoplâncton é escasso, com apenas dois trabalhos publicados em periódicos até o momento (SOUZA & MELO, 2011) e um no prelo (CUNHA *et al*. 2013).

2.3.1 Florações de Algas

As florações (blooms) de algas são caracterizadas pela existência de elevada biomassa de fitoplâncton em relação às condições normais do ecossistema aquático. Geralmente, nessas situações, uma ou duas espécies predominam.

O desenvolvimento massivo desses microrganismos geralmente está associado às condições eutróficas da água, decorrentes do crescente enriquecimento de matéria orgânica, especialmente de nutrientes como Fósforo e Nitrogênio, ocasionados pelas descargas contínuas de esgotos domésticos e industriais nos corpos hídricos, representando, inclusive sérios problemas de saúde pública (BITENCOUT-OLIVEIRA, 2003).

Embora se saiba que florações algais ocorram naturalmente e de forma sazonal em alguns ambientes, como resposta às condições propícias do regime de luz do sol, disponibilidade de nutrientes e condições hidrodinâmicas, que modificam a estabilidade da coluna de água (SOLÉ *et al.*, 2005).

Os ambientes de águas calmas com elevado tempo de residência, estratificação térmica e onde a velocidade do vento é insuficiente para promover misturas na coluna d'água,

apresentam condições ideais para o desenvolvimento de florações, que se apresentam como manchas coloridas na superfície da água (TUNDISI *et al.*, 2004).

A elevação do tempo de detenção da água e o acréscimo das concentrações de nutrientes, ambos relacionados a ambientes com fluxo regulados como os rios com presença de barragem, favorecem a proliferação de fitoplâncton (WEHR & DESCY, 1998). Além da construção de barragens, outro fator que estimula a proliferação desses organismos é a redução do fluxo da água no período menos chuvoso, acompanhado de elevadas temperaturas (IBÁÑEZ, 1998; ALCANTARA *et al.* 2011).

Os danos consequentes desse fenômeno, principalmente do grupo cianobactérias, costumam afetar a qualidade da água e a saúde humana (CHORUS & BARTRAN, 1999). Causam prejuízos ecológicos (alterações na cadeia alimentar, redução da diversidade, diminuição do oxigênio dissolvido e retroalimentação do nitrogênio) (PAERL *et al.*, 2008). E econômicos (comprometimento do uso da água para consumo, recreação e pesca, e aumento do custo de tratamento de água) (JOO *et al.*, 2003; DEBERDT *et al.*, 2004).

Para a avaliação de uma floração normalmente são realizadas análises qualitativas e medidas de biomassa através das concentrações de clorofila-*a* (ZOHARY & ROBERTS, 1990).

2.3.2. Clorofila-*a* e Biomassa

A clorofila-*a* é um pigmento fotossintético presente em todas as espécies do fitoplâncton (algas), utilizado na captação de luz. Somando-se com o dióxido de carbono e os nutrientes inorgânicos para realização da fotossíntese.

Para Primavera *et al.* (2006) é possível estimar a biomassa total de algas e também a quantidade de matéria orgânica disponibilizada aos demais níveis tróficos, através da realização de análises qualitativas e quantitativas para obtenção das concentrações deste pigmento (PARSONS & STRICKLAND, 1963).

Em estudos voltados para o ramo da limnologia e oceanografia, a quantificação de clorofila-*a* é uma das formas mais utilizadas para determinar a biomassa de organismos fitoplanctônicos de forma rápida (KASPRZAK *et al.*, 2008), tornando-se uma ferramenta muito útil como bioindicador no monitoramento da qualidade da água e indicador do estado trófico (BOYER *et al.*, 2009).

A estimativa desse pigmento está relacionada ao ciclo sazonal, já que o mesmo provoca flutuações nas variáveis ambientais como a radiação solar e os níveis de nutrientes,

que estão relacionadas ao desenvolvimento destes organismos no meio (DOS SANTOS *et al.*, 2003; BOYER *et al.*, 2009).

A partir das concentrações de clorofila-*a* é possível avaliar o estado destes ecossistemas quanto aos seus diferentes graus de trofia, podendo ser selecionada como um bioindicador de qualidade da água, já que este reflete o resultado dos processos de crescimento e perda de biomassa fitoplanctônica (HAKANSON *et al.*, 2007).

Este pigmento tem sido utilizado na caracterização de ambientes em trabalhos experimentais e em programas de monitoramento com vistas ao manejo de ecossistemas aquáticos (DOS SANTOS *et al.*, 2003). Através do monitoramento da biomassa fitoplanctônica é possível evitar a ocorrência de proliferações de algas (florações) resultantes de impactos ambientais nestes ecossistemas (DESORTOVÁ, 2011).

Os processos climáticos (precipitação pluviométrica e intensidades dos ventos) tem um papel importante sobre a dinâmica dos ambientes aquáticos, conseqüentemente, sobre a composição e biomassa do fitoplâncton local, promovendo o aumento ou a diminuição das concentrações de clorofila-*a* (ODEBRECHT *et al.*, 2003)

A clorofila-*a* pode ser considerada como um bioindicador da qualidade da água de corpos hídricos naturais ou artificiais, haja vista que esta característica está prevista na resolução 357/CONAMA, a qual estabelece os padrões de clorofila para classificação de corpos d'água. Por exemplo: as águas doces de classe I devem apresentar concentrações de clorofila-*a* de até $10\mu\text{g.L}^{-1}$, as de classe II devem ter até $30\mu\text{g.L}^{-1}$ e as de classe III, máximo de $60\mu\text{g.L}^{-1}$ (BRASIL, 2005).

2.4 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

A análise de parâmetros físico-químicos da água permite identificar características específicas relacionadas aos processos naturais e à ecologia aquática. O monitoramento desses parâmetros é um procedimento técnico relativamente simples e eficiente para acompanhar as modificações e impactos que a ação humana ou mesmo avaliar como os eventos naturais provocam mudanças nos corpos hídricos. (BRITO, 2008; BÁRBARA *et al.*, 2010)

Os parâmetros químicos são os índices mais importantes para se caracterizar a qualidade da água. De posse desses parâmetros, pode-se caracterizar a água por seu conteúdo mineral, através dos íons presentes. Pode-se, também, determinar o grau de contaminação, permitindo a determinação da origem dos principais poluentes (BRANCO, 2003).

De acordo com Branco (2003) dentre as características químicas mais importantes, destaca-se o fato da água ser um ótimo solvente, sendo chamado de solvente universal. Isso significa que a água é capaz de dissolver um grande número de substâncias orgânicas ou inorgânicas nas fases sólida, líquida e gasosa. Por isso, um dos usos das águas dos rios é o de diluir os efluentes gerados pelo homem.

Algumas das substâncias dissolvidas nas águas naturais são essenciais para a sobrevivência dos organismos aquáticos e a manutenção de ecossistemas. Contudo, esse equilíbrio muitas vezes é perturbado pelo despejo de altas cargas de substâncias no rio alterando sua qualidade. O parâmetro desta ordem analisado neste estudo foi a Amônia (NH_3/NH_4)

As características físicas das águas estão relacionadas aos aspectos de ordem estética, cujo acentuado teor pode causar repugnância, sendo geralmente, perceptíveis aos sentidos humanos, independente de um exame mais elaborado. Os parâmetros desta ordem analisados neste estudo são a condutividade elétrica, a cor, os sólidos totais dissolvidos, a temperatura da água e a turbidez. Esses parâmetros são bons indicadores das características das águas superficiais. (BRITO, 2008).

De acordo com Calijuri *et al.*, (2006) os parâmetros físico-químicos citados possibilitam caracterizar picos de concentração de poluentes tóxicos e as possíveis fontes de poluição, bem como avaliar o equilíbrio bioquímico que é necessário para a manutenção da vida aquática, permitindo verificar as necessidades de nutrientes, um dos fatores importantes para a fauna aquática.

As altas concentrações de nutrientes nos rios acarretadas por meio do despejo de efluentes podem causar, em alguns casos, a perturbação do equilíbrio dos parâmetros físico-químicos, como aumento nas concentrações iônicas, na condutividade elétrica da água, diminuição da transparência da coluna d' água, tornando-se uma ameaça para as espécies aquáticas (CALIJURI *et al.*, 2006).

A análise físico-química da água vem então determinar de modo preciso e explícito algumas características da amostra em questão, e assim é vantajosa para se avaliar a qualidade da água (CRUZ *et al.*, 2007). Portanto, o monitoramento serve como uma ferramenta essencial para a gestão e implantação de políticas públicas e ações no sentido de minimizar ou mitigar esses impactos, especialmente quando se objetiva o uso sustentável e a eficiente gestão da conservação de ecossistemas aquáticos (BRITO, 2008; BÁRBARA *et al.*, 2010).

A resolução 357/2005 do CONAMA, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelece, também, limites máximos

para alguns parâmetros físico-químicos, que irão auxiliar na avaliação da qualidade da água de um determinado corpo hídrico ou em uma dada circunstância periódica.

2.5 HIDRELÉTRICAS (BARRAGENS E REPRESAMENTO)

As hidrelétricas são à base da matriz energética no Brasil, constituindo-se em uma fonte de grande escala que contribui para suprir a necessidade de energia elétrica, principalmente do setor econômico industrial. Em nível mundial o Brasil é o segundo maior produtor de hidroeletricidade, totalizando 80% da oferta nacional com uma estimativa potencial total de 260 GW (BÁRBARA *et al.*, 2006, 2010; CUNHA, *et al.*, 2011).

Parte significativa deste potencial encontra-se na Amazônia, e por conta de potenciais impactos causados por construção de hidrelétricas, desde os anos 1980, estudiosos já comentavam sobre problemas ambientais decorrentes desses empreendimentos alertando para implementação de projetos que atendessem a necessidade da região, respeitando a legislação ambiental (BRITO *et al.*, 2008a). É importante destacar também que a região Norte do país é detentora de um dos maiores potenciais de geração de energia hidrelétrica do mundo (BRASIL, 2005).

