



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAPÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA SAÚDE

ARIALDO MARTINS DA SILVEIRA JÚNIOR

**COMPOSIÇÃO E BIOMASSA MICROFITOPLANCTÔNICA ASSOCIADAS A
VARIÁVEIS FÍSICO E QUÍMICAS EM DOIS TRANSECTOS DA ZONA
ESTUARINA DO RIO AMAZONAS (AMAPÁ, AMAZÔNIA, BRASIL)**

MACAPÁ-AP

2012

ARIALDO MARTINS DA SILVEIRA JÚNIOR

**COMPOSIÇÃO E BIOMASSA MICROFITOPLANCTÔNICA ASSOCIADAS A
VARIÁVEIS FÍSICO E QUÍMICAS EM DOIS TRANSECTOS DA ZONA
ESTUARINA DO RIO AMAZONAS (AMAPÁ, AMAZÔNIA, BRASIL)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde da Universidade Federal do Amapá - UNIFAP, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Ciências da Saúde; Área de Concentração: Ensaios Biológicos.

Orientadora: Prof^a. Dra. Sílvia Maria Mathes Faustino

Co-orientador: Prof. Dr. Alan Cavalcanti da Cunha

MACAPÁ-AP

2012

ARIALDO MARTINS DA SILVEIRA JÚNIOR

**COMPOSIÇÃO E BIOMASSA MICROFITOPLANCTÔNICA ASSOCIADAS A
VARIÁVEIS FÍSICO E QUÍMICAS EM DOIS TRANSECTOS DA ZONA
ESTUARINA DO RIO AMAZONAS (AMAPÁ, AMAZÔNIA, BRASIL)**

BANCA AVALIADORA

Prof^a. Dra. Sílvia Maria Mathes Faustino (PPGCS-UNIFAP)

(Orientadora)

Prof^a. Dr. Alan Cavalcanti da Cunha (PPGBIO-UNIFAP)

(Co-Orientador)

Prof^o Dr. Carlos Eduardo de Mattos Bicudo (Instituto de Botânica – SP)

(Membro)

Prof^o Dr. Flávio Henrique Ferreira Barbosa (PPGCS-UNIFAP)

(Membro)

Prof^o Dr. Marcos Tavares Dias (EMBRAPA-AP)

(Membro)

Prof^a Dra. Helenilza Ferreira Albuquerque Cunha (PPGBIO-UNIFAP)

(Suplente)

MACAPÁ-AP

2012

Dedico

À **Maria de Nazaré & Arialdo Martins**, meus pais, que são a base para esta conquista, os quais sempre me possibilitaram uma vida repleta de amor, carinho, respeito, união, dedicação e perseverança, mostrando o caminho certo a seguir e incentivando-me sem esbravejar a alcançar meus objetivos, possibilitando-me o bem mais precioso a qualquer ser humano, a educação. Sou eternamente agradecido.

Aos meus irmãos, **Irineu Neto, Ana Rita, Alex Sandro** e **André Luis** que sempre me entenderam e apoiaram. Que sempre me permitiram momentos de alegria e companheirismo, formando a base forte e única de minha família.

AGRADECIMENTOS

“Nem sempre é possível demonstrar o quão grande é a admiração que sentimos por aqueles que em nossas vidas contribuem para a realização de um sonho como este”. Contudo agradeço:

À DEUS, pai de todas as coisas, pai de todas as vidas, o qual me permitiu e me presenteou com esta profissão, Biólogo, da qual eu me orgulho sempre, possibilitando-me o estudo da vida, a sua magnífica criação. À ele que sempre esteve a iluminar o meu caminho e concedendo-me sabedoria para poder trilhá-lo, renovando ininterruptamente a minha FÉ.

A minha orientadora, Dra. Sílvia Maria Mathes Faustino, que me mostrou o lindo universo das algas. Que sempre esteve disposta a me auxiliar, apoiar, ensinar e compreender. Uma mãe adotiva, como mesmo dizia, e também uma grande amiga que Deus colocou em minha vida. Que soube respeitar minhas limitações ao passo que me instigava ao ultrapassá-las no momento certo. Não existem palavras que possam demonstrar o quão grande é a minha admiração e respeito. Dos inúmeros sinônimos que existem para a palavra “*orientação*”, hoje me dou o direito de criar mais um: “*Silvia Faustino*”.

Ao meu Co-orientador, Dr. Alan Cavalcanti da Cunha, exemplo de pesquisador, sempre contribuindo para o avanço científico no estado do Amapá. O qual me possibilitou minha primeira bolsa de iniciação científica, assim, como permitiu o desenvolvimento de minha pesquisa de mestrado através do projeto ROCA, estando sempre disposto a auxiliar-me no desenvolvimento das análises estatísticas para a dissertação, contribuindo, assim, para a minha formação pessoal e profissional. Muito obrigado!

À todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde (PPGCS) pela dedicação e comprometimento. À coordenação do PPGCS em nome do Dr. Flávio Henrique Ferreira Barbosa e Dra. Izabel Mendes Tentes Cortes pelo trabalho desenvolvido frente à coordenação e, em especial, a Léa Ayres (Téc. em assuntos educacionais) pela amizade, confiança, bate-papos e por sempre estar disposta a ajudar e viabilizar nos processos burocráticos do programa.

Aos meus pais, um exemplo a seguir, que sempre me incentivaram e apoiaram minhas decisões em busca dos meus objetivos. Que sempre me estenderam as mãos frente a um obstáculo, me dando forças para poder ultrapassá-lo. Esta conquista é tão minha quanto deles, pois sem eles essa vitória não existiria.

Aos meus irmãos, Irineu Neto, Ana Rita, Alex Sandro e André Luis que sempre me entenderam e apoiaram. Que sempre me permitiram momentos de alegria e companheirismo, formando a base forte e única de minha família.

À Daniel Madureira, um anjo que Deus colocou em meu caminho, mostrando-me que a vida pode e deve ser feita de felicidade, amor, alegria e companheirismo. Obrigado por está sempre ao meu lado, me incentivando e me dando forças para alcançar meus objetivos. Obrigado por entender meus momentos de ausência e escutar minhas lamúrias na fase final desta etapa em nossas vidas. Você sempre terá um lugar único e especial em minha vida e em meu coração. Obrigado, também, por todo o tempo e ajuda cedidos nos últimos dias da conclusão deste trabalho e, ainda, pela revisão ortográfica e gramatical da dissertação.

À Elane Cunha uma grande amiga, companheira, parceira de artigos e de viagens à congressos, a qual participou de todas as etapas de meu mestrado, desde o processo seletivo até a construção da dissertação. Sempre me incentivando e auxiliando-me no desenvolvimento da pesquisa, sobretudo mostrando-me uma luz nas identificações das cianobactérias e na detecção de *clorofila-a*. Muito obrigado.

À Laurene Almeida que nestes 13 anos de amizade sempre esteve ao meu lado me apoiando, me incentivando, me amando, me escutando e compartilhando comigo momentos de alegria e esperança, de risos e lágrimas e, sobretudo, a vitória de cada conquista.

À Dayse Cunha e Fernando Smith, estrelas que caíram do céu e vieram iluminar minha vida. Amigos, companheiros, exemplos a ser seguidos. Dayse, muito obrigado por me apoiar e, principalmente, por se fazer presente nos momentos em que mais precisei. Estamos nessa caminhada juntos e se Deus quiser teremos um futuro repleto de vitórias.

À Jéssica Vilhena e Leidiane Silva que mesmo distantes enviavam vibrações positivas a cada momento de minha vida. Que apesar dos diferentes caminhos percorridos, nunca deixaram de demonstrar o quanto acreditavam em mim e em meu potencial, principalmente, nos momentos em que eu mesmo desacreditava. Obrigado.

Aos amigos que fiz durante o mestrado: André Mendonça, Andrew Caires, Daniela Pinheiro, Dayse Cunha, Débora Palmeira, Francinelle Miranda, José Adolpho, Lívio Tapajós, Maurício Souza, Milagros Sobral, Natália Castelo, entre muitos outros. Obrigado pelo companheirismo e amizade nessa fase de nossas vidas.

Aos amigos de campo e de laboratório Daímio Brito, Elane Cunha, Josivan Costa, Larissa Melo, Débora Isackson e Priscila Brito pela força e incentivo. Em especial a Daímio

Brito e Josivan Costa pela logística e parcerias nas coletas; à Elane Cunha pelo auxílio nas identificações taxonômicas e coletas; e à Larissa Melo pelo auxílio nas análises laboratoriais de clorofila.

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Por fim, a todos que direto ou indiretamente contribuíram para concretização deste sonho.

Muito Obrigado!

*“Quem nunca viu o Amazonas
Jamais irá compreender a crença de um povo
Sua ciência caseira, a reza das benzedeiras, o dom milagroso
Não contará nossa história por não saber e por não fazer juz
Não curtirá nossas festas tucujus
Quem avistar o Amazonas, nesse momento, e souber transbordar de tanto amor
Este terá entendido o jeito de ser do povo daqui.”*

RESUMO

O estuário do rio Amazonas constitui o maior sistema hídrico reconhecido no mundo (rio Amazonas) com uma área de drenagem 7.050.000 km². Partindo de sua grande importância ecológica e sua extensa área de influência, a maioria dos trabalhos executados nesta região se concentra nos aspectos quantitativos e funcionais de produção e ciclagem biogeoquímica, não abrangendo levantamentos taxonômicos e ecológicos dos diversos nichos que habitam este ecossistema. Esta pesquisa objetivou estudar a composição e biomassa do fitoplâncton associada a variáveis ambientais em um trecho (Canal Norte e Canal Sul) do ecossistema estuarino do rio Amazonas (Amapá/Brasil). Para tanto, coletas mensais e trimestrais de Março/2011 a Julho/2012 foram realizadas em seis sítios que entrecortam os canais no estuário. As amostras do fitoplâncton foram coletadas com o auxílio de uma rede de arrasto com porosidade de 60 µm e fixadas com solução de Transeau para posterior análise em microscopia óptica. Do mesmo modo, foram mensurados em campo valores de temperatura, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido e coletadas amostras para detecção da concentração de clorofila-*a* por espectrofotometria. Por fim, os dados foram tratados estatisticamente através de análises descritivas, análise de agrupamento e análise de regressão linear multivariada. Um total de 155 táxons foi identificado e distribuído nas seguintes classes: Zygnematomyceae, Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae, Ulvophyceae, Mediophyceae e Euglenophyceae. A classe Zygnematomyceae apresentou a maior riqueza com o total de 86 táxons (55,48%), seguida de Cyanophyceae (15,48%). Em contraste, as classes Mediophyceae (1,29%) e Euglenophyceae (1,29%) foram menos representativas, somando apenas 2,58% do total de táxons registrados. Com relação à frequência de ocorrência, 40% dos táxons foram classificados como esporádicos (E), 36,13% como pouco frequentes (PF), 15,48% como frequentes (F) e 8,39% como muito frequentes (MF). Os valores de clorofila-*a* apresentaram médias que variaram por sítios de amostragem de $4,36 \pm 5,41$ µg/L a $10,59 \pm 6,39$ µg/L ($p < 0,05$), observando-se uma variação significativa ($p = 0,003$) entre os meses de amostragens com os maiores valores relacionados ao período chuvoso. A análise de regressão linear mostrou que nenhuma variável ambiental influenciou significativamente ($p > 0,05$) na riqueza e biomassa fitoplanctônica, devido à uniformidade espacial de todos os parâmetros mensurados ($p < 0,05$). Esta tendência diferencia-se dos demais estudos realizados em regiões de estuário, assim como a composição do fitoplâncton registrada, mostrando que o sistema estuarino do rio Amazonas apresenta características únicas, ainda pouco conhecidas e estudadas, sendo este trabalho um dos pioneiros no que refere-se ao conhecimento ficológico deste ecossistema, como também uma significativa contribuição para a caracterização da ficológica Amazônica e local. Do total de táxons identificados pela pesquisa, 73 são novos registros para o estado do Amapá.