A interrupção do fluxo da água em ecossistemas lóticos por meio de barragens é uma realidade que vem tornando-se comum, devido à crescente demanda sobre os recursos hídricos (JEONG *et al.*, 2007). A implantação de barragens em um curso d'água tem diversas finalidades voltadas para o desenvolvimento econômico e social de uma região, tais como a retenção de água para irrigação, abastecimento de cidades, controle de inundações e principalmente a geração de energia por meio das usinas hidrelétricas (CUNHA *e al.*, 2010).

A implantação de usinas hidrelétricas, com a construção de novos reservatórios, acarreta a formação de novos ambientes com características lênticas distintas do curso natural original (CUNHA *et al.*, 2013). E a formação das características ecológicas nesses novos ambientes, no caso os reservatórios artificiais, envolve uma série de fatores como a variabilidade espacial e sazonal de diversos parâmetros da qualidade da água, estrutura da biota das comunidades aquáticas e o modo de utilização desta água. Todos esses fatores influenciam a estrutura ecológica e o funcionamento destes sistemas (MATSUMURA-TUNDISI e TUNDISI, 2005).

A construção de reservatórios para fins de geração de energia elétrica provoca alterações no fluxo de corrente dos rios ou vazão, como aumento do tempo de retenção (ZENG *et al.*, 2006), tornando o ambiente lêntico (AOYAGUI, 2003), que podem resultar em

deteriorização da qualidade da água (Jeong *et al.*, 2007). Modifica as condições hidráulicas do rio, promove alterações na temperatura do ambiente aquático, mudanças na composição de espécies aquáticas (perda de biodiversidade) e a ocorrência de erosão marginal com perda do solo e árvores. (BRITO, 2008)

A biodiversidade de planícies de inundação a jusante das barragens é também afetada pelo controle do regime de cheias através da redução das áreas de planície alagada, retenção de nutrientes e alteração nos habitats proporcionada pela erosão (AGOSTINHO *et al.*, 2004b). A montante das barragens, os impactos dependem das características do reservatório (localização, morfometria, hidrologia), desenho da barragem, procedimentos operacionais, descarga, tipos de solo e interação com outras barragens.

Segundo Agostinho *et al.* (2005), a construção de barragens somada ao tratamento inadequado de esgoto são as principais ameaças a biodiversidade aquática, pois a deteriorização da água estará associada à eutrofização acelerada e aumento excessivo da biomassa de algas (HÁ *et al.*, 2003). Esse aumento excessivo (floração) pode ser um obstáculo para o processo de purificação da água, elevando seus custos de tratamento (JOO *et al.*, 2003).

Em geral, extinções locais e alterações abruptas da estrutura das comunidades ocorrem como resultado de mudanças no tempo de retenção e qualidade da água (AGOSTINHO, 2005; CUNHA *et al.*, 2013). Para Sabater *et al.*, (2008), a dinâmica do fitoplâncton também é alterada por atividades humanas e pela dinâmica hidrológica do reservatório quando os sistemas são altamente regulamentados. Por Donagh *et al.*, (2009), as variações do nível da água são inevitavelmente influenciadas pelo tipo de operação do reservatório (demanda energética), afetando a biomassa de plâncton e, também, a composição de suas espécies.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Estado do Amapá, localizado no extremo norte do Brasil é detentor de uma considerável malha hídrica, bastante significativa dentro dos domínios da Amazônia. De acordo com Brito (2008), o Estado está situado na Amazônia Oriental e apresenta 62% de sua área destinada a unidades de conservação além de áreas de Preservação Permanente, Reservas Legais, Territórios Remanescente de Quilombos, Terras Indígenas, dentre outras, sendo o estado mais preservado do país.

A bacia hidrográfica do Rio Araguari está inserida completamente dentro dos seus limites, situada na região centro-leste do Estado do Amapá, especificamente dentro dos domínios da Amazônia Setentrional do estuário amazônico (BRITO, 2008). Suas cabeceiras encontram-se na Serra Lombada e Serra do Tumucumaque, recebendo como afluentes os rios Mutum, Tajaúí, Falsino e Tracajatuba (CUNHA, 2006).

De acordo com Cunha *et al.* (2011), a bacia do Rio Araguari é considerada a maior bacia integral do estado com área total representando $\frac{1}{3}$ da área total do Estado do Amapá, com aproximadamente 42.711,18 km², possuindo forma geométrica muito irregular, principalmente, nas proximidades de sua foz

O relevo local é plano, exceto pela presença de algumas regiões colinosas revestidas por florestas pluviais que aparecem junto à borda ocidental da planície de escoamento (BRITO, 2008). Sua extensão, aproximadamente, é de 498 km e as temperaturas do ar variam entre 20,0°C e 40,1°C (BÁRBARA, 2006; CUNHA, 2009).

O rio Araguri (Fotografia 1) nasce na Serra de Tumucumaque e desagua diretamente no Oceano Atlântico, ligeiramente ao norte da foz do rio Amazonas (Eletronerte, 1999). Com, aproximadamente, 617 km de comprimento, dispõe de 36 pequenas quedas d'água, entre as quais merecem destaque a presença da Usina Hidrelétrica de Coaracy Nunes (UHECN), considerada a primeira barragem implantada nos domínios da amazônia em 1976, fornecendo energia elétrica de forma isolada para todo o Estado do Amapá (BARBARA *et al.*, 2010).

Fotografia 1 – Rio Araguari



Fonte: elaboração do autor

O Araguari se destaca no cenário, por se configurar um recurso natural de importância estratégica para o Amapá (BARBARA *et al.*, 2010). Considerado importante, ecologicamente, devido aos impactos ambientais causados pela UHCN, mas, também, com uma grande importância econômica por conta das atividades que lá são desenvolvidas, além de englobar ecossistemas de áreas de proteção ambiental, que necessitam ser preservados por estarem próximos de diversos empreendimentos econômicos (CUNHA, 2006; SOUZA *et al.*, 2010).

O seu curso é dividido em três trechos: Curso Superior ou região do Alto Araguari, com 132 km de comprimento que apresenta uma situação de maior disponibilidade hídrica no sistema e biodiversidade ambiental preservada, apresentando, também, unidades de conservação, tais como, Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque (PARNA), Floresta Estadual do Amapá (FLOTA/AP) e Floresta Nacional do Amapá (FLONA) (CUNHA, 2009; BÁRBARA, 2006; BÁRBARA *et al.*, 2010).

Médio Curso ou Médio Araguari com 161 km – região que apresenta uma disponibilidade hídrica variável, composta em seus domínios pela cidade de Porto Grande e Ferreira Gomes, concentrando a maior parte da atividade econômica na geração de energia hidrelétrica, mineração e turismo/lazer. Neste curso também se encontra localizada a UHECN (BÁRBARA, 2006; CUNHA, 2009; BÁRBARA *et al.*, 2010).

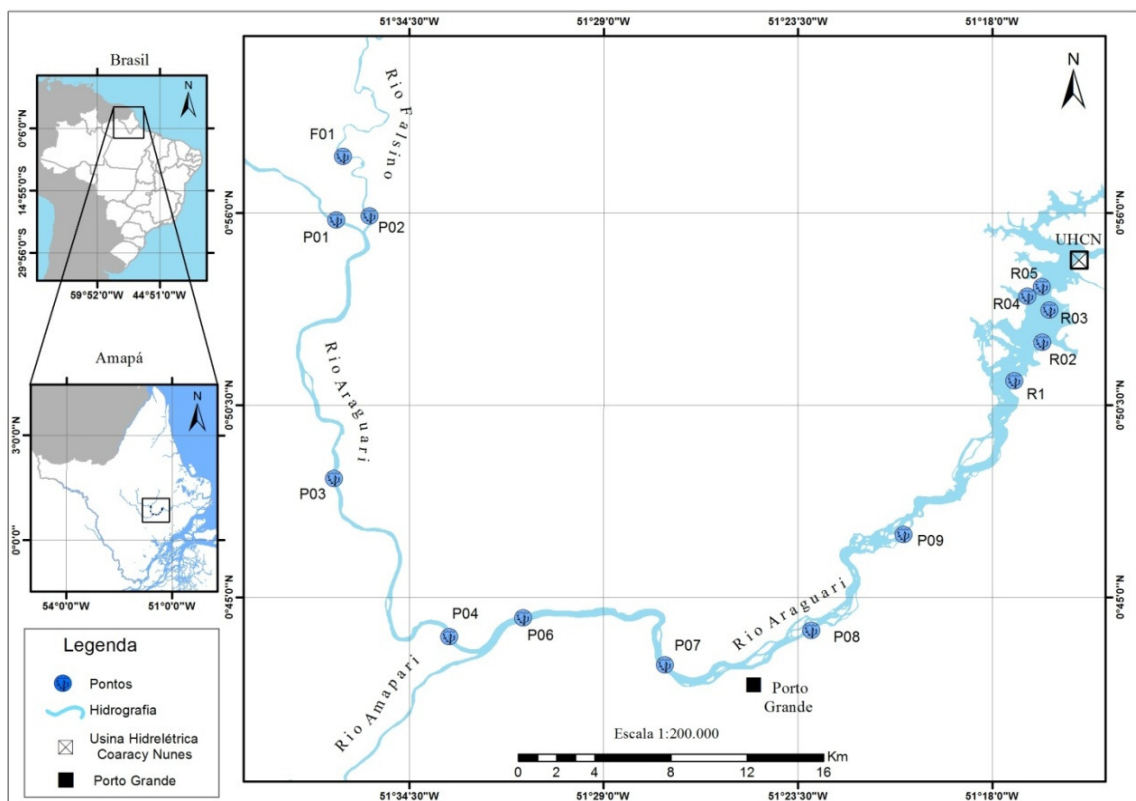
E por fim o Curso Inferior ou Baixo Araguari, com 205 km. A região do Baixo Araguari apresenta uma disponibilidade hídrica menor que as demais, sendo parte dela os municípios de Cutias, Amapá e Tartarugualzinho, cuja base econômica é representada pela exploração agropecuária e turismo (OLIVEIRA, *et al.*, 2010).