Palavras-chave: Amapá, clorofila-*a*, estuário, fitoplâncton.

ABSTRACT

The estuary of the Amazon River is the largest river system recognized worldwide with a drainage area of 7,050,000 km². Due to its great ecological importance and its extensive area of influence, most of the work performed in this area focuses on quantitative and functional aspects of biogeochemical production and cycling, not including surveys of various taxonomic and ecological niches that inhabit this ecosystem. This research aimed at studying the composition and biomass of phytoplankton associated with environmental variables in an stretch (North and South Channel) of the Amazon River estuarine ecosystem in Amapá / Brazil. Therefore, monthly and quarterly samplings were conducted in six points that intersect the channels in the estuary from March/2011 to July/2012. Samples of phytoplankton were collected with a 60 µm plankton net and were fixed with transeau solution for further analysis with light microscopy. Other parameters were measured in the field, like temperature, electrical conductivity, pH and dissolved oxygen. Samples were also collected for determination of chlorophyll-a concentration by spectrophotometry. Finally, the data were statistically studied using descriptive, cluster and multivariate linear regression analysis. A total of 155 taxa were identified and distributed in the following classes: Zygnematomyceae, Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae, Ulvophyceae, and Mediophyceae Euglenophyceae. The class Zygnematomyceae was the richest with 86 taxa (55.48%), followed by Cyanophyceae (15.48%). In contrast, classes Mediophyceae (1.29%) and Euglenophyceae (1.29%) were less representative with only 2.58% of the total recorded taxa. With regard to frequency of occurrence, 40% of the taxa were classified as sporadic (S), 36.13% as uncommon (UN), 15.48% as frequent (F) and 8.39% as very common (VC). The values of chlorophyll-a showed averages that varied in the sampling sites from $4.36 \pm 5.41 \mu\text{g} / \text{L}$ to $10.59 \pm 6.39 \mu\text{g} / \text{L}$ ($p < 0.05$), presenting a significant variation ($p = 0.003$) in time with the highest values related to the rainy season. The linear regression analysis showed that no environmental variable significantly influenced ($p > 0.05$) in phytoplankton richness and biomass, due to the spatial uniformity observed in all parameters measured ($p < 0.05$). This trend differs from studies performed in estuary regions, as well as the phytoplankton composition recorded, showing that the Amazon River estuarine system has unique characteristics, yet little known and studied. Therefore, this work is one of the pioneers in what concerns to the phycological knowledge of this ecosystem, as well as a significant contribution to the characterization of Amazon and local phycoflora. Of the total taxa identified by this survey, 73 are new records for the state of Amapá.

Keywords: Amapá, chlorophyll-a, estuary, phytoplankton.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação da área de estudo: canal norte (N) e canal sul (S).....	29
Figura 2: Rede para a coleta de fitoplâncton e método de amostragem (arrasto).....	31
Figura 3: Valores de temperatura ao longo das amostragens trimestrais no estuário do rio Amazonas.....	37
Figura 4: Valores de condutividade ao longo das amostragens trimestrais no estuário do rio Amazonas.....	38
Figura 5: Valores de pH ao longo das amostragens trimestrais no estuário do rio Amazonas.....	41
Figura 6: Valores de oxigênio dissolvido ao longo das amostragens trimestrais no estuário do rio Amazonas.....	43
Figura 7: Concentração de biomassa ao longo das amostragens trimestrais no estuário do rio Amazonas.....	44
Figura 8: Distribuição dos táxons em divisões e classes identificados na pesquisa.....	47
Figura 9: Famílias de Chlorophytas registradas no período de estudo. Chl – Chlorophyceae; Ulv – Ulvophyceae; Zyg – Zygnematophyceae.....	49
Figura 10: Número de táxons registrados em classe de frequência. MF: Muito Frequente; F: Frequente; PF: Pouco Frequente; E: Esporádico.....	51
Figura 11: Dendograma de associação dos sítios e meses de amostragem no estuário do rio Amazonas (Amapá).....	53
Figura 12: Riqueza de espécies ao longo do período das amostragens trimestrais.....	55
Figura 13: Composição do fitoplâncton do estuário do rio Amazonas em dois períodos sazonais (seco e chuvoso).....	56
Figura 14: Variação espacial da riqueza fitoplanctônica ao longo das amostragens trimestrais. A) Maio/2011; B) Setembro/2011; C) Abril/2012; D) Julho/2012.....	59

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1. AS ALGAS E O AMBIENTE AQUÁTICO.....	16
2.2. COMPOSIÇÃO DO FITOPLÂNCTON E AS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS ..	19
2.3. ESTUDOS DE FITOPLÂNCTON NA AMAZÔNIA	22
2.4. ESTUDOS DE FITOPLÂNCTON NO AMAPÁ	26
3. OBJETIVOS	28
3.1. OBJETIVO GERAL.....	28
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	28
4. MATERIAL E MÉTODOS	29
4.1. LOCAL E PERIODICIDADE DE AMOSTRAGEM.....	29
4.2. COLETA DE MATERIAL FITOPLANCTÔNICO	31
4.3. FIXAÇÃO E PRESERVAÇÃO DO MATERIAL FITOPLANCTÔNICO	32
4.4. ESTUDO QUALITATIVO DO FITOPLÂNCTON E FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA.	32
4.5. INDICAÇÃO DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA (clorofila “a”).....	33
4.6. DETERMINAÇÃO DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS	34
4.7. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	34
4.7.1. Análise descritiva.....	34
4.7.2. Análise de Cluster	35
4.7.3. Análise de Regressão Linear Multivariada	35
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	36
5.1. MONITORAMENTO ABIÓTICO E BIOMASSA DO FITOPLÂNCTON	36
5.1.1. Temperatura	36
5.1.2. Condutividade elétrica	37
5.1.3. Potencial Hidrogeniônico (pH).....	39
5.1.4. Oxigênio dissolvido (OD)	41
5.1.5. Biomassa fitoplanctônica	43
5.2. COMPOSIÇÃO DO FITOPLÂNCTON	46
5.3. ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA COMPOSIÇÃO E BIOMASSA DO FITOPLÂNCTON	57

5.3.1. Riqueza	57
5.3.2. Biomassa fitoplanctônica	60
6. CONCLUSÕES.....	63
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
APÊNDICE 1: LISTA DOS TÁXONS IDENTIFICADOS NO ESTUÁRIO DO RIO AMAZONAS.....	77
APÊNDICE 2: PRANCHA DE IDENTIFICAÇÃO DAS ALGAS.....	81

1. INTRODUÇÃO

Os estudos sobre fitoplâncton, hoje, visam mais que o essencial conhecimento de sua composição e estrutura dentro do ecossistema aquático, mas também sua possível aplicabilidade em panoramas sociais e econômicos (MOURA et al., 2007). Entende-se que esses organismos são importantes para a dinâmica e o desenvolvimento dos sistemas biológicos aquáticos, como também, para a manutenção da vida na terra pelo processo de fotossíntese (VIDOTTI e ROLLEMBERG, 2004). Mas, além disso, outras contribuições a partir da comunidade fitoplanctônica vêm sendo avaliadas e aplicadas atualmente.

Os mais importantes focos de pesquisas da atualidade sobre o fitoplâncton buscam sua utilização na bioindicação da saúde ecológica dos sistemas hídricos em que se encontram (CARVALHO, 2003; ANDRADE, 2008; CHELLAPA et al., 2009; BASTOS et al., 2006), pois são a base da produtividade das cadeias alimentares de seu ecossistema. Nesta perspectiva, o fitoplâncton é visto como marcador biológico (VIDOTTI e ROLLEMBERG, 2004), pois seus organismos reagem de forma expressiva às mudanças ambientais (naturais ou antrópicas), modificando suas funções vitais com alterações no tamanho de sua população ou, ainda, através da sua existência ou desaparecimento a determinadas condições ecossistêmicas. (GAMELGO et al., 2009). O que permite, de certa forma, conclusões importantes a respeito de uma determinada área ou ecossistema (LOPES, 2007). Frequentemente, estas respostas podem ser evidenciadas em qualquer nível de organização, desde comunidades biológicas até compartimentos subcelulares (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2006).

Esteves (1998) explica que, em termos de bioindicação, o registro de uma densidade significativa de organismos fitoplanctônicos frente a uma baixa riqueza de espécies dentro de um habitat, sugere que este recebe uma carga poluidora (ou estranha ao ambiente), permitindo um ambiente favorável a organismos tolerantes a esta nova condição.

De modo contrário, a ocorrência de uma grande diversidade e equitabilidade de organismos caracteriza um ambiente natural em equilíbrio. Contudo, a presença de espécies resistentes à poluição, bem como a ausência de táxons sensíveis à contaminação, não permite concluir o estado trófico de um corpo d'água. Para isto, é necessário o conhecimento da composição dos grupos de algas que constituem o ambiente, para assim conhecer as espécies dominantes no meio, relacionando-as com as condições que ali predominam, inferindo a real situação deste ambiente (LOPES, 2007, CORDEIRO-ARAÚJO et al., 2010).

Dentro deste contexto, afirma-se que para o estado do Amapá é necessário que estudos sejam executados sob a óptica da bioindicação ambiental a partir da comunidade fitoplanctônica, a fim de gerar dados sobre a importância estratégica da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos, sobretudo da zona estuarina do rio Amazonas, e sua correlação com a saúde pública. Hoje, o Estado possui 669.526 habitantes, que residem em 156.284 domicílios, onde destes 54,54% são abastecidos com água pela concessionária local. 93,32% (IBGE, 2010) utilizam como sistema de esgotamento fossas sépticas ou rudimentares, valas negras ou ainda não possuem nenhum tipo de mecanismos para o descarte de efluentes, os quais são lançados em lagoas situadas próximo à extensão do Rio Amazonas, em seus afluentes ou diretamente em suas águas (PINHEIRO et al., 2008). Ressalta-se que o estuário do rio Amazonas, em sua extensão que banha a Cidade de Macapá-AP, serve como fonte para o abastecimento de água e, concomitantemente, para o descarte de efluentes sem nenhum tratamento prévio, tornando-se um fator determinante no impacto a este ambiente, como mostra o trabalho desenvolvido por Cunha et al. (2004).

Nesta perspectiva, o estudo da composição do fitoplâncton torna-se essencial quando percebe-se a sua importância e influência na indicação da qualidade dos ecossistemas aquáticos (MELO-MAGALHÃES et al., 2004). Conhecer os seus componentes, sua frequência e a relação com os processos físico-químicos ocorrentes no meio, traduz-se no conhecimento da biodiversidade e do sistema ecológico que ali se desenvolve. A utilização da comunidade fitoplanctônica como bioindicadora é uma ferramenta útil no processo de monitoramento da qualidade dos ambientes aquáticos, sobretudo, dos destinados para o abastecimento público (CORDEIRO-ARAÚJO et al., 2010). Estudos, também, comprovam que o fitoplâncton têm a capacidade de bioremediar substâncias tóxicas que são introduzidas de forma natural ou antropogênica no sistema hídrico, purificando-o e possibilitando o desenvolvimento da vida aquática (VIDOTTI e ROLLEMBERG, 2004). Entretanto, a utilização desses organismos na bioindicação e a sua aplicação na bioremediação só serão possíveis com o conhecimento da composição de sua comunidade dentro do ambiente.

No estado do Amapá, estudos ficológicos ainda são pouco desenvolvidos, onde gerações de dados e informações acerca de sua biodiversidade são primordiais para sua conservação e preservação, como também para subsidiar o desenvolvimento de pesquisas aplicadas na área. Para o ecossistema do estuário do rio Amazonas essas informações ainda são escassas e incipientes, com limitações abrangentes sobre o conhecimento acerca dos organismos fitoplanctônicos que ali residem. Com isto, esta investigação é um estudo pioneiro

no sentido de doravante subsidiar pesquisas mais aprofundadas e abrangentes, com amplas aplicações sobre ensaios ecológicos e de interesse geral em áreas correlatas, como saúde pública e saneamento ambiental.

Posto isto, o presente estudo partiu dos seguintes pressupostos:

- Há uma rica composição fitoplanctônica ainda pouco conhecida e registrada para o estado do Amapá no estuário do rio Amazonas;
- Existe flutuação espaço-sazonal das variáveis físicas e químicas e biomassa do fitoplâncton (clorofila-*a*) na área de estudo;
- Ocorre forte influência abiótica sob a composição e biomassa da comunidade fitoplanctônica no ecossistema estuarino do rio Amazonas, independente da variação espaço-sazonal.

Desta forma, este estudo objetivou investigar a composição do fitoplâncton e concentrações de clorofila-*a* e sua relação com temperatura, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido no estuário do rio Amazonas no período de Março/2011 a Julho/2012, possibilitando com essas novas informações, já que nenhum outro trabalho deste tipo foi realizado no local, o conhecimento da biodiversidade fitoplanctônica e os fatores determinantes para a sua distribuição e comportamento, servindo de subsídio para futuras pesquisas em diferentes áreas que demandem conhecimento das algas locais, subsidiando, ainda, futuras impressões de diagnósticos e formulações de prognósticos relacionados à integridade ambiental do ecossistema estuarino do rio Amazonas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. AS ALGAS E O AMBIENTE AQUÁTICO

O termo alga foi proposto pela primeira vez como uma categoria taxonômica em 1753 por Lineu em sua grande obra intitulada “Species plantarum”. Até então o termo nomeava uma das quatro ordens de criptógamos dentro do reino Plantae. Contudo, sabe-se que hoje apenas 5 gêneros e 14 espécies constituem as algas pertencentes às criptógamas (BICUDO e MENEZES, 2006) e que, ainda, são encontradas em mais dois reinos: Monera e Protista.

Atualmente, os organismos conhecidos como algas ou organismos fitoplanctônicos (que flutuam na coluna d’água) são caracterizados por incluírem-se em um grupo artificial, genérico, desprovido de significado taxonômico e muito menos filogenético. Os organismos incluídos neste grupo não apresentam familiaridade entre si. O que eles constituem na verdade é um grupo com vários conjuntos de organismos bastante diversificados, principalmente, quanto a sua organização, origem e características morfológicas, fisiológicas e ecológicas (FERNANDES, 2008). Este grupo inclui desde algas procariontes (com ausência de membrana nuclear) a algas eucariontes (com núcleo delimitado por uma membrana) cuja presença desenvolvida se faz restrita a ambientes lênticos e rios maiores com velocidade de corrente reduzida (NOGUEIRA, 2003), além de sua presença também em águas salgadas ou estuarinas.

No ambiente aquático as algas são as principais responsáveis pela produção primária que subsidia a existência de outros seres vivos, sendo a base da cadeia alimentar tanto da comunidade planctônica, quanto das outras comunidades aquáticas: bentônicas e nectônicas (NOGUEIRA, 2003). Esta produção fornece alimento para os consumidores primários, incluindo organismos como protozoários, insetos, zooplâncton e peixes (ESTEVES, 1998).

A predominância de determinado grupo fitoplanctônico ou ausência de outro é implicado pelas características abióticas e bióticas que predominam no ecossistema. Nos ambientes de água doce, os principais grupos de algas encontrados são: Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Chrysophyta e Pyrrophyta (ESTEVES, 1998).

As Cyanophyta são particularmente importantes, pois podem promover problemas que acarretam prejuízos aos ecossistemas aquáticos, tanto do sítio de vista ecológico quanto

do sítio de vista sanitário (SANT'ANNA et al., 2006). Vários fatores contribuem para a prevalência e possível dominância de cianofíceas em ambientes aquáticos. Características ecológicas, bioquímicas e fisiológicas, bem como o pH da água em uma faixa de 6,0 a 9,0, temperatura acima de 20°C, perfil luminoso do ambiente e reduzida herbivoria pelo zooplâncton são as variáveis que podem favorecer o desenvolvimento da comunidade de cianofíceas em seu ecossistema (RODRIGUES, 2008).

Outro fator que contribui para proliferação de cianofíceas é o processo de eutrofização (enriquecimento do ambiente aquático em nutrientes) artificial. Estes organismos apresentam um crescimento acelerado e marcante em corpos hídricos eutrofizados (florações). As florações de cianobactérias em ecossistemas aquáticos causam impactos sociais, econômicos e ambientais, não apenas pelo fato da biomassa produzida neste processo causar problemas estéticos na água, implicando em sua aparência, sabor e odor. Mas, o principal impacto observado neste processo é a produção de metabólitos secundários altamente tóxicos por tais organismos. Esta produção dá-se como forma de defesa na competição com outros seres vivos, como também pelo processo natural de lise celular pelo qual as cianobactérias e as demais algas sofrem em seu curto ciclo de vida (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2006). A produção desses metabólitos pode afetar direta ou indiretamente a saúde de muitos animais, inclusive a do homem (DEBERDT et al., 2004).

As Chlorophyta constituem o grupo mais abundante e diversificado do fitoplâncton, tanto em nível de espécie, como em padrões morfológicos, estruturais e reprodutivos. A presença deste grupo, de acordo com Bastos et al. (2006), sugere que o meio apresenta-se em boas condições ambientais, uma vez que as espécies de Chlorophytas são organismos extremamente sensíveis às condições adversas do meio, podendo sua existência ser restrita a ambientes não poluídos. Entretanto, estudo realizado por Soldatelli e Schwarzbald (2010), comprovou a presença e dominância de alguns organismos da divisão Chlorophyta em lagoas de estabilização, demonstrando que estes organismos, também, conseguem sobreviver em ambientes eutrofizados. Outros autores (MOURA et al., 2007; ALMEIDA, 2011) também afirmam que a presença de Chlorophytas pode ocorrer, mesmo que em baixa densidade, em meios eutróficos e hipereutróficos, principalmente, pelo alto teor de fósforo nesses ambientes. Logo, pode-se inferir que a ocorrência de Chlorophytas no ambiente aquático não indica de forma isolada seu estado trófico.

As Euglenophyta são organismos unicelulares e flagelados, loricados ou não. Totalizam, atualmente, 930 espécies em 45 gêneros de água doce, apresentam alto grau de

heterotrofia, vivendo em águas ricas em matérias orgânicas (ESTEVEES, 1998). Almeida (2011) afirma que a ocorrência de euglenophytas se faz, quase que exclusivamente, restrita a ambientes ricos em matérias orgânicas, como os eutrofizados.

Os primeiros estudos no Brasil relacionados a esta divisão foram desenvolvidos por pesquisadores estrangeiros, como Ehrenberg (1843). Com passar dos anos, muitos pesquisadores começaram a focar seus estudos neste grupo, destaca-se os realizados por Cardoso (1982), Cecy (1990), Menezes (1990); Xavier (1994) e Alves-da-Silva e Hahn (2004).

As Chrysophyta são algas com plastídios verde-amarelados e que tem como característica principal a presença de clorofilas “a” e “c” e sua reserva glicídica é a crisolaminarina. Dentro desta divisão, as classes mais importantes no prisma do quantitativo e qualitativo são as Chrysophyceae e Bacillariophyceae (ESTEVEES, 1998).

As Chrysophyceae ou algas douradas são unicelulares, flageladas (em sua maioria). Majoritariamente são fototróficas, mas também existindo algumas mixotróficas (formas sem flagelos), mesmo com a presença do plastídio. Neste caso elas assimilam compostos orgânicos dissolvidos por osmose, bem como os pequenos detritos por fagocitose (ESTEVEES, 1998).

As Bacillariophyceae ou diatomáceas são organismos que compõem um grupo com aproximadamente 100.000 espécies distribuídos em 250 gêneros. Elas constituem um grupo de algas bastante diversificado, ocorrendo ao longo dos rios, estuários, lagos e oceanos, além de diversos substratos em ambientes terrestres. Essas algas possuem uma grande distribuição geográfica, sendo algumas espécies cosmopolitas e outras com distribuição restrita a nível regional (SALOMONI, 2004).

A composição de diatomáceas é influenciada por diversos fatores, destacando-se o fluxo da água, a composição química do rio e a herbivoria. Muitas espécies têm ampla tolerância a mudanças no ambiente em que habitam. Por isso, quando o meio é favorável, pode-se encontrar uma grande densidade de diatomáceas no ambiente aquático (SALOMONI, 2004).