Segundo o IBGE (2010), os três maiores municípios presentes na bacia hidrográfica estão localizados nas margens do Médio Araguari, sendo eles: Porto Grande, Ferreira Gomes e Cutias, com populações estimadas, no ano de 2010, de 6.825, 5.772 e 4.634 habitantes, respectivamente. Próximo de Porto Grande está a confluência dos rios Araguari e Amapari onde, a partir de então, o primeiro percorre seu trajeto até Ferreira Gomes, e finalmente desaguando na zona fluvio-marinha, conhecida como planície costeira do Amapá, até desembocar no Oceano Atlântico.

3.1.1 Locais de Amostragem

O trecho escolhido para a realização deste estudo compreendeu cerca de 90 km de extensão no rio Araguari (Mapa 1), cuja vazão média é $946,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, com início na Floresta Nacional do Amapá (FLONA), no Rio Falsino (Fotografia 3) e, término, no reservatório da UHECN (Fotografia 4), localizado no médio araguari. Após a barragem da hidrelétrica não foram feitas medições devido o interesse da pesquisa ser avaliar o impacto do reservatório na concentração de algas.

Mapa 1- Área de Estudo - Rio Falsino e Trecho do Alto e Médio Araguari



Fonte: elaboração do autor

Este trecho, é considerado de grande importância estratégica em relação ao uso da terra, caracterizado pela presença de unidades de conservação e atividades antropogênicas (Fotografia 5), como a mineração, turismo e lazer. Cabe ressaltar também que além da hidrelétrica instalada atualmente, estão sendo instaladas a de Ferreira Gomes I e Cachoeira caldeirão neste mesmo trecho (CUNHA, et al. 2011; CUNHA et al., 2013).

As amostras foram coletadas em 14 locais de amostragem no sentido de montante para jusante do rio, denominados de P1 (montante do rio Falsino), P2, até R14 (último sítio de coleta próximo à barragem), conforme a Tabela 1.

Tabela 1: Descrição dos Pontos de Amostragem (PA) nos Rios Falsino (F) e Araguari (A)

PA	Características do local - Uso da Terra	Coordenadas Geográficas	
F1	(F) Unidade de Conservação (FLONA)	0°57'37.00"N	51°36'22.00" W
P1	(A) Unidade de Conservação (FLONA)	0°57'47.70"N	51°36'33.48" W
P2	(F) Unidade de Conservação (FLONA)	0°55'54.48"N	51°35'37.20" W
P3	(A) Unidade de Conservação (FLOTA/AP)	0°48'24.00"N	51°36'37.80" W
P4	(A) A montante da confluência com o Rio Amapari	0°43'51.96"N	51°36'22.00" W
P6	(A) A jusante da confluência com o Rio Amapari, mineração	0°44'12.18"N	51°31'12.48" W
P7	(A) Município de Porto Grande, urbanização, mineração, extração de seixo e rochas ornamentais	0°43'03.70"N	51°27'15.40" W
P8	(A) A jusante da cidade de porto grande, mineração	0°44'02.88"N	51°23'07.50" W
P9	(A) A jusante de quedas d'água, transição Rio Reservatório	0°46'47.40"N	51°20'30.96" W
R1	(A) Reservatório da UHE Coaracy Nunes	0°51'11.88"N	51°17'22.92" W
R2	(A) Reservatório da UHE Coaracy Nunes	0°52'17.46"N	51°16'35.34" W
R3	(A) Reservatório da UHE Coaracy Nunes	0°53'13.20"N	51°16'21.78" W
R4	(A) Reservatório da UHE Coaracy Nunes	0°53'16.72"N	51°17'00.60" W
R5	(A) Reservatório da UHE Coaracy Nunes	0°53'53.16"N	51°16'35.94" W

Fonte: Cunha *et al.*, (2013b)

As coletas ocorreram, trimestralmente, nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro ao longo do ano de 2011. Este procedimento procurou seguir métodos de escolha de estudos anteriores (BÁRBARA *et al.*, 2010; BRITO, 2008), ao mesmo tempo que fossem representados os respectivos períodos hidrológicos de transição seco-chuvoso, chuvoso (Fotografia 6), transição chuvoso-seco e seco (Fotografia 7).

Os locais de amostragem foram escolhidos cerca de 8 km de distância um do outro, conhecidos como trechos representativos da qualidade da água (Cunha *et al.*, 2011). Além disso, tais sítios foram escolhidos para ser possível comparar as series históricas de outros

estudos de qualidade da água desenvolvidas por Bárbara *et al.* (2010) e Cunha *et al.* (2010) nos rios Araguari e Falsino.

Não há informações registradas de concentrações de clorofila-*a* nestes rios antes da construção da hidrelétrica. Portanto, o ponto de amostragem F1, no trecho superior ao rio Falsino (F1, próximo a FLONA) foi utilizado como uma amostragem de referência. A hipótese é de que a qualidade da água não apresenta nenhum impacto antropogênico que altere as características naturais do rio. Assim, estima-se que o rio a montante do reservatório apresente concentrações naturais semelhantes de clorofila-*a* que o rio tinha antes da interrupção do fluxo natural do rio.

Fotografia 2: Rio Araguari (P3)



Fonte: elaboração do autor

Fotografia 3: Rio Falsino (P2)



Fonte: elaboração do autor

Fotografia 4: Reservatório da UHCN (R2)



Fonte: elaboração do autor

Fotografia 5: Margem Antropizada (P7)



Fonte: elaboração do autor

Fotografia 6: Rio Araguari (Período Chuvoso) (P8)



Fonte: elaboração do autor

Fotografia 7: Rio Araguari (Período Seco) (P9)



Fonte: elaboração do autor

3.2 COLETA DE DADOS

3.2.1 Coleta de Parâmetros Físico-Químicos:

Em cada estação de coleta foram efetuadas medições *in situ* dos fatores físico-químicos (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, e condutividade elétrica) por meio da sonda multiparâmetro YSI (Figura 8).

Fotografia 8: Sonda Multiparâmetro YSI



Fonte: elaboração do autor

Fotografia 9: Sensor da sonda Multiparâmetro



Fonte: elaboração do autor

Também foram coletadas amostras com garrafas plásticas para determinação de outros parâmetros físico-químicos: cor, turbidez, e amônia. Estas eram acondicionadas em caixa térmica e transportadas para o Laboratório de Química e Saneamento Ambiental do Curso de Ciências Ambientais na UNIFAP, e eram analisadas de acordo com APHA (2003) pelo método espectrofotométrico (DR/2800, 2005).

3.2.2. Coleta de Clorofila-a

As amostras para determinação da biomassa de algas (clorofila-a) foram coletadas na camada superficial da água, utilizando garrafas plásticas devidamente identificadas (Fotografia 10). Logo após a coleta, as garrafas foram colocadas em ambientes protegidos da luz solar e mantidas sobre refrigeração até o momento da análise.

Fotografia 10: Coleta superficial de água



Fonte: elaboração do autor

No laboratório a amostra foi filtrada por meio de uma bomba a vácuo (Fotografia 11), a partir de um volume conhecido de água (300 ml) em um filtro com poro de $0,45\mu\text{m}$ da marca Sartorius. Em seguida, os filtros foram armazenados em envelopes de papel alumínio e mantidos em freezer a uma temperatura aproximada de -18 C° até a realização da análise espectrofotométrica, segundo a metodologia descrita por Richards & Thompson (1952).

Fotografia 11: Filtração das amostras por meio de uma bomba a vácuo



Fonte: elaboração do autor

Posteriormente os filtros que foram armazenados em envelopes de papel alumínio passaram por um processo de extração que inicia com a maceração de um filtro com 10 ml de acetona a 90% (Fotografia 12). Após essa etapa, a amostra foi novamente refrigerada por um período de 24 horas em escuridão (Fotografia 13).

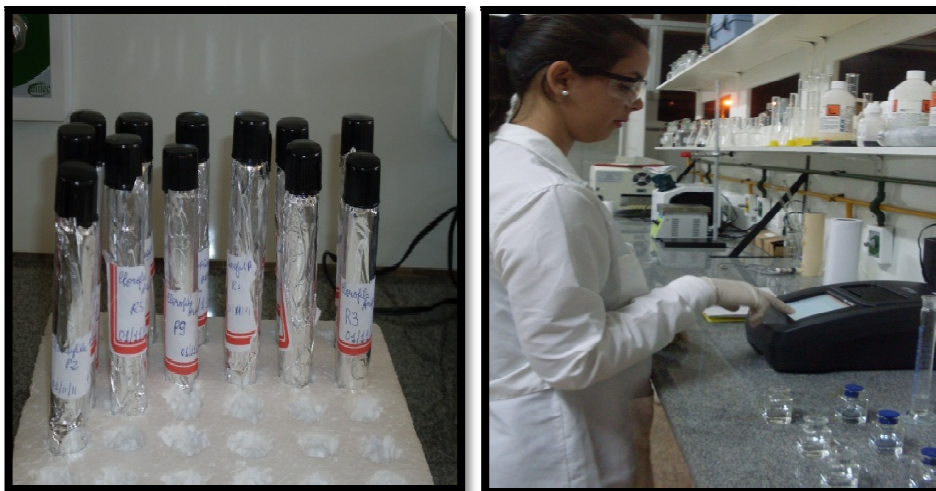
Passado esse período, foi realizada a centrifugação por 10 minutos. E em seguida o material foi inserido em cubetas ópticas de 1 cm³ para a realização da leitura através do espectrofotômetro (Fotografia 14).