As Pyrrophyta incluem algas com clorofilas “a” e “c”, tendo o amido como substância de reserva. Compreende duas classes: Dinophyceae e Cryptophyceae (ESTEVEES, 1998). Com relação à Chryptophyceae, pouca literatura existe acerca desta classe. Ela constitui um grupo relativamente pequeno em águas doces, com cerca de 100 espécies e 23

gêneros. São organismos, em sua maioria, assimétricos, com dois flagelos desiguais (ESTEVES, 1998). Elas são considerados essenciais para o processo de herbivoria no meio aquático, principalmente, por serem facilmente digeridos e não possuírem toxinas. O que lhe confere um papel importante na cadeia trófica dos ecossistemas aquáticos (BICUDO et al., 2009).

Já no que diz respeito aos Dinophyceae ou dinoflagelados, estes são organismos unicelulares assimétricos, tecados ou não, com dois flagelos diferentes na forma e função (ESTEVES, 1998). De acordo com Cardoso e Torgan (2007) existem cerca de 2000 espécies atuais de água doce desta classe, as quais se distribuem em, aproximadamente, 130 gêneros. São organismos unicelulares com um ciclo de vida que permite habitar o plâncton e o bento. Os gêneros mais importantes em níveis ecológicos são *Peridinium* e *Ceratium*, pois além de sua função como produtor primário, eles também atuam como organismos heterotróficos dentro da cadeia trófica.

As Dinophyceae ou dinoflagelados, assim como nas cianobactérias, podem promover florações conhecidas como “maré vermelha”. Esta denominação está relacionada à mudança da cor da superfície da água, que se torna amarela ou laranja. Além disso, a superpopulação de dinoflagelados consome grande parte dos nutrientes disponíveis no meio e liberam toxinas na água, capazes de envenenar ou matar outros animais (VIDOTTI e ROLLEMBERG, 2004).

Os dinoflagelados são utilizados como bioindicadores por serem característicos de corpos d’água bastante oxigenados, evitando sistemas eutróficos que sofrem depreciação do oxigênio que ali existe (CARDOSO e TORGAN, 2007). Desta forma a presença adequada de dinoflagelados em ecossistemas aquáticos pode servir como subsídio para o diagnóstico do seu grau de estado trófico.

2.2. COMPOSIÇÃO DO FITOPLÂNCTON E AS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

A composição do fitoplâncton é influenciada diretamente por variáveis ambientais do meio aquático. Brandini (1982, 1985) e Santos-Fernandes et al. (1998) afirmam que o desenvolvimento da comunidade fitoplancônica está relacionada intimamente com a dinâmica e a composição físico-química dos corpos d’água, mais especificamente ao seu padrão de circulação, ao comprimento da zona eufótica, a pluviosidade e ao seu aporte de

nutrientes, os quais são assimilados pelo fitoplâncton e demais produtores encontrados no meio (LEÃO, 2004).

Nos sistemas aquáticos as algas realizam diversas funções que influenciam na concentração e mecanismos dos componentes químicos do meio. As algas incorporam energia solar em biomassa, produzem o oxigênio que é dissolvido na água e usado pelos demais organismos e atuam na mineralização e no ciclo de elementos químicos. Ao morrerem, seus constituintes químicos são solubilizados e retornados ao ciclo novamente (VIDOTTI e ROLLEMBERG, 2004). Essas funções são determinadas por diversas variáveis ambientais e logo influenciarão na composição de sua comunidade.

Dentre as variáveis, a temperatura indica o estado térmico da água. Sua determinação se faz importante, uma vez que está diretamente relacionada com efeitos que interferem nas reações químicas da água, bem como na vida aquática. O seu aumento pode causar algumas alterações no ambiente, como a aceleração de reações químicas, redução da solubilidade dos gases, aumento da solubilidade dos sais e acentuação do odor da água. Entretanto um dos principais problemas predispostos pelo aumento da temperatura é a diminuição da solubilidade de oxigênio dissolvido, o que acarreta prejuízos às reações bioquímicas que se desenvolvem em função desse parâmetro, podendo causar altos índices de mortalidade de animais superiores como os peixes. Já a sua redução proporciona potencial crescimento de plantas, algas e fungos, causando problemas como eutrofização e nitrificação do meio aquático (BRITO, 2008).

Cunha (2000) afirma que os processos químicos e biológicos em águas superficiais, especialmente níveis de oxigênio, produção de algas e fotossíntese são fortemente influenciados pela temperatura. Matsuzaki et al. (2004) afirmam que temperaturas elevadas estão relacionadas com o aumento da riqueza de espécies de algas no meio aquático. De acordo com esses últimos autores o aumento da temperatura catalisa as atividades metabólicas do ambiente e conseqüentemente, a velocidade da taxa de crescimento do fitoplâncton.

A condutividade elétrica (capacidade da água em conduzir corrente elétrica) tem relação direta com outros parâmetros analíticos, como a presença de íons (cloreto e sódio) e pode indicar, indiretamente, a presença de poluição ou desequilíbrio no corpo hídrico, pois na composição dos efluentes podemos encontrar íons em solução que condicionam o aumento ou diminuição da condutividade elétrica (BRITO, 2008). Lima (2001) afirma que esta variável é de grande importância, uma vez que sua quantificação pode fornecer informações tanto do

metabolismo aquático, como da produção primária (redução dos valores) e decomposição (aumento dos valores) que ali ocorrem.

Outra variável importante é o pH, sendo o mesmo a medida da atividade de íons de hidrogênio, caracterizando a concentração desses íons no ambiente. Os níveis de pH que variam em uma escala de 0 a 14 (<7 – meio ácido; >7 – meio alcalino; $= 7$ – meio neutro) são condicionados pela presença de sólidos e gases dissolvidos, que podem ser oriundo da dissolução de rochas, absorção e transmissão de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, reações de fotossíntese e, também, pela descarga indiscriminada de efluentes (BRITO, 2008; BARBÁRA, 2006).

O pH da grande maioria dos corpos d'água varia entre 6 e 8. Ecossistemas caracterizados por apresentarem valores baixos de pH têm elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos. Nesses ecossistemas, são encontradas altas concentrações de ácido sulfúrico, nítrico, oxálico, acético, como também de ácido carbônico, formado, principalmente, pela atividade metabólica dos microorganismos aquáticos (LIMA, 2001). Desta forma, cada rio apresenta nível de pH diferente que varia espacial e temporalmente, sendo fortemente influenciado pelas características do meio (BARBÁRA, 2006).

Carvalho (2003) explica que as comunidades aquáticas podem interferir diretamente nos níveis de pH, pela assimilação de CO_2 durante a atividade fotossintética. Neste sentido, quando as algas realizam o processo de fotossíntese, elas acabam por influenciar no aumento do nível de pH na água, o que predispõem um ambiente adequado para as florações. Quando isso ocorre, o pH da água pode chegar a 11 (alcalino). Geralmente associam-se altos valores de pH com florações de cianobactérias, pois níveis baixos favorecem o desenvolvimento de organismos eucarióticos (BICUDO et al., 1999).

Dentre os gases dissolvidos, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização dos ecossistemas aquáticos, sendo suas principais fontes a própria atmosfera e, principalmente, o processo de fotossíntese. O que relaciona diretamente este parâmetro com o metabolismo das algas. Em contraste, a sua perda se dá pelo processo de decomposição da matéria orgânica, bem como pela respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos (ferro e manganês) (ESTEVES, 1998). Carvalho (2003) afirma que valores altos de oxigênio dissolvido na água, estão proporcionalmente relacionados à grande concentração de algas, assim como baixos valores desse constituinte, relaciona-se com o processo de decomposição.

O oxigênio dissolvido é um fator crítico para a vida aquática e constitui-se em uma das principais características da capacidade autodepurativa da água, sendo desta forma um fator chave nos processos bioquímicos que modificam e reduzem as cargas de poluentes. O oxigênio dissolvido na água apresenta-se, naturalmente, em uma saturação próxima a 100%, o que equivale entre 9 e 11 mg/L e é dependente da temperatura da água (quanto mais alta, maior será a saturação de oxigênio no meio hídrico) e pressão atmosférica (BARBÁRA, 2006; CUNHA, 2000). Com isto, o oxigênio dissolvido talvez seja o principal parâmetro da qualidade da água utilizado em estudos limnológicos.

2.3. ESTUDOS DE FITOPLÂNCTON NA AMAZÔNIA

Na Amazônia os estudos sobre fitoplâncton ainda apresentam-se de forma insuficiente, mas aos poucos se fazendo presente no círculo científico. Entretanto, em comparação com as demais áreas do globo, eles ainda constituem um pequeno número e não tão expressivo. Diversos ecossistemas compõem as áreas limites da Amazônia, tendo como principal característica a exuberância de sua floresta tropical e a rica biodiversidade encontrada em seus corpos d'água (MELO et al., 2005). Assim, considerando a extensa área amazônica e a disponibilidade hídrica encontrada na região infere-se que os estudos realizados ainda são incipientes no que tange o conhecimento da biodiversidade e ecologia das algas amazônicas.

Os primeiros estudos realizados na Amazônia foram desenvolvidos por Ehrenberg (1843). Da década de 90 até o início do atual século estes estudos contabilizavam um total de 66 pesquisas desenvolvidas no âmbito da ficologia e que abordavam, sobretudo, a taxonomia, a composição florística e/ou ecologia do fitoplâncton (MELO et al., 2005; HUSZAR, 1994). Entre tais estudos encontram-se os de Sophia e Huszar (1996), Kristiansen e Menezes (1998), Keppeler et al. (1999) e Melo e Huszar (2000)

Martins (1980) explica que várias coletas de algas continentais foram realizadas na região amazônica no decorrer do século XIX por pesquisadores estrangeiros. Ao passo que iam sendo coletadas, as amostras eram enviadas para o exterior no intuito de sua possível identificação taxonômica. Entretanto, os esforços para este feito demonstravam-se insuficientes, pois, quando identificadas, geralmente as publicações apresentavam basicamente listas de espécies e, quando presentes, sucintas descrições e pouco objetivas de alguns organismos e, muitas vezes, sem ilustrações que possibilitassem um diagnóstico

preciso na realização de posteriores pesquisas. Sem mencionar a ausência de dados característicos da procedência das amostras, sucumbindo a importância da área amazônica, como também mascarando o cenário ficológico da região na época.

Dickie (1881) contribuiu com os estudos sobre fitoplâncton na região amazônica. Ele registrou pela primeira vez a ocorrência de desmídias planctônicas no Estado de Amazonas. O pesquisador verificou a presença de cinco táxons: *Closterium pritchardianum*, *Cosmarium granatum*, *C. pulcherrimum*, *C. venustum* e *Euastrum cuneatum*. Entretanto, em seu trabalho, mais uma vez, as descrições ou figuras se fizeram ausentes. Posterior a esta, outras pesquisas foram desenvolvidas e colaboraram com a taxonômica das desmídias no Amazonas (KARLING, 1944; GRÖNBLAD, 1945; THOMASSON, 1955; 1971; FÖSTER, 1963; 1964; 1974; SCOTT et al., 1965; UHERKOVICK e SCHMIDT, 1974; MARTINS, 1980).