Fotografia 12: Maceração do filtro com 10 ml de acetona a 90%



Fonte: elaboração do autor

Fotografia 13: Amostras refrigeradas por 24 horas Fotografia 14: Leitura das amostras (Espectrofotômetro)



Fonte: elaboração do autor

Fonte: elaboração do autor

Os comprimentos de onda utilizados foram 630, 645, 665 e 750. A estimativa das concentrações de clorofila-*a* foi realizada por meio de um cálculo no *software* Microsoft Excel (2007) através da equação descrita por Parsons & Strickland (1963), onde:

$$Cl = \frac{11,6 * D_{665} - (1,31 * D_{645} + 0,14 * D_{630} + D_{750}) * v}{V * L}$$

V*L

Onde:

v: volume de acetona a 90% (10ml)

V: volume de amostra filtrada (300ml)

L: caminho óptico da cubeta (1 cm)

D665: leitura da absorvância de luz 665

D645: leitura da absorvância de luz 645

D630: leitura da absorvância de luz 630

D750: leitura da absorvância de luz 750

3.3 ANÁLISE DOS DADOS

As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do software R-Project 2.14. (R Development Core Team, 2012).

Foi elaborado um gráfico com as médias por período sazonal para cada parâmetro físico-químico: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica, cor, turbidez e amônia. E também foi feita a correlação de Spearman, para verificar a relação entre as variáveis físico-químicas e hidráulicas (vazão apenas) com a clorofila-a.

Análise de regressão linear simples foi feita para correlacionar as variáveis distância do reservatório e os pontos amostrais (F1, P1, até R5) e as concentrações de clorofila para os quatro períodos diferentes do ano. Posteriormente foi realizada uma análise de PCA (Análise de Componentes Principais) utilizando apenas as concentrações de clorofila-a nos 14 locais de amostragem para os quatro períodos hidrológicos de coleta.

De acordo com Valentim (1995) a PCA é uma análise de ordenação em eixos perpendiculares e sua interpretação consiste em definir o que cada eixo representa em termos de fator ecológico responsável pela ordenação das amostras. Quanto maior a aproximação de dois pontos-variáveis no plano, maior será a correlação e vice-versa.

Os gráficos produzidos pela PCA mostram a distância euclidiana entre as amostras (neste caso sítio de amostragem e períodos hidrológicos). As amostras mais próximas apresentam características similares e as mais distantes o inverso (VALENTIM, 1995).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

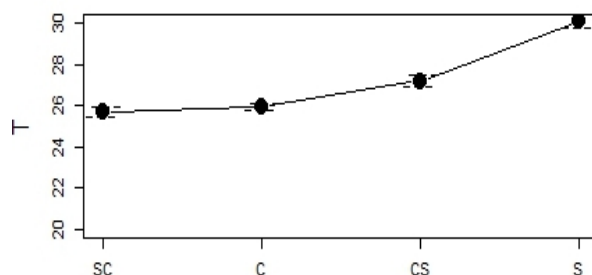
4.1. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA

Os trechos estudados dos rios Araguari e Falsino podem ser classificados como de classe 1, ou seja, destinado ao consumo humano após o tratamento, de acordo com a portaria 357 do CONAMA em relação aos parâmetros de qualidade da água: amônia, clorofila-*a*, sólidos totais dissolvidos e turbidez (Brasil, 2005). No entanto, o oxigênio dissolvido apresentou padrão de classe 2, e os parâmetros como cor e pH apresentaram valores abaixo dos padrões disponíveis na portaria 357, devido ao caráter ácido natural do rio Araguari.

De acordo com Brasil (2005), as águas doces de classe 1 podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, à proteção das comunidades aquáticas e à recreação de contato primário. Os resultados das médias relacionadas aos parâmetros físico-químicos e biológicos da água são apresentados nos gráficos abaixo:

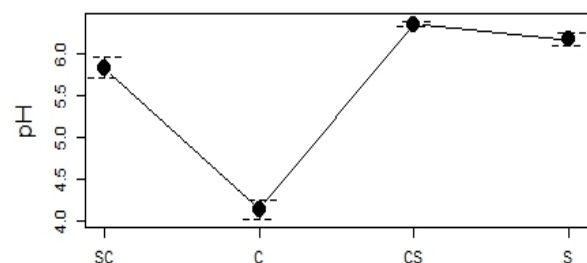
As médias das medições de Temperatura (T) e Potencial Hidrogeniônico (pH) ao longo dos períodos sazonais são observadas nos respectivos gráficos 1 e 2 abaixo:

Gráfico 1- Médias de Temperatura por período sazonal



Fonte: elaboração do autor

Gráfico 2- Médias de pH por período sazonal



Fonte: elaboração do autor

A temperatura é a medida do estado térmico da amostra. É um parâmetro muito importante, pois seus efeitos interferem nas reações químicas, taxas de reação e vida aquática. O aumento de temperatura da água acelera as reações químicas, reduz a solubilidade dos gases, aumenta a solubilidade dos sais, acentua o odor. A temperatura mostrou tendência ou padrão crescente em relação ao eixo sazonal, com grande variabilidade sazonal, sendo a maior média registrada para o período seco (novembro), com valor registrado de 30 °C. Para Oliveira, *et al* (2010), é esperado tal variação por conta da característica climática da região.

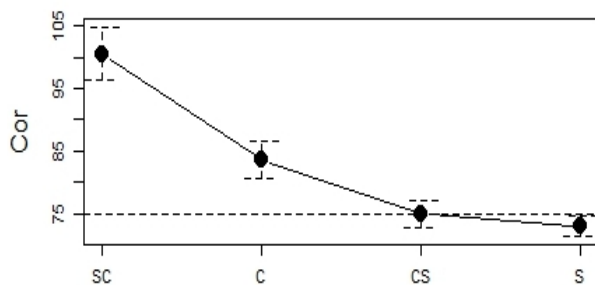
Para o pH, observa-se que as maiores médias foram obtidas no período de transição (cheia-seca) com valor de 6,4, seguida do período seco com valor de 6,1. Enquanto que para

o período chuvoso foi registrado a menor média, com valor de 4,0. Sazonalmente, foi observada uma tendência de aumento do pH da água durante as estações de verão. Branco (1986) explica esse comportamento em virtude de que, com o aumento do volume hídrico de um manancial, possibilita uma elevação na concentração de matéria orgânica e os micro-organismos, a decompor, liberam elevadas quantidades de ácido no meio aquático.

A resolução do CONAMA estabelece valores de 6,00 a 9,00 para o pH de rios pertencentes à Classe 2, sendo que é necessário compreender que o fato de que as águas de vários rios amazônicos são, naturalmente, ácidas, com valores de pH menores que 6,00 – não indicando, necessariamente, um sinal de poluição (BARABARA et al., 2010).

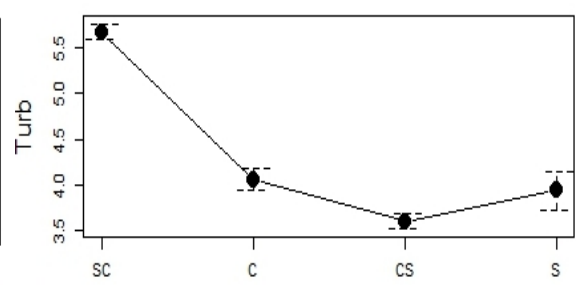
As médias das concentrações Cor e Turbidez (Turb) ao longo dos períodos sazonais, respectivamente nos gráficos 3 e 4 abaixo, foram:

Gráfico 3: Médias de Cor por período sazonal



Fonte: elaboração do autor

Gráfico 4: Médias de Turbidez por período sazonal



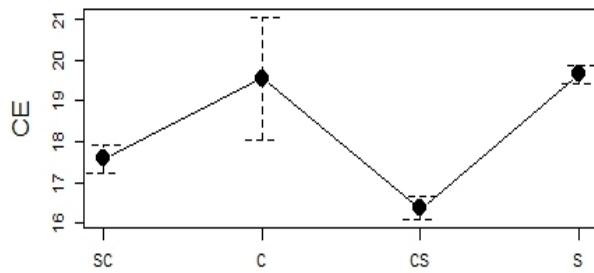
Fonte: elaboração do autor

A cor apresentou um decaimento das suas médias ao longo do eixo sazonal, com a menor média apresentando valor de 75 para o período seco. No entanto, estes valores foram considerados altos, o que propriamente não indica deteriorização da qualidade da água, sendo que os rios estudados drenam áreas inteiras de floresta, as quais exportam naturalmente matéria orgânica e substâncias húmicas para os rios empregando uma coloração forte (CUNHA et al, 2013).

A turbidez a turbidez é causada por revolvimento do fundo, lixiviação de sólidos suspensos e dissolvidos do solo para água. É mais intensa em águas brancas (barrentas tipo rio Amazonas) e mais transparentes em rios de águas pretas (do tipo igapós ou floresta, no caso rio Falsino).