Em 1984, Uherkovich afirma que um total de 395 novos táxons havia sido identificado para a Amazônia, representado em sua maioria por desmídias (81%), seguido por diatomáceas (11%) e representantes de outros grupos (8%). Atualmente, este cenário não apresenta grandes diferenças, pois os estudos realizados ainda enfatizam, sobretudo, a taxonomia e a ecologia desses táxons.

Os principais ecossistemas aquáticos amazônicos são caracterizados como lagos de inundações (só na Amazônia Central somam um total de 8.000 lagos (MELACK, 1984)) e grandes rios que entrecortam a região e são focos de forma majoritária das poucas pesquisas executadas. Os lagos de inundações, por exemplo, foram estudados de Souza et al. (2007) na tentativa de determinar a diversidade taxonômica e flutuação espaço-temporal da população de desmídias no Parque Nacional do Jáu –AM. Um total de 64 táxons foi identificado e distribuído em três grupos: Gonatozygaceae, Closteriaceae e Desmidiaceae. Os pesquisadores puderam concluir que a riqueza de desmídias varia na escala temporal, o que não pode ser concluído em termos espaciais, pois não se observou variações entre os sítios de amostragem. Para esta mesma área cita-se também os trabalhos de Uherkovich e Rai (1979) e Melo et al. (2004)

Lopes e Bicudo (2003) estudaram a desmidioflórula de um lago da planície de inundação do Rio Acre -AM. Com base na análise de 52 amostras coletadas no período de Maio/1988 a Junho/1989 identificou-se a presença de 98 táxons distribuídos em dez gêneros e três famílias. Ao fim da pesquisa os autores concluíram que do total de táxons identificados, 55 constituíam a primeira citação para o estado do Amazonas.

O lago de inundação Cutiuauá foi objeto de estudo de Souza e Melo (2009) para observar a flutuação sazonal e interanual da riqueza de espécies de desmídias em vários períodos hidrológicos entre os anos de 2002 e 2004. Foram identificadas 105 espécies distribuídas em três famílias (Gonatozygaceae, Closteriaceae e Desmidiaceae), sendo 23 novas ocorrências para o Estado do Amazonas. O fitoplâncton mostrou-se variar de acordo com a sazonalidade, onde o período chuvoso pareceu influenciar na riqueza específica, com aumento no número de espécies. Tratando-se da flutuação interanual, em 2003 observou-se a maior riqueza de táxons, sendo os gêneros *Staurostrum* e *Closterium* os mais representativos.

No Pará, Costa et al. (2010) avaliaram a composição do microfitoplâncton do Lago Água Preta localizado na Cidade de Belém. O microfitoplâncton mostrou-se bastante rico, constituído por 106 espécies com predomínio de algas verdes (Charophyta e Chlorophyta), seguido de diatomáceas e cianobactérias. Dentre as cianofíceas foi identificada a presença de dois gêneros e uma espécie, potencialmente, tóxicos, os quais são: *Aphanocapsa*, *Anabaena* e *Microcystis aeruginosa*, respectivamente.

O fitoplâncton do lago Tupé (AM) foi estudado por Crönberg (1987); Meyer et al. (1997) e Melo et al. (2005). Recentemente, neste mesmo lago, a família Pinnulariaceae (diatomácea) foi pesquisada por Pereira (2009) a fim de identificar e descrever espécies, como também verificar possíveis padrões de variações espaciais e temporais da riqueza e composição do fitoplâncton. O estudo desenvolvido em dois anos (2002-2004) permitiu determinar uma riqueza de 70 táxons distribuídos em dois gêneros: *Pinnularia* (67 espécies) e *Caloneis* (3 espécies). Foi possível observar uma expressiva diferença na riqueza e composição de algas nos diferentes períodos de amostragem, principalmente no que diz respeito ao período de águas altas e baixas, sendo o ultimo o que mais contribuiu em número de espécies. Neste estudo dez ocorrências foram novas citações para a Amazônia brasileira.

O potamofitoplâncton (fitoplâncton de rios) também é foco de vários estudos realizados na região. Entretanto, no Brasil e, sobretudo, na Amazônia tais pesquisas ainda são pouco realizadas, salvando as de Fisher (1978), Train e Rodrigues (1998), Lobo e Torgan (1988) e Domitrovic (2002).

A bacia amazônica e os rios que a compõem são estudados em varias vertentes da ecologia (OLIVEIRA, 2007), incluindo a do fitoplâncton. Schmidt (1969) realizou o primeiro trabalho sobre a comunidade fitoplanctônica ao estudá-la em áreas de influência do Rio Solimões. Atualmente, trabalhos como os de Núñez-Avellaneda e Duque (2000), Ferrari et al.

(2007), Aprille e Mera (2007) e Monteiro et al. (2009) contribuem para o conhecimento da biodiversidade de algas em rios amazônicos.

Aprille e Mera (2007) estudaram o fitoplâncton e fitoperifíton de um rio de águas pretas da Amazônia. Os pesquisadores identificaram um total de 147 táxons, sendo 136 em nível específico, distribuídos em seis divisões: Chlorophyta, Chromophyta, Euglenophyta, Cyanophyta, Rhodophyta e Pyrrophyta. Ferrari et al. (2007) realizaram um estudo florístico e taxonômico acerca de Eunotiaceae em rios da Amazônia central. 29 espécies foram identificadas, sendo 23 pertencentes ao gênero *Eunotia* e seis ao gênero *Actinella*. Monteiro et al. (2009) verificaram a composição e a distribuição do microfitoplâncton do Rio Guamá no trecho que vai de Belém a São Miguel do Guamá, no Estado do Pará. A composição do fitoplâncton foi formada por 85 táxons pertencentes à Dinophyta (1%), Cyanophyta (4%), Chlorophyta (20%) e Bacillariophyta (75%) sendo a espécie mais frequente *Aulacoseira granulata*. Sá et al. (2010) identificaram a ocorrência de uma floração de cianobactérias tóxicas na margem direita do Rio Tapajós em Santarém, Pará. As florações foram causadas pela proliferação de algas dos gêneros *Anabaena* e *Microcystis*. Pereira et al. (2012) identificaram espécies de *Pinnularia* no curso inferior do Rio Negro, bem como a sua distribuição temporal. Foram identificadas onze espécies e quatro variedades. Dentre estas, *P. sterrenburgii* var. *sterrenburgii* e *P. subgibba* var. *capitata* foram registradas como novas ocorrências para o Rio Negro.

Outro ecossistema encontrado na Amazônia são os estuários. Estes são focos de forma minoritária de pesquisas na região. Cardoso (2009) estudou a dinâmica da comunidade microfitoplânctônica e a sua relação com os parâmetros físico-químicos da água do estuário do Rio Guajara-Mirim (Pará). Foram registrados 78 táxons pertencentes às divisões Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanophyta, Dinophyta, e Ochrophyta, sendo que as diatomáceas apresentaram-se predominante em número de espécies, frequência e densidade. Verificou-se, ainda, que os parâmetros físico-químicos da água variaram sazonalmente, principalmente, no período de maré vazante, influenciando diretamente na densidade das espécies.

Paiva et al. (2006) avaliou a composição, biomassa e ecologia do fitoplâncton da baía do Guajará, localizado no domínio do Estuário do Rio Pará (Pará). Neste estudo, mais uma vez as diatomáceas foram as mais expressivas, seguidas pelas clorofíceas. Costa (2010) objetivou analisar a composição do microfitoplâncton do estuário do Rio Curuçá, assim como a sua variação nictimeral e a relação desta com os parâmetros limnológicos. Foram

registrados 170 táxons, majoritariamente, pertencentes a Divisão Bacillariophyta (149), a qual apresentou, também, predominância em frequência de ocorrência e densidade. Os parâmetros ambientais, apesar de não apresentarem uma grande variação sazonal, influenciaram na composição e densidade do fitoplâncton.

Somados a estes trabalhos mencionados têm-se, ainda, os de Moreira-Filho et al. (1974), Paiva (1991) e Santana (2004) que se concentram, sobretudo, em áreas como a foz do rio Amazonas, rio Guamá, baía do Guajará, rio Curuçá e rio Caeté e áreas adjacentes (CARDOSO, 2009). Apesar disso, diferentemente, dos estuários nordestinos, os amazônicos ainda são desprovidos de números significativos de pesquisas que possam expressar sua real biodiversidade, impossibilitando assim o conhecimento da ficoflórula de tais ecossistemas na região.

2.4. ESTUDOS DE FITOPLÂNTON NO AMAPÁ

O primeiro estudo realizado sobre fitoplâncton no Amapá é datado de 1963 e foi desenvolvido por Förster no Rio Oiapoque –AP. Neste estudo foram identificadas cinco espécies de desmídias, sendo elas: *Desmidium laticeps fac. 4-radiata*, *Desmidium laticeps fac. 5-radiata*, *Euastrum laticeps f. evolutum*, *Cosmarium pseudomagnificum f. brasiliense* e *Closterium pseudolunula var. concavum*. As duas últimas foram caracterizadas como novas forma e variedade, respectivamente.

Posteriormente, Dias (2007) realizou um estudo no sudoeste da Reserva Biológica do Lago Piratuba, na planície de inundação do Rio Araguari, região costeira do estado do Amapá com o objetivo de avaliar a composição e abundância do fitoplâncton. A pesquisa encontrou um total de 178 táxons distribuídos em 83 gêneros e nove classes taxonômicas: Cyanophyceae, Crysohyceae, Xanthophyceae, Bacillariophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Chlorophyceae e Zygnemaphyceae. As cianofíceas mostraram-se predominante em termos de riqueza (28%), seguido de clorofíceas (27%) e diatomáceas (20%).

Oliveira (2007) caracterizou a comunidade fitoplanctônica do rio Araguari em dois períodos sazonais (seca e chuva) nos anos de 2004 a 2005. 112 táxons foram identificados, com predominância da classe Chlorophyceae, com 52 táxons. As espécies mais frequentes

foram: *Synechocystis* cf. *aquaticus*, *Synechococcus elongatus*, *Lobophoraeropsis pyrenoidosa*, *Chroomonas nordstedtii*, *Cryptomonas erosa* e *C. marsonii*.

Os trabalhos mais recentes para o Amapá são os de Souza e Melo (2011) e Cunha (2012). Souza e Melo (2011) realizaram um levantamento taxonômico dos gêneros *Staurastrum*, *Staurodesmus* e *Xantidium* no Lago Novo. Um total de 35 táxons foi registrado, descrito e ilustrado, sendo 23 do gênero *Staurastrum*, sete *Staurodesmus* e cinco *Xantidium*. Ao fim do estudo, todos os táxons identificados foram considerados a primeira citação para o estado do Amapá. Cunha (2012) estudou a composição florística, quantificação e dinâmica espaço-temporal do fitoplâncton dos rios Falsino e Araguari. 185 táxons foram identificados, 49 em nível genérico e 136 em nível específico. A divisão chlorophyta apresentou o maior número de táxons. Dentre as espécies identificadas encontram-se: *Ankistrodesmus densus*, *A. fusiformes*, *Eudorina elegans*, *Pediastrum duplex*, *Scenedesmus acuminatus*, *Closterium diane*, entre outros. Ao fim do estudo verificou-se 174 novas ocorrências para o estado do Amapá.

Os cinco estudos mencionados foram os únicos registros de pesquisas ficológicas para o estado do Amapá até o momento. A biodiversidade do fitoplâncton no Amapá ainda é pouco conhecida e esforços ainda precisarão ser feitos para preencher esta lacuna. Faz-se a ressalva que o Amapá é o estado mais preservado do Brasil e possui 62% de sua área destinada a unidades de conservação, incluindo áreas indígenas (BRITO, 2008; CUNHA, 2012). Com isto, o conhecimento da sua biodiversidade, sobretudo de ecossistemas aquáticos, se faz necessária para subsidiar os mecanismos de conservação e preservação frente a processos antrópicos e, até mesmo naturais, como também contribuir para o conhecimento da biodiversidade da Amazônia e, conseqüentemente, do Brasil, que constitui 25% dos organismos fitoplanctônicos encontrados no mundo (AGOSTINHO et al., 2005).

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a composição e biomassa do fitoplâncton em um trecho do Estuário do Rio Amazonas e suas variáveis físico-químicas no período de Março de 2011 a Julho de 2012

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Identificar taxonomicamente a comunidade de fitoplâncton na área de estudo;
- ✓ Analisar a possível presença de organismos fitoplanctônicos potencialmente tóxicos ao ecossistema pertencentes à Divisão Cyanophyta;
- ✓ Monitorar os níveis de temperatura, condutividade elétrica (CE), pH e oxigênio dissolvido (OD) para o estuário do rio Amazonas em todo o período de estudo;
- ✓ Verificar as variáveis abióticas (temperatura, CE, pH e OD) que influenciam na composição e biomassa do fitoplâncton;
- ✓ Determinar a biomassa produzida pela comunidade fitoplanctônica através da detecção de clorofila “a” por espectrofotometria;

4. MATERIAL E MÉTODOS

Esta pesquisa fez parte do projeto ROCA (River-Ocean Continuum of the Amazon - Contínuo fluvial-marinho do rio Amazonas), financiado pela Gordon e Betty Moore Foundation. O mesmo tem como parceiros o Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), O Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), a Universidade Federal do Pará (UFPA) e a Universidade Federal do Amapá (UNIFAP) e destina-se a estabelecer uma visão global das características químicas, biológicas e físicas do sistema contínuo do Rio Amazonas que desemboca no oceano.

Esta premissa se fez necessária para explicar que todo o procedimento metodológico aqui exposto foi subsidiado pelo projeto supracitado.

4.1. LOCAL E PERIODICIDADE DE AMOSTRAGEM

A área de estudo compreendeu o estuário do rio Amazonas (Figura1)

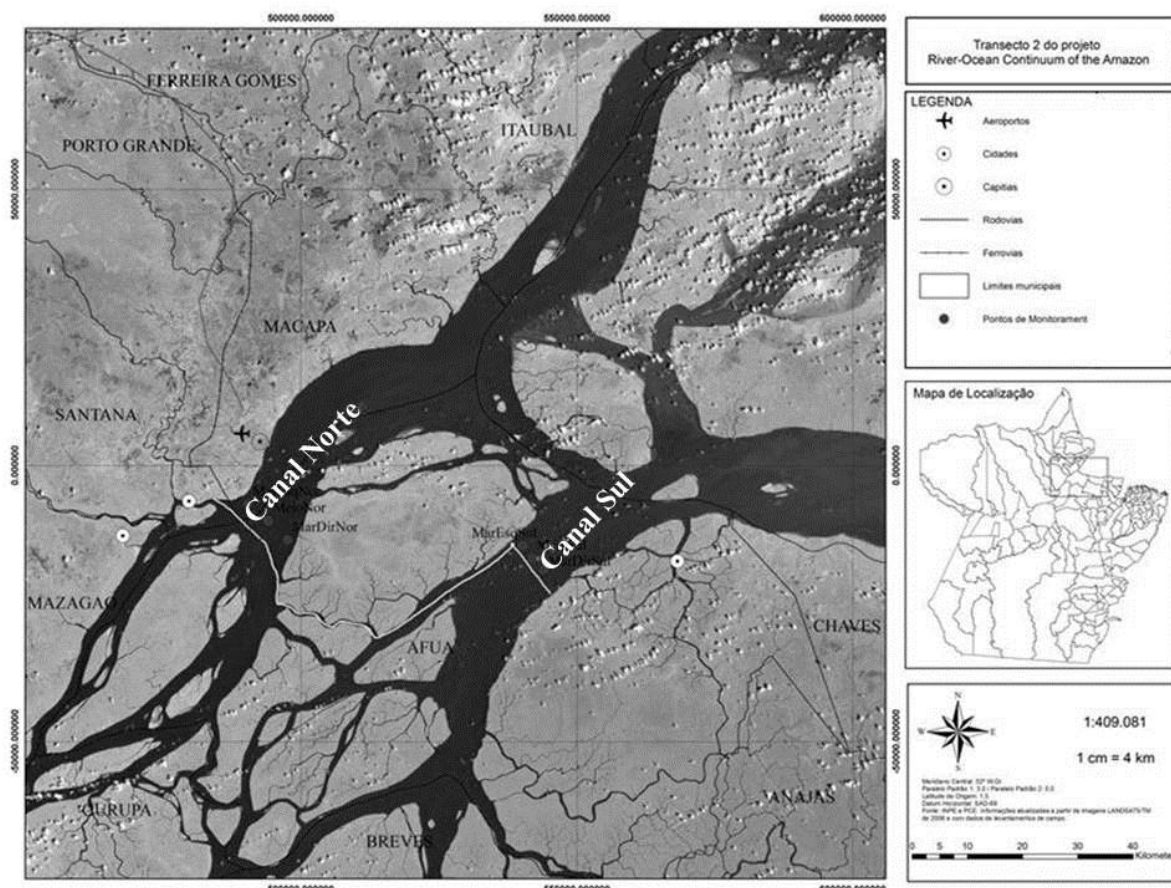


Figura 1: Representação da área de estudo: canal norte (N) e canal sul (S)

O Amazonas é reconhecido como o maior rio do mundo com uma área de drenagem 7.050.000 Km². Entretanto, apesar de toda essa quantidade, os estudos de microorganismos em sua bacia apresentam-se de forma inversamente proporcional, onde geralmente os estudos são voltados para organismos de grande porte. (GONÇALVES, 2009).

Os locais de amostragem foram definidos de acordo com umas das regiões que são amostradas pelo projeto ROCA. A área escolhida foi a região do estuário que banha as Cidades de Macapá e Santana, caracterizada pela presença de dois canais fluviais (Norte e Sul) (Figura1) que são separados pela conhecida “Ilha queimada” ou “Ilha dos Porcos”. Os canais norte e sul apresentam uma extensão de 13 e 11 km, respectivamente. A amostragem se deu em três sítios: a) margem esquerda; b) meio do canal; c) margem direita. A classificação dos sítios e suas coordenadas podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1: locais de amostragem e suas coordenadas geográficas.

Local de amostragem	Sítio	Coordenadas
Margem esquerda (Canal Norte)	P1	S0 03 32.2 W51 03 47.7
Meio do rio (Canal Norte)	P2	S0 04 35.9 W51 01 46.7
Margem direita (Canal Norte)	P3	S0 05 01.9 W51 00 21.9
Margem esquerda (Canal Sul)	P4	S0 09 37.2 W50 38 59.2
Meio do rio (Canal Sul)	P5	S0 10 43.0 W50 36 59.4
Margem direita (Canal Sul)	P6	S0 11 59.8 W50 35 59.7

As amostragens foram realizadas no período de Março/2011 a Julho/2012 em dois módulos de periodicidade:

- a) **Amostragem trimestrais:** neste módulo foram amostrados todos os seis sítios que compreendem os canais Norte e Sul do estuário do Rio Amazonas em quatro campanhas realizadas nos meses de maio e setembro de 2011 e Abril e Julho de 2012
- b) **Amostragem mensais:** neste módulo somente o sítio “Margem Esquerda (Canal Norte)” foi amostrado. Como as campanhas que agregam todos os sítios possuem altos custos financeiros, optou-se por amostrar somente um sítio mensalmente. Como os canais Norte e Sul designam o escoamento principal do rio Amazonas para o oceano essa água representa um componente final de mistura do rio puramente fluvial, desta forma esse canais configuram um sítio ideal a ser amostrado. Escolheu-se o sítio mais próximo das cidades de Macapá e Santana para ser monitorado de forma mensal.

4.2. COLETA DE MATERIAL FITOPLANCTÔNICO

As amostras do material fitoplanctônico foram coletadas com o auxílio de uma rede de fitoplâncton com abertura de malha na ordem de 60 μm . Na maioria dos trabalhos que envolvem a comunidade fitoplanctônica utiliza-se rede com malha na ordem de 20 μm . Entretanto, como os rios amazônicos, bem como o estuário em questão, são caracterizados pela sua grande sedimentação isto acabaria por obstruir a rede de malha de 20 μm , inviabilizando o desenvolvimento da pesquisa. Por isso escolheu-se uma rede com uma malha maior.

No momento de cada coleta a rede passou um número variável de vezes na camada superficial (25-30 cm superficiais) do sistema aquático (Figura 2), até obter uma quantidade razoável de material. Esta quantidade foi mensurada a olho nu, pelo surgimento de uma massa de coloração esverdeada a castanho-esverdeada que se acumulava no fundo do frasco de coleta, acoplado a rede. Esta massa de consistência mucosa é, em geral, rica em algas (FAUSTINO, 2006).



Figura 2: Rede para a coleta de fitoplâncton e método de amostragem (arrasto)

Para o material destinado à análise qualitativa do fitoplâncton foi coletado um volume igual a 100 ml, o qual foi acondicionado em frascos plásticos com um volume de 300 ml. Ao fim do estudo um total de 31 amostras foram coletadas.

4.3. FIXAÇÃO E PRESERVAÇÃO DO MATERIAL FITOPLANCTÔNICO

A fixação e preservação dos materiais foram providenciadas ainda no campo, imediatamente após a coleta. A fixação do material foi realizada com o uso de solução Transeau (composta com 6 partes de água, 3 partes de álcool etílico 95°GL e 1 parte de solução aquosa de formol a 40%) (BICUDO E MENEZES, 2006)

De acordo com Faustino (2006) a fixação imediata do material coletado destina-se a preservação das algas o mais próximo possível de como se apresentam na natureza, pois a concentração do material coletado pode provocar aceleração da taxa de divisão celular de certas espécies de algas e a produção inevitável de fenótipos anômalos, uma vez que a alga talvez não tenha tempo de desenvolver todas suas estruturas, semelhantes à célula-mãe, antes de sofrer novo processo de divisão. Assim, é imprescindível o cuidado para que tais aspectos resultantes de malformações sejam evitados e, se ocorrerem, não sejam confundidos com expressões da variação morfológica intrapopulacional.