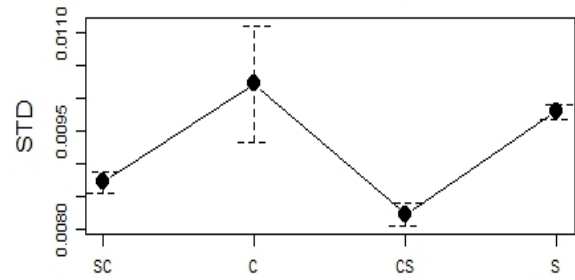
As médias das concentrações de Condutividade Elétrica (CE) e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) ao longo dos períodos sazonais respectivamente nos gráficos 5 e 6 abaixo, foram:

Gráfico 5: Médias de CE por período sazonal



Fonte: elaboração do autor

Gráfico 6: Médias de STD por período sazonal



Fonte: elaboração do autor

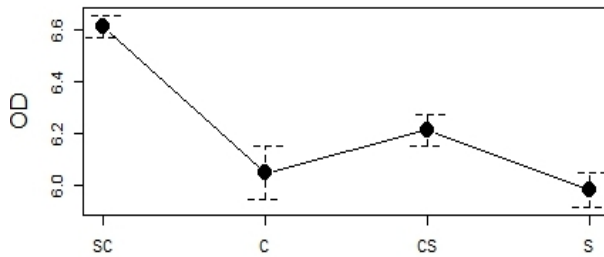
As médias de condutividade elétrica (Gráfico 5) obtiveram uma variação ao longo do eixo sazonal, cuja maior média foi registrada no mês de novembro, pertencente ao período seco, com valor de 19,64 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Considerando que a menor média registrada foi para o período de transição cheia-seca (16,35 $\mu\text{s}/\text{cm}$). Os maiores valores ocorreram nas proximidades do rio Falsino, o qual é circundado por áreas de floresta.

De acordo com Barbara et al., (2010), esse fato pode ser explicado porque durante a estiagem, as baixas vazões de água concentram a matéria orgânica e, conseqüentemente, ocorre a elevação dos níveis de condutividade elétrica. Ayres e Westcot (1999) esclarecem que a condutividade elétrica aumenta à medida que a quantidade de matéria orgânica no ambiente aquático se eleva e, por isso, tal parâmetro é tido como um bom indicador na detecção de poluição hídrica por efluentes.

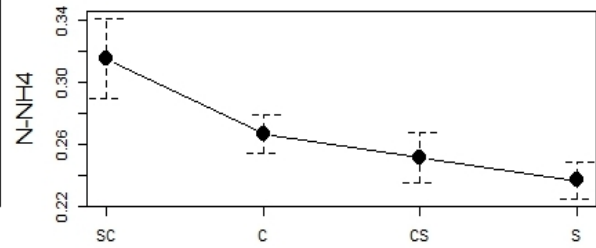
As médias de sólidos totais dissolvidos (Gráfico 6) apresentaram elevada variação durante os períodos sazonais, com concentrações consideradas baixas. As maiores médias foram registradas como 0,010 mg/L e 0,009 mg/L para o período da cheia e seca respectivamente. Andreazzi (1993) e Brasil (2005a) explicam que os rios amazônicos, naturalmente, apresentam altos teores de matéria orgânica em suas águas, o que ocorre em virtude de processos naturais que envolvem o bioma, interferindo nas concentrações de sólidos.

As médias das medições de Oxigênio Dissolvido (OD) e Amônia (NH_3) ao longo dos períodos sazonais, respectivamente nos gráficos abaixo:

Gráfico 7: Médias de OD por período sazonal



Fonte: elaboração do autor

Gráfico 8: Médias de NH₄ por período sazonal

Fonte elaboração do autor

As concentrações de oxigênio dissolvido não apresentaram variação significativa, sendo a menor média de 5,9 mg/L registrada para o período seco. Para o período da cheia, a média foi de 6,05 mg/L, e a maior média foi registrada para o período de transição seca-cheia, com média de 6,6 mg/L. Estes valores estavam dentro do padrão da legislação 357/2005: não inferior a 5,0 mg/L.

Os níveis de amônia (NH₄) conforme o gráfico 8 foram considerados relativamente baixos. Com maior média obtida para o período de transição (seca-cheia), de 0,315 mg/L

Em relação a todas médias por período sazonal de cada parâmetro analisado, podemos destacar a temperatura e condutividade elétrica, que apresentaram um padrão de crescimento do período de transição da seca-cheia para o período seco. Esses parâmetros apresentaram significativa influência da sazonalidade, pois a maior média para cada um deles foi obtida durante o período seco, especificamente no mês de novembro.

A relação de associação da variável clorofila-a e com as variáveis físico-químicas e hidráulicas, testadas pelo coeficiente de Spearman, indicou que a biomassa do fitoplâncton foi positivamente correlacionada com a condutividade elétrica, temperatura e sólidos totais dissolvidos, enquanto que negativamente foi correlacionada com a vazão. Essa correlação sugeriu que as concentrações de clorofila-a aumentaram a medida que houve elevação da condutividade elétrica, da temperatura e dos sólidos totais dissolvidos, e decréscimo da vazão.

Alguns estudos identificaram relações de aumento de clorofila-a com elevação da temperatura (KRIVAK, 2006; DESORTOVÁ, 2011). E também com relação à condutividade elétrica (SABATER *et al.*, 2008).

4.2 CARACTERIZAÇÃO BIOLÓGICA (CLOROFILA-A)

Os valores de média, mínima e máxima das concentrações da biomassa de algas nos períodos amostrais estão apresentados na Tabela 2 abaixo.

Tabela 2: Valores de média, mínima e máxima de clorofila-a (chl-a) nos períodos amostrais.

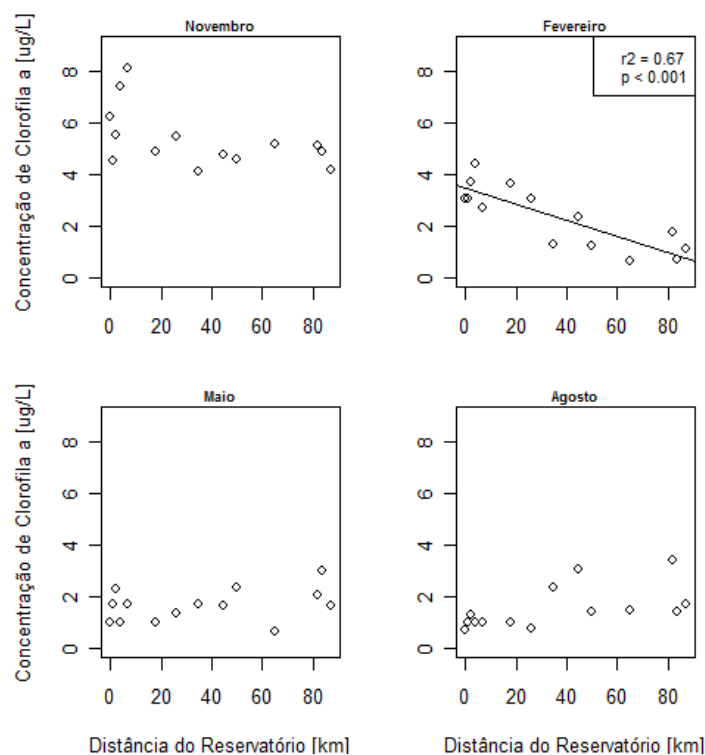
Período	Média Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Mínima Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Máxima Chl-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Fevereiro	2,33	0,63	8,16
Maio	1,63	0,61	4,4
Agosto	1,52	0,68	3,38
Novembro	5,36	4,14	8,16

Fonte: elaboração do autor

Os valores médios das concentrações deste pigmento mostraram-se distintos entre os meses de coleta, na qual o mês de novembro se destacou entre os demais, apresentando valores superiores de média, mínima e máxima. Para o referido mês, a média de clorofila-*a*, apresentou o valor de $5,36 \mu\text{g.L}^{-1}$, com máxima de $8,16 \mu\text{g.L}^{-1}$. Diante deste fato, a sazonalidade mostrou-se um fator importante na variação dos valores de biomassa entre os diferentes períodos hidrológicos de coleta.

Uma análise de regressão linear simples foi realizada utilizando os valores das distâncias do reservatório como gradiente ambiental, relacionando as mesmas com as concentrações de clorofila-*a* para os quatro diferentes períodos do ano, durante os meses de fevereiro, maio, agosto e novembro, como mostra a Figura 1.

Figura 1 - Análise de Regressão Linear entre a distância do reservatório x clorofila-a para os diferentes meses de coleta



Fonte: elaboração do autor

A análise de regressão linear foi feita utilizando as concentrações de clorofila-*a* referentes aos meses de amostragem (fevereiro, maio, agosto e novembro) com seus respectivos ciclos hidrológicos (transição seca-cheia, cheia, transição cheia-seca e seca).

A biomassa de algas mostrou um padrão de aumento da concentração em direção do reservatório apenas para o mês de fevereiro, que é caracterizado como um período de transição entre o período seco e chuvoso com ($R^2=0,67$), sendo este significativo.

No mês de novembro, que também está associado ao período seco, houve um aumento das concentrações de clorofila-*a* em direção ao reservatório, contudo, este não foi considerado significativo ($p > 0,05$).

Os meses de maio e agosto referentes respectivamente ao período chuvoso e de transição chuvoso-seco, mostraram baixos valores se comparados aos valores encontrados nos meses referentes ao período seco. Estes também apresentaram uma leve diminuição da concentração ao longo do trecho do alto rio Araguari em direção ao reservatório.

Assim como no presente estudo, Alcantara et al. (2011) e Ibáñez (1998) reportam concentrações mais altas de clorofila-*a* durante o período seco em lagos de planícies do rio Amazonas. Ibanez (1998) também observou baixas concentrações de clorofila-*a* no período chuvoso e período de transição entre chuvoso e seco.

Quanto ao aumento da biomassa registrado neste estudo na direção rio-reservatório durante o período seco e inversão para o período chuvoso, também foi observado o mesmo comportamento por Borges *et al.* (2008) no reservatório de Capivari, localizado no Paraná. Contudo, tal estudo também apresentou gradiente de aumento da biomassa em direção do reservatório em outros períodos do ano, o que não ocorreu no estudo do rio Araguari. No Araguari houve pequena diminuição das concentrações deste pigmento para o período chuvoso.