4.4. ESTUDO QUALITATIVO DO FITOPLÂNCTON E FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA.

A análise qualitativa do fitoplâncton destina-se a identificar os organismos presentes nas unidades amostrais em níveis taxonômicos, tais como: classes, gêneros e espécies. Esta análise foi desenvolvida com auxílio de um microscópio óptico, onde os espécimes foram identificados a partir de amostras fracionadas entre lâmina e lamínula provenientes das unidades amostrais concentradas. Foram examinadas no mínimo 10 lâminas para cada unidade amostral, ou até esgotar o aparecimento de novos organismos taxonômicos.

A identificação taxonômica dos táxons foi providenciada, sempre que possível, a partir de análises de populações, usando trabalhos dos tipos flora, monografia e revisão, tanto clássico como recentes. Trabalhos de menor porte, referentes a uma ou outra espécie, foram também utilizados no processo de identificação taxonômica do material. No último caso, foram consultados os trabalhos mais recentes, possível. Contudo as principais referências

utilizadas foram as seguintes: Komárek e Anagnostidis (1999, 2005); Anagnostidis e Komárek (1988); Bicudo e Menezes (2006); Sant'anna et al. (2006), Grönblad (1945) e Förster (1963).

Para o enquadramento dos táxons em divisões e classes foi utilizado o Sistema de Van de Hoek et al. (1995), com exceção da divisão Heterokontophyta que foi classificada como Bacillariophyta visando facilitar a comparação com outros trabalhos, uma vez que a maioria ainda utiliza esta nomenclatura. A classificação das diatomáceas foi feita de acordo com Medlin e Kaczmarska (2004).

A frequência de ocorrência dos táxons foi determinada de acordo com Mateucci e Colma (1982) calculando em percentuais o número de amostras em que o táxon ocorreu e o número total de amostras analisadas. Para este estudo o resultado foi obtido pela seguinte formula: $(n \cdot 100) / 31$, onde n = número de amostras em que o táxon ocorreu e 31 = o número total de amostras (espaço-temporal) analisadas no período de estudo. A classificação dos táxons se deu da seguinte forma: muito frequente (MF=>70%), frequente (F=70%-40%), pouco frequente (PF=40%-10%) e esporádico (E=<10%).

4.5. INDICAÇÃO DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA (clorofila “a”)

Para a detecção de clorofila “a” foram coletados 300 ml de água e armazenados imediatamente em uma cuba térmica com gelo para o efetivo controle da temperatura. Posteriormente, esse conteúdo foi filtrado com o auxílio de uma bomba a vácuo e de um filtro de fibra de vidro com 0,45 μ m. Este procedimento foi feito com o mínimo contato de luz possível. Posteriormente, os filtros com o conteúdo de clorofila foram colocados em tubos de ensaio contendo 10 ml de acetona a 90% para a devida extração do pigmento e envolvido com papel alumínio a fim de impedir qualquer contato que seja com a luz por um período de 24 horas. O material extrativo foi centrifugado por 10 minutos em uma velocidade de 4500 rpm, para que o sobrenadante pudesse ser retirado e encaminhado para análise espectrofotométrica. O grau de absorbância foi medido nos seguintes comprimentos de onda: 630, 645, 665 e 750 nm conforme a metodologia proposta por Parsons e Strickland (1963).

4.6. DETERMINAÇÃO DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Em cada sitio de coleta foram efetuadas medições *in situ* para a análise dos parâmetros físico-químicos (temperatura, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido). A medida da temperatura foi realizada com o auxílio de um termômetro (Orion 290A plus) acoplado a uma sonda multiparâmetros. A condutividade elétrica foi medida através de um eletrodo (Amber Science 2052) acoplado em uma sonda multiparâmetros introduzida na superfície da água (aproximadamente 50 cm) para realizar a medição.

A quantificação do pH, também, foi realizada *in locu* com o auxílio de um pHmêtro (Orion 290A plus) introduzido na coluna d'água para determinação de seus níveis. A detecção de oxigênio dissolvido foi mensurada com o uso de oximêtro (55 da YSI) conjugado a uma sonda multiparâmetro, também, *in situ*.

4.7. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Para análise estatística dos dados utilizou-se somente os valores referentes às amostragens trimestrais para melhor adaptar os tratamentos estatísticos escolhidos.

4.7.1. Análise descritiva

Realizou-se uma análise descritiva dos dados a fim de verificar as médias, medianas, desvios padrões e níveis de confiança (95%) dos valores mensurados. Realizou-se também o teste de normalidade de Shapiro-Wilk e avaliação da homogeneidade entre os dados dos parâmetros físico-químicos e concentração de clorofila-*a*. Para os dados determinados como heterogêneos utilizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$) para avaliar a variação espaço-sazonal dos fatores ambientais. Para os dados harmônicos utilizou-se o teste de Tukey ($p < 0,05$). Tais análises foram realizadas com auxílio do programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

4.7.2. Análise de Cluster

A análise de agrupamento foi desenvolvida a fim de visualizar a similaridade entre o total de amostras tanto no espaço quanto no tempo. Elaborou-se e utilizou-se uma matriz com a frequência de ocorrência de todos os táxons registrados ao longo dos sítios de amostragens por todas as campanhas trimestrais. Esta análise foi desenvolvida pelo método Ward de aglomeração hierárquica (Weighted Pair Group Method Average Arithmetics) através do programa R-statistics (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

4.7.3. Análise de Regressão Linear Multivariada

Através do programa R-statistics (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) desenvolveu-se uma análise de regressão linear multivariada a fim de verificar a correlação entre a riqueza, classes taxonômicas, biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais. Para cada análise utilizou-se uma variável resposta (riqueza, classe taxonômica ou concentração de clorofila-*a*) para quatro variáveis explicativas (temperatura, CE, pH e OD) para cada amostragem trimestral. A correlação foi classificada como não significativa com p valor = $>0,05$ (95% de intervalo de confiança).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. MONITORAMENTO ABIÓTICO E BIOMASSA DO FITOPLÂNCTON

5.1.1. Temperatura

Os valores de temperatura (°C) variaram no período de estudo com a menor média registrada de $28,04^{\circ}\text{C} \pm 1,26^{\circ}\text{C}$ ($p < 0,05$) para o sitio P1 e a maior, $31,21^{\circ}\text{C} \pm 1,38^{\circ}\text{C}$ ($p < 0,05$) para o sitio P4. Com base nisto, observa-se que os valores não apresentaram variação significativa ao longo das amostragens, tanto no espaço quanto no tempo, imprimindo uma baixa amplitude térmica. Isto pôde ser comprovado a partir da análise de variância não paramétrica pelo Teste de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$) que apresentou $H=4,597$ ($p=0,467$) entre os sítios e $H=4,701$ ($p=0,195$) entre os meses de amostragem. Costa (2010) identificou esta mesma característica para o estuário de Curuçá, justificando isto às condições ambientais que predominam em áreas tropicais. Assim como Aquino (2012) ao afirmar que a temperatura em ambientes tropicais e subtropicais apresenta uma pequena oscilação, corroborando com os valores encontrados para o estuário do rio Amazonas. Cardoso (2009) identificou o mesmo padrão para o estuário de Guajará-mirim, onde a temperatura apresentou uma variação de $28,85^{\circ}\text{C}$ a $29,62^{\circ}\text{C}$, com uma amplitude térmica menor ainda do que a encontrada para o rio Amazonas. A temperatura média do estuário investigado foi de $29,4^{\circ}\text{C}$, o mesmo resultado encontrado por Gonçalves (2009) também para esta mesma área.

Resultados diferentes foram encontrados para o estuário do rio Catu, no nordeste brasileiro onde se observou uma amplitude térmica superior à encontrada para a área de estudo, com uma variação de $24,5^{\circ}\text{C}$ a $33,5^{\circ}\text{C}$ (PEREIRA, 2007). Esta oscilação foge do padrão esperado para ambientes tropicais, sobretudo, com respeito à máxima encontrada, onde Kubitza (2000) afirma que a variação para o desenvolvimento de espécies tropicais está entre $25-32^{\circ}\text{C}$. Com base nesta última afirmação, observa-se que os valores encontrados para o estuário do rio Amazonas seguem o comportamento esperado para este tipo de ecossistema tropical

Ao analisar os resultados encontrados para as amostragens trimestrais, observa-se que os maiores valores de temperatura foram identificados para os sítios P3 e P4, nas

amostragens de Setembro/2011 e Maio/2011, respectivamente, ambos com a temperatura de 30,4°C. Em contrapartida, a menor temperatura foi de 28,8°C para o sítio P1 no mês de abril/2012 (Figura 3). Apesar desta oscilação, não se observou significativamente ($p>0,05$) uma variação espacial ou sazonal na temperatura do estuário do rio Amazonas, pois a média de temperatura por sítio de amostragem variou de 29,2°C a 29,8°C, assim como encontrado para o estuário do rio Curuçá (COSTA 2010). Silva et al. (2004) explicam que nos estuários tropicais a temperatura tende a ser sempre elevada e as pequenas variações que ocorrem durante os ciclos sazonais dependem do grau de insolação e de outras condições meteorológicas. Desta forma, corroborando com as pequenas variações encontradas para o estuário do rio Amazonas. Trabalhos pretéritos, também, já registraram que poucas variações de temperatura ocorrem neste rio (GAYER et al., 1996; GONÇALVES, 2009).