Isso pode ser explicado pelo fato de que o reservatório da UHE de Coaracy Nunes não apresenta características hidrodinâmicas de lago (lênticas) e sim lóxicas (características de rios), e também por conta da sua dinâmica característica de escoamento (CUNHA *et al.*, 2013).

Agostinho *et al.*, (2004), relata que os impactos ambientais em rios dependem das características do reservatório (localização, morfometria e hidrologia), desenho da barragem, procedimentos operacionais, descarga, tipos de solo e interação com outras barragens.

O fato do reservatório da UHCN não ser determinante para a elevação brusca dos níveis de clorofila-*a* pode ser explicado pelo seu tempo de detenção, entre 2 a 5 dias (Cunha

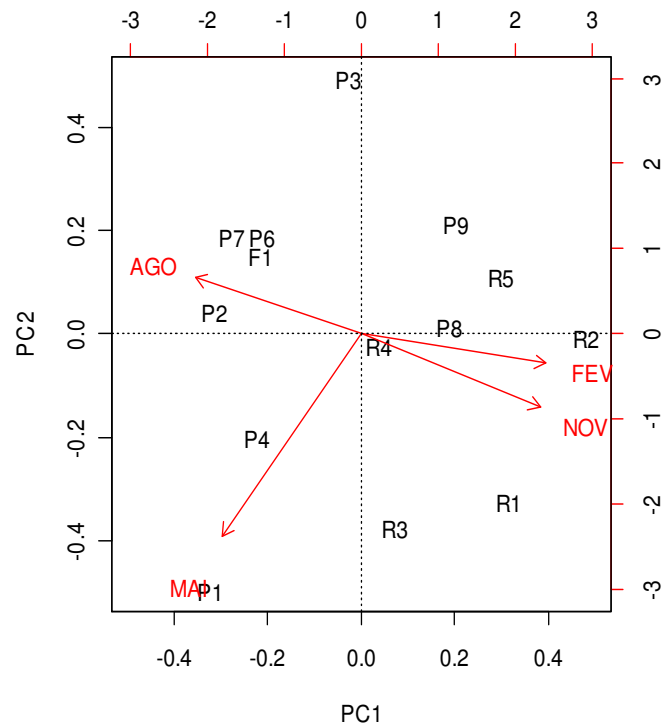
et al., 2011), que é considerado baixo se comparado com o de outras hidrelétricas na Amazônia como Balbina, com aproximadamente 800 dias. Considerando também que o tamanho relativo do reservatório da UHCN não é tão elevado quando comparado a outros da Amazônia, a hidrodinâmica do rio pode explicar o comportamento de baixo nível de concentração (oligotrófico) do rio Araguari (Cunha *et al.*, 2013).

Estudos sugerem que a construção de reservatórios não é único ou principal fator para o desencadeamento de impactos no rio. Segundo Ariyadej *et al.* (2004), estudando o reservatório de Banglan baseado nos valores de clorofila-*a*, classificou o mesmo como oligo-mesotrófico, com concentrações consideradas baixas em relação a outros reservatórios, sendo que as maiores concentrações foram registradas em locais do rio que estão sujeitas a maiores concentrações de cargas de nutrientes.

Bini (1997) em seu estudo sobre a variação de algumas variáveis limnológicas no reservatório de Barra Bonita - SP, mostrou um progressivo aumento da qualidade da água na parte baixa do reservatório, concluindo então que a construção do mesmo não causou deteriorização da qualidade da água. Por outro lado, Mariani *et al.* (2005) no reservatório de Billings em Riacho Grande, sugerem que a construção de hidrelétricas como causadoras de impactos no ambiente, inclusive pode intensificar o processo de eutrofização, desde que venha acompanhado também de despejos de efluentes.

A análise de PCA (Análise de Componentes Principais), utilizando apenas as concentrações de clorofila-*a* obtidas nos quatorze sítios amostrais, nos quatros diferentes períodos climáticos do ano, indicou os seguintes resultados, como mostra a Figura (2) abaixo.

Figura 2 - Análise de PCA (Análise de Componentes Principais)



Fonte: elaboração do autor

Esta análise separou os pontos de amostragem em dois grupos: antes da cidade de Porto Grande (F1, P1, P2, P3, P4, P6 e P7) e depois da cidade (P8, P9, R1, R2, R3, R4 e R5). A análise de componentes principais foi feita utilizando as concentrações de clorofila-*a* dos 14 pontos de amostragem em um ciclo sazonal (transição seca-cheia, cheia, transição cheia-seca e seca). Esperava-se que houvesse variação entre as estações climáticas. Porém, observou-se uma tendência de aumento da concentração da clorofila em direção ao reservatório (pontos R1, R2, R3, R4 e R5).

O primeiro componente (PC1) explicou 53% da variância total, enquanto que o segundo componente (PC2) explicou 19%. O PC1 apresentou dois agrupamentos dos pontos de amostragem: F1, P1, P2, P3, P4, P6 e P7 (localizados antes da cidade de Porto Grande) e P8, P9, R1, R2, R3, R4 e R5 (depois desta cidade). As setas vermelhas (*loadings*) mostraram que em fevereiro e novembro os pontos localizados após a cidade de Porto Grande (P8, P9, R1, R2, R3, R4 e R5) apresentaram maiores concentrações de clorofila-*a*.

Esperava-se que os pontos do reservatório apresentassem esse padrão, entretanto os pontos entre a cidade de Porto Grande e o reservatório apresentaram também este padrão. Isso mostra que o aumento da concentração de clorofila nesta direção não é determinado pelo

reservatório e sim por fatores externos ao corpo d'água não mensurados na pesquisa, próximos a cidade de Porto Grande. Porém essa tendência mudou nos meses de maio e agosto quando ocorreu a inversão das setas, mostrando que nesses meses os pontos anteriores à cidade (e mais elevadas altitudes)- F1, P1, P2, P3, P4, P6 e P7- apresentaram concentrações um pouco maiores de clorofila-*a* que os pontos após a cidade e o próprio reservatório.

Analisando este fato de que os pontos anteriores ao reservatório apresentaram tendências de aumento, Ariyadej *et al.* (2004) constatou em um estudo no reservatório de Banglan que tendências de aumento dos valores de clorofila-*a* também foram registradas em outras partes do rio e que estão sujeitas a grandes cargas de nutrientes, e não propriamente de algum processo endógeno do próprio reservatório. Então, é possível associar o fato que o Médio Araguari, por estar mais sujeito a intervenções antropogênicas, esteja contribuindo para essas tendências de aumento da biomassa de algas. Agostinho *et al.* (2005), também relatam que a construção de barragens somada ao tratamento inadequado de esgoto são as principais ameaças a biodiversidade aquática, pois podem estar diretamente relacionados à eutrofização e conseqüentemente ao aumento da biomassa de algas.

Com relação a Tabela 3, podemos analisar que o PC1 representou bem todas as estações, pois os *scores* (valores) apresentados foram semelhantes. Já o PC2 mostra principalmente o mês de maio (período chuvoso) que obteve um *score* de 0.90. Dessa forma o eixo x (PC1) representa bem todas as estações, ou seja, nele os grupos são formados representando melhor a realidade. Já o eixo y teve grande influência da estação chuvosa (maio) e não mostra bem a realidade das demais estações.

Tabela 3: Valores de Componentes Principais para os diferentes períodos

	PC1	PC2
Fevereiro	0.54	-0.13
Maio	-0.41	-0.90
Agosto	-0.49	0.25
Novembro	0.53	-0.32

Fonte: elaboração do autor

O mês de maio é um dos mais chuvosos no estado do Amapá. Segundo Sousa & Cunha (2010), o período mais seco que vai de setembro a novembro apresenta precipitação abaixo de 200 mm e o mais chuvoso (março a maio) tem precipitação média acima de 1.000 mm.

De acordo com Sousa & Cunha (2010), no estado do Amapá os anos com registros de chuvas acima do normal (anos com problemas de enchentes) associam-se diretamente à intensificação da Zona de Convergência Intertropical (ZCTI) sobre a Amazônia Oriental, cuja configuração relaciona-se com a atuação da La Niña sobre o Oceano Pacífico Tropical.

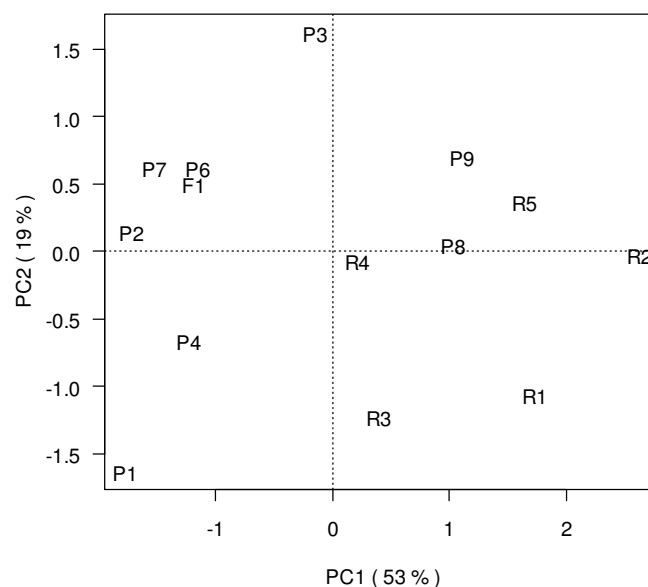
No presente ano de 2011, que teve influência da La Niña, ocorreu um evento extremo de precipitação durante o mês de abril que resultou na elevação da vazão do rio (4015,119 m³/s), o que repercutiu nos resultados da amostragem de maio (ANA, 2011).

A vazão pode explicar melhor esse fenômeno, pois o comportamento hidrodinâmico do escoamento pode interferir sobre a dispersão de poluentes e organismos, como o fitoplâncton que aqui é representado pela concentração de clorofila-a (PINHEIRO E CUNHA, 2010).

O aumento da vazão pode ter interferido na distribuição do fitoplâncton, e consequentemente na concentração de clorofila-a na superfície da água. E segundo Sousa (2009), a precipitação pluviométrica contribui como fator de inibição da concentração de clorofila-a. Para Passavante & Feitosa (1989), os parâmetros climatológicos e hidrológicos influenciam consideravelmente nas concentrações de clorofila-a.

De acordo com a figura 3, o primeiro componente (PC1) representou 53% da variância total. Os locais que se agruparam juntos apresentaram um comportamento similar entre si. O segundo componente (PC2) representou 19% da variância, bem abaixo do valor da (PC1).

Figura 3 - Representação dos Pontos de Amostragem Agrupados



Fonte: elaboração do autor

5 CONCLUSÕES

A concentração de biomassa do fitoplâncton, representada pelas concentrações de clorofila-*a*, apresentou baixos valores ($<10\mu\text{g/L}$), sendo o valor máximo deste pigmento de $8,1\mu\text{g.L}^{-1}$ para o mês de novembro (período seco). Estes registros foram considerados pouco significativos se comparados a de outros rios brasileiros que sofrem também influência de barragem e que muitas vezes também estão associados a despejos de efluentes.

Reservatórios de hidrelétricas costumam estar associados à deterioração da água dos rios em que estão instalados, o que pode ser caracterizado pelo aumento da quantidade de algas. Porém, foi mostrado que a biomassa de algas no reservatório da área de estudo é maior em relação ao rio apenas nos meses de fevereiro e novembro, ambos pertencentes ao período seco. Por conta disso, a sazonalidade mostrou-se um importante fator nas tendências de aumento deste pigmento.

A UHCN demonstrou causar pouco impacto na qualidade das águas para este bioindicador, pois percebeu-se a existência de um gradiente de aumento de concentração da clorofila-*a* apenas em alguns meses do ano (período seco e o de transição deste mesmo para o período de cheia). Mas, no período da cheia, o gradiente se inverteu, diminuindo a concentração deste pigmento em direção à barragem. Esse gradiente de aumento se iniciou antes do reservatório, a partir da cidade de Porto Grande.

Portanto, podemos inferir que o reservatório não é o principal responsável pelo aumento da biomassa de algas nas condições hidrodinâmicas atuais, apesar de que próximo deste trecho também ocorreram tendências de aumento no período seco.

A dinâmica de escoamento, o tamanho do reservatório e a conservação do mesmo, e do seu entorno, são fatores que podem estar relacionados ao reduzido nível deste pigmento nestes ambientes artificiais. A questão do despejo de resíduos nas mediações da cidade de Porto Grande e a ocorrência de atividades econômicas, como a exploração mineral, ao longo do rio pode estar contribuindo para intensificar este gradiente e dando início a este processo antes do reservatório.

Apesar das tendências de sensível alteração das concentrações de clorofila-*a* estas estavam dentro dos padrões estipulados pela Resolução 357 do CONAMA, indicando que o rio está ainda em boas condições. Contudo, o atual estado da água para este parâmetro pode ser considerado como oligotrófico.

O monitoramento da variável clorofila-*a* é imprescindível, principalmente no que diz respeito aos riscos de florações de algas que podem causar desequilíbrios no ecossistema, e ocasionar problemas na qualidade da água.

A principal ameaça a este último estado de equilíbrio tem relação com a instalação de duas novas hidrelétricas (e portanto dois novos reservatórios), uma a jusante e outra a montante, nas proximidades da UHECN no rio Araguari. Um novo estado de equilíbrio dinâmico pode ser bruscamente rompido, tornando-se um risco adicional da deteriorização da qualidade da água e, conseqüentemente, dos ecossistemas aquáticos. Este paradigma será um novo desafio da gestão de recursos hídricos e das áreas de conservação.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **ABNT NBR 14724: Informação e documentação – trabalhos acadêmicos – apresentação**. 3 edição. Rio de Janeiro: 2011
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M. & GOMES, L. C. 2005. **Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil**. Megadiversidade 1: 70-78.
- ALCANTARA, E. *et al.* 2011. **Environmental factors associates with long-term changes in chlorophyll-a concentration in the Amazon floodplain**. Biogeosciences Discussion 8: 3739-3770.
- ANA – Agência Nacional de Águas. Site Hidroweb. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 15 de jul de 2011.
- APHA-AWWA-WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association 20^a Edition, Washington D. C., 3118 p. 2003.
- ARIYADEJ, C., TANSAKUL, R., TANSAKUL, P. and ANGSUPANICH, S. 2004. **Diversity and relationships to physio-chemical environment**. Songklanakarin Journal of Science and Technology. 26 (5), 595-607.
- ARIYADEJ, C., TANSAKUL, R., TANSAKUL, P. 2008. **Variation of phytoplankton biomass as Chlorophyll a in Banglang Reservoir, Yala Province**. Songklanakarin Journal Science and Technology. 30 (2), 159-166,
- AYOAGUI, A. S.; BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M. **Estrutura e dinâmica dos rotíferos no reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil**. Acta Scientiarum: Biological Sciences, Maringá, v. 25, n. 1, p. 31-39, 2003.
- BÁRBARA, V. F. **Uso do Modelo QUAL2E no Estudo da Qualidade da Água e da Capacidade de Autodepuração do Rio Araguari – AP (Amazônia)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente), Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 174 p. 2006.
- BÁRBARA, V. F., CUNHA, A. C. E SIQUEIRA, E. Q. **Monitoramento sazonal da qualidade da água do rio Araguari/AP**. REV. BIOCÊNCIAS, UNITAU-SP. Vol. 16, N 1, p 57-72. 2010.
- BINI, L. M. (1997). **Spatial variation of some limnological variables in Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil): A Geostatistical Approach**. Verh. Internat.. Verein. Limnol. 26, 229-231.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C., MOLICA, R. **Cianobactéria invasora: Aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil**. Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento, n. 30, p. 82-90, 2003.
- BRANCO, S. M. **Água: Origem, Uso e Preservação**. 2^a ed. São Paulo. Moderna. 2003.
- BRASIL. **Agência Nacional de Energia Elétrica**. Atlas de Energia Elétrica do Brasil. 2. ed. Brasília, 2005.

BRASIL. CONAMA. Resolução N°. 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**. 2005. 23 p.

BOYER, J. N.; KELBLE, C. R.; ORTNER, P. B.; RUDNICK, D. T. 2009. **Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA**. *Ecological Indicators*, s 56 – s 67.

BRITO, A. C. U. **Certificação ISO 14001 e educação ambiental: estudo de caso do sistema de gestão ambiental da Usina Hidrelétrica de Coaracy Nunes - AP**. 125 p. Dissertação de Mestrado em Direito Ambiental e Políticas Públicas. UNIFAP. Macapá-Amapá, 2008a.

BRITO, D. C. **Aplicação do Sistema de Modelagem da Qualidade da Água QUAL2KW em Grandes Rios: O Caso do Alto e Médio Rio Araguari – AP**. 2008. 144p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical), Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2008.

CALJURI, M. C *et al.* **Nutrients and chlorophyll-a concentrations in tropical rivers of Ribeira de Iguaçu Basin, SP, Brazil**. *Acta Limnol. Bras.*, 2008, vol. 20, no. 2, p. 131-138.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. 1999. **Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. E & FN Spon, London. 416p.

CRUZ, P.; REIS, L.; BARROS, A.; NEVES, J.; CAMARA, F. **Estudo comparativo da qualidade físico-química da água no período chuvoso e seco na confluência dos rios Poti e Parnaíba em Teresina/PI**. In: II Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica, João Pessoa-PB, 2007.

CUNHA, A. C.; PINHEIRO, L. A. R.; CUNHA, H. F. A. **Modelagem e Simulação do escoamento e dispersão sazonais de agentes passivos no rio Araguari Ap. Cenários para o AHE Ferreira Gomes-I-Amapá/Brasil**. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)* Vol 18, N.1. 2013.

CUNHA, A. C.; BRITO, D. C.; CUNHA, H. F. A.; SHULZ, H. E. **Dam Effect On Stream Reaeration Evaluated With The Qual2kw Model: Case Study Of The Araguari River, Amazon Region, Amapá State/Brazil**. In: **Sustainable water management in the tropics and case studies in Brazil**. (Orgs) Caroline Billibio, Oliver Hensel and Jefferson Selbach. Universidade Federal do Pampas (Brazil) e Universidade de Kessel (Alemanha). Vol. 2, p. 153–178. 2011.

CUNHA, A. C. **Modelagem Numérica como Subsídio à Avaliação de Impactos Ambientais Causados por Hidrelétricas na Bacia Hidrográfica do Rio Araguari – AP: Uma Abordagem Sistêmica de Recursos Hídricos Superficiais**. Projeto de Pesquisa CNPq/Produtividade em Pesquisa. CCAMB/UNIFAP, 2009.

CUNHA, C. L. N.; FERREIRA, A. P. **Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais**. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 22, n. 8, p. 1715-1725, ago. 2006.

CUNHA, E. D. S. **Levantamento florístico, dinâmica espaçotemporal e quantificação da biomassa do fitoplâncton dos rios Araguari e Falsino (Amapá/Brasil)**. Dissertação

(Mestrado em Biodiversidade Tropical) - Universidade Federal do Amapá, PPGGIO/UNIFAP. 70 p. 2012.

DESORTOVÁ, B.; PUNCOCHÁR, P. 2011. **Variability of phytoplankton biomass in a lowland river: Response to climate conditions.** *Limnologica* 41 (3): 160-166

DEBERDT, G. L. B.; NETO, R. c. & AGUIJARO, L. F. 2004. **Florações de Cianobactérias e Sua Inserção na Legislação Brasileira.** Brasília: Editora MS/CGDI/SAA/SE. 5p.

DOS SANTOS, A. C. A, *et al.* **Comparison of three methods for Chlorophyll determination: Spectrophotometry and Fluorimetry in samples containing pigment mixtures and spectrophotometry in samples with separate pigments through High Performance Liquid Chromatography.** *Acta Limnol. Bras.*, 15 (3): 7 – 18, 2003.

DR/2800 ESPECTROFOTOMETR. **Procedures Manual.** Hach Company. 1ª ed. Germany.2005.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Editora Interciência: FINEP, 1988.

GREGOR, J. E MARSÁLEK, B. **Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods.** *Water Research* 38 (2004) 517–522.

HA, K., JANG, M.-H. and JOO, G.-J. (2003 a). **Winter Stephanodiscus bloom development in the lower Nakdong River regulated by an estuary dam and tributaries.** *Hydrobiologia*, 506 (1), 221-227.

HANKSON, L.; BRYHN, A.C.; HYTTERBORN, J.K. (2007). **On the issue of limiting nutrient and predictions of cyanobacteria in aquatic systems.** *Sci Total Environ*: 379:89-108.

HUSZAR, V. L. M. & GIANE, A. 2007. **Amostragem da comunidade fitoplânctonica em águas continentais: reconhecimento e padrões espaciais e temporais.** P: 133-147. In: Bicudo & Bicudo. Amostragem em limnologia. São Carlos. Editora Rima. 351 p.

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

JEONG, K.-S., KIM, D.-K. and JOO, G.-J. (2007). **Delayed influence of dam storage and discharge on the determination of seasonal proliferations of *Microcystis aeruginosa* and *Stephanodiscus hantzschii* in a regulated river system of the lower Nakdong River (South Korea).** *Water Res.*, 41, 1269-1279.

JOO, G. -J. et al. 2003. **The application of an algal fence for the reduction of algal intake into the water intake facility.** *Wetlands* 31: 623-640.

KASPRZAK, P.; PADISÁK, J.; KOSCHEL, R.; KRIENITZ, L.; Frank Gervais. 2008. **Chlorophyll a concentration across a trophic gradient of lakes: An estimator of phytoplankton biomass?.** *Limnologica* (38) 327–338.

KRIVAK, E. **Seasonal and long term changes of the phytoplankton in the lake Tortum in relation to environmental factors, Erzurum, Turkey.** *Biologia*, Bratislava 61(40): 339-345

LARENTIS, D. G. **Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Grandes Bacias: Sistema Taquari-Antas – RS.** 2004. 159 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

LEI 0686, de 07 de junho de 2002. In: **Políticas de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado do Amapá.** Macapá, AP, GEA/SEMA, p.59, 2002.

MARGALEF, R. **Limnología.** Barcelona: Ediciones Omega, 183)

MARTINELLI, L. A. *et al.* **Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do estado de São Paulo.** *Biota Neotropica* 2: 1-18, 2002.

MATSUMURA-TUNDISI, T. and TUNDISI, JG. **Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil).** *Hydrobiologia*, 2005, vol. 542, no. 1, p. 367-378.

MELO, S.; REBELO, S. R. M.; SOUZA, K. F.; MENEZES, M.; TORGAN, L. C. 2005. Fitoplâncton. In: Santos-Silva, E. N.; Aprile, F. M.; Scudeller, V. V.; Melo, S. (Eds.). **Biotupé: meio físico, diversidade biológica e sócio-cultural.** Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 246p.

MOTA, S. **Preservação e Conservação de Recursos Hídricos.** 2^a ed, Rio de Janeiro, ABES, 1995.

MULLER, A. C. **Hidrelétricas, meio-ambiente e desenvolvimento.** São Paulo: Makron Books, 1995.

ODEBRECHT, C.; ABREU, P. C.; FUGITA, C. C. & BERGESCH, M. 2003. **The impact of mud deposition on the long Term variability of the surf-zone diatom *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) Round at Cassino Beach, Brazil.** *Journal of Coastal Research* 35: 486-491.

OLIVEIRA, L. L. *et al.* **Características Hidroclimáticas da Bacia do Rio Araguari (Ap)** In: CUNHA *et al.* *Tempo, Clima e Recursos Hídricos.* Capítulo 5. IEPA, Macapá, 2010.

OHSE, S. *et al.* 2009. **Produção de Biomassa e teores de carbono, hidrogênio, nitrogênio e proteína em microalgas.** *Ciência Rural* 39 (6): 1760-1767.

PAERL, H. W. 2008. **Nutrient and Other Environmental Controls of Harmful Cyanobacterial Florações along the freshwater-marine continuum.** Pp. 217-237. In: H.K Hudmell (ed.). *Cyanobacterial harmful algal florações: State of science and research needs.* *Advances in Experimental Medicine and Biology* 619:950p.

PARSONS, T. R.; STRICKLAND, J. D. H. **Discussion of spectrophotometric determination of marine plankton pigments, with revised equations of as certaninig chlorophyll a and carotenoids.** *Journal of Marine Research*, New Haven, v. 21, n. 3, p. 155-163. 1963.

PASSAVANTE, J. Z. O. & FEITOSA, F. A. N. 1989. **Hidrologia e plâncton da plataforma continental de Pernambuco. 2. Biomassa primária do fitoplâncton.** In: ENCONTRO BRASILEIRO DE GERENCIAMENTO COSTEIRO. III. Fortaleza, 1985. *Anais ...*p. 63-69.

PAULO, R. G. F. **Ferramentas para a determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida: destaque para aplicação do método do perímetro molhado do caso de Capim Branco I.** Dissertação de mestrado da UFMG. Curso de Pós graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. UFMG, 96 p. 2007.

PINHEIRO, L. A. R. e CUNHA, A. C. **Modelagem e Simulação da Hidrodinâmica Superficial e Dispersão de Poluentes no Rio Araguari (AP) Aplicados a Estudos Ambientais de Aproveitamento Hidrelétrico (AHE).** In: Tempo, Clima e Recursos Hídricos: Resultados do Projeto REMETAP-AP. Capítulo 9. IEPA, Macapá-AP, p. 155-176, 2010.

PRIMAVERA *et al.* (2006). **Development of a Simple Biological Model of Vertical Phytoplankton Distribution.** Marine Science Institute, University of the Philippines, 1101. Science Diliman, Quezon City, Philippines.

R Development Core Team. 2012. **R: A language and environment for statistical computing R Foundation for Statistical Computing.** Vienna. <http://www.R-project.org>

REBOUÇAS, A. C. **Uso Inteligente da Água.** São Paulo, SP: Escrituras. 207 p. 2004.

Richards, F.A. & Thompson, T.G. 1952. The estimation and characterization of plankton populations by pigment analysis. II. A spectrophotometric method for the estimation of plankton pigments. *Journal of Marine Research* 11(2): 156-172.

SABATER, S., ARTIGAS, J., DURÁN, C., PARDOS, M., ROMANÍ, A .M., TORNÉS, E.; YLLA, I., 2008. **Longitudinal development of chlorophyll and phytoplankton assemblages in a regulated large river (the Ebro River).** *Science of the Total Environment* 404, 196 e 206.

SILVA, C. A; TRAIN, S. & Rodrigues, L. C. 2001. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica a jusante e montante do reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil.** *Acta Scientiarum* 23 (2): 283-290.

SOLÉ, J. et al. **Modelling allelopathy among marine algae.** *Ecological Modelling* n. 183, p. 373-384, 2005.

SOUSA *et al.* **Variação temporal do fitoplâncton e dos parâmetros hidrológicos da zona de arrebentação da Ilha Canela (Bragança, Pará, Brasil).** *Acta bot. bras.* 23(4): 1084-1095. 2009.

SOUZA, F.F.P. *et al.* **Comportamento da Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Demanda Química de Oxigênio, PH, Vazão Afluente Defluente do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel – Candeias do Jamari – RO –Brasil.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA, 48.,2008, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro: 2008.

- SOUZA, K. F. & MELO, S. 2011. **Levantamento Taxonômico de desmídias (Chlorophyta) do lago Novo (Amapá, Brasil): Gêneros Staurastrum, Staurodesmus e Xanthidium.** Acta Amazonica 41 (3): 335-346.
- TAKIAMA, L, R; SILVA, A.Q.; SILVA, A. Q.; COSTA, W. J. P. & NASCIMENTO, H. S. **Qualidade das águas de ressa da bacias do igarapé da fortaleza e do rio curiaú. Diagnostico de Ressacas do Estado do Amapá: Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Rio Curiaú.** 99-121, 2004.
- TUNDISI, J.G. et al. **The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) reservoir to the passag of cold front as reflected by physical, chemical and biological variables. Brazilian Journal of Biology.** N. 64, p. 177-186, 2004.
- VALENTIM, J. L. 1995. Agrupamento e ordenação. In: Peres – Neto, P. R., Valentin, J. L. & Fernandez, F. A. S. Pp: 27-55. **Oecologia Brasiliensis. Volume II: Tópicos em tratamento de dados biológicos.**
- WEHR, J. D. & DESCY, J-P. 1998. **Use of phytoplankton in large river management. Journal of Phycology** 34: 741-749.
- WETZEL, R. G. **Limnology. Philadelphia: Saunders College Publishing, 767 p., 1983.**
- ZEE, (Zoneamento Ecológico Econômico). **Primeira aproximação do zoneamento ecológico econômico do Amapá. Representação escala 1/1.000.000.** Relatório Final. Versão simplificada. Macapá: IEPA-ZEE 106 p., 1997.
- ZENG, H. et al. 2006. **Distribution of phytoplankton in the Three-Gorge Reservoir during rainy and dry seasons.** Science of the Total Environment 367: 999-1009.