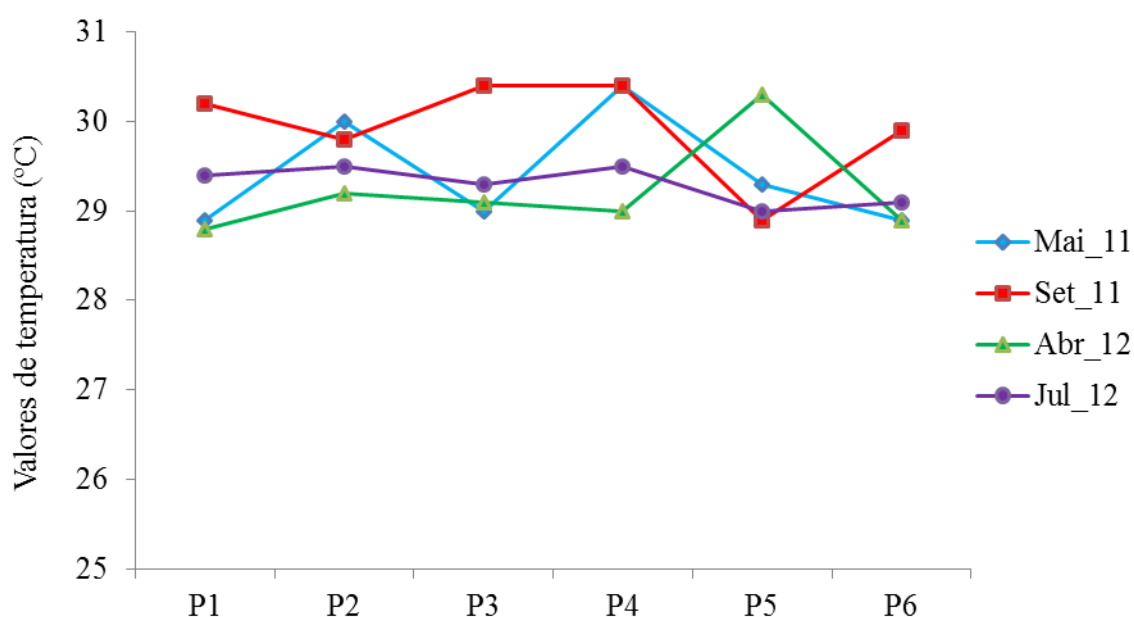


Figura 3: Valores de temperatura ao longo das amostragens trimestrais no estuário do rio Amazonas.

5.1.2. Condutividade elétrica

Os valores médios de condutividade elétrica variaram de $43,74 \mu\text{Scm}^{-1} \pm 5,25 \mu\text{Scm}^{-1}$ ($p<0,05$) para o sítio P6 a $58,52 \mu\text{Scm}^{-1} \pm 5,47 \mu\text{Scm}^{-1}$ ($P<0,05$) para o sítio P3. Os valores

encontrados para este parâmetro indicam uma baixa condutividade elétrica no estuário do rio Amazonas. Tanto a mínima quanto a máxima aferição apresentaram níveis inferiores.

Com relação à dinâmica espaço-sazonal deste parâmetro, observa-se mais uma vez uma homogeneidade dos dados ao longo do espaço ($p=0,667$). Entretanto, as médias de cada sítio no decorrer do período de estudo variaram de $46,5 \mu\text{Scm}^{-1}$ a $55,1 \mu\text{Scm}^{-1}$ (Figura 4), apresentando uma significativa amplitude sazonal ($p=0,0004$). Com base no teste de Kruskal-Wallis ($p<0,05$) observou-se uma variação significativa entre as amostragens de Maio/2011 e Setembro/2011; Setembro/2011 e Julho/2012; e Abril/2012 e Julho/2012. Em ambas as amostragens, as variações podem estar relacionadas com a mudança dos períodos sazonais, uma vez que os meses de Maio e Abril representam o período chuvoso, Setembro caracteriza o período seco e, por sua vez, o mês de Julho representa a queda abrupta dos índices pluviométricos, permitindo a transição do período chuvoso para o seco (SOUZA e CUNHA, 2010), influenciando desta forma nas concentrações de íons dissolvidos no corpo d'água.

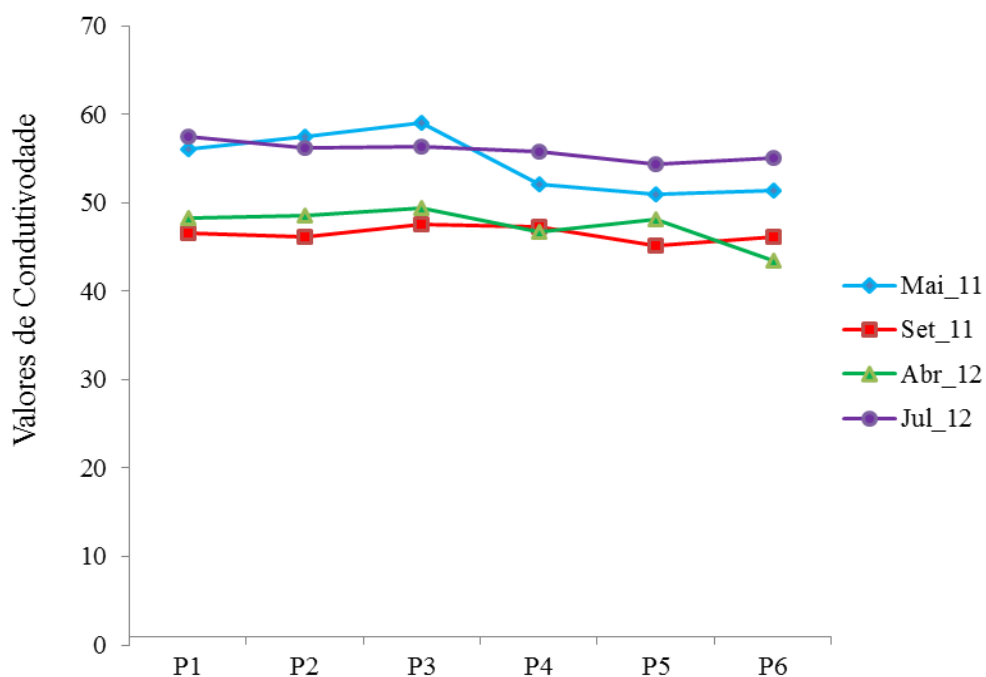


Figura 4: Valores de condutividade ao longo das amostragens trimestrais no estuário do rio Amazonas.

Este mesmo padrão foi identificado para o lago Caracaná (RR) (SILVA, 2008). Do mesmo modo, Carvalho (2003) encontrou baixos valores de condutividade elétrica para o reservatório Billings (SP), tendo como valor mínimo aferido, $183 \mu\text{Scm}^{-1}$. Este mesmo autor

encontrou para os reservatórios de Atibainha e Cachoeira (SP) também baixos valores de condutividade, tendo como o máximo valor medido, 31 e 32 μScm^{-1} , respectivamente.

De acordo com Paiva et al. (2006) baixos valores de condutividade elétrica em regiões estuarinas estão relacionados com a predominância do fluxo limnético no ecótono. Em contrapartida, valores elevados indicam nitidamente a entrada de águas mais condutivas, salobras e não fluviais, indicando a penetração da maré salina, como encontrado para a baía do Guajará (PA). Já em ecossistemas de rios, como no Araguari, a condutividade elétrica variou de 13,70 μScm^{-1} a 18,88 μScm^{-1} (BRITO, 2008), característicos de ambientes limnológicos oligotróficos. Este mesmo resultado foi identificado por Cunha (2012) para o rio Falsino e para o Araguari, novamente, apresentando uma amplitude de 17 μScm^{-1} a 22,5 μScm^{-1} .

Os valores encontrados para o estuário do rio Amazonas corroboram com os valores identificados por Gonçalves (2009) para este mesmo ecossistema. Em seu estudo foi encontrado uma média de 51,3 μScm^{-1} de condutividade elétrica, com maiores valores em Dezembro (2007) e menores em Maio (2008). A média encontrada na presente pesquisa para os sítios/amostragem foi de 51 μScm^{-1} , similar à encontrada pela pesquisa anteriormente citada.

De acordo com a resolução 357/CONAMA de 2005 o estuário do rio Amazonas é classificado como rio de classe 2 (água doce) e para tal efeito, nenhum índice de condutividade elétrica é estabelecido como parâmetro de qualidade da água. Entretanto, Brito (2008) afirma que a presença de íons nos corpos d'água que possibilitem uma condutividade superior a 1000 μScm^{-1} são considerados inadequados referindo-se aos índices de potabilidade para águas superficiais. Logo, o estuário do rio Amazonas enquadra-se de forma positiva em tal padronização.

5.1.3. Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os níveis de pH variaram (médias) de $6,72 \pm 0,30$ ($p < 0,05$) a $6,80 \pm 0,31$ ($p < 0,05$) ao longo das amostragens, ou seja, apresentaram níveis moderadamente ácidos. Resultado parecido foi identificado por Gonçalves (2009) também para o estuário do rio Amazonas. Precisamente no canal norte, entretanto suas médias variaram de 6,72 a 7,40, apresentando uma média de

7,06, ou seja, levemente alcalino. Já no presente estudo os únicos registros de uma moderada alcalinidade foram identificadas para o sitio P2, com o nível de 7,10, na coleta de Setembro/2011 e no sitio P1, com os níveis de 7,14; 7,27; 7,01, nas coletas de Março/2011, Novembro/2011 e Janeiro/2012, respectivamente. Ressalta-se que ambos os sítios encontram-se no canal norte do estuário, corroborando com os resultados encontrados por Gonçalves (2009).

Costa (2010) mediu valores de pH que se mantiveram alcalino no período de seu estudo no estuário de Curuçá (PA), apresentando médias $7,72 \pm 0,17$. Cardoso (2009) também identificou o mesmo padrão para o estuário do rio Guajará-Mirim (PA) com uma média variante de $7,81 \pm 0,19$ a $7,30 \pm 0,24$ na maré vazante e de $7,75 \pm 0,27$ a $7,91 \pm 0,66$ na maré enchente. Os níveis de pH em estuário estão relacionados com o fluxo e o refluxo das marés e da quantidade de água doce dos tributários, podendo apresentar-se de forma ácida e alcalina, chegando até apresentar limites efetivos para a vida marinha (pH entre 6,5 e 9,0) (SASSI, 1991; PERKINS, 1974; COSTA, 2010).

Observando a distribuição do pH ao longo dos períodos sazonais e do espaço (amostragem trimestrais) verifica-se que este não apresentou oscilações significativas, mantendo-se ácido majoritariamente em todos os sítios de amostragem ($p = 0,836$) (Figura 5). Sazonalmente, os níveis de pH apresentaram variações significativas ($p = 0,0209$), principalmente no que tange a comparação do período seco e chuvoso, pois o Teste Kruskal-Wallis mostrou alteração nos níveis de pH nas amostragens de Setembro/2011, a qual apresentou para o sitio P2 um valor de pH alcalino (7,10) a Abril/2012 com valores ácidos ($p < 0,05$). Contudo, as médias apresentaram uma distribuição espaço-sazonal majoritariamente ácida no estuário estudado. Resultado semelhante foi encontrado por Santana (2004), onde o mesmo observou para o estuário do rio Marapanim (PA) valores de pH que variaram de ácido, no período chuvoso a alcalino no período de estiagem. Esta mesma conclusão foi encontrada por Costa (2010) para o estuário de Curuçá, por Cardoso (2009) para o estuário de Guajará-Mirim e por Pereira (2007) para o estuário do rio Catu, mas tendenciando para a alcalinidade. Segundo Schmigelow (2004) em regiões estuarinas o pH tende a manter-se homogeneizado tanto para a acidez como para a alcalinidade, dependendo das condições ecossistêmicas características de cada ecótono, pois em regiões de influência oceânica, seja ela mínima ou não, a mesma exerce um efeito tampão sob os níveis de pH em tais áreas. No caso do estuário do rio Amazonas, permitiu a acidez identificada.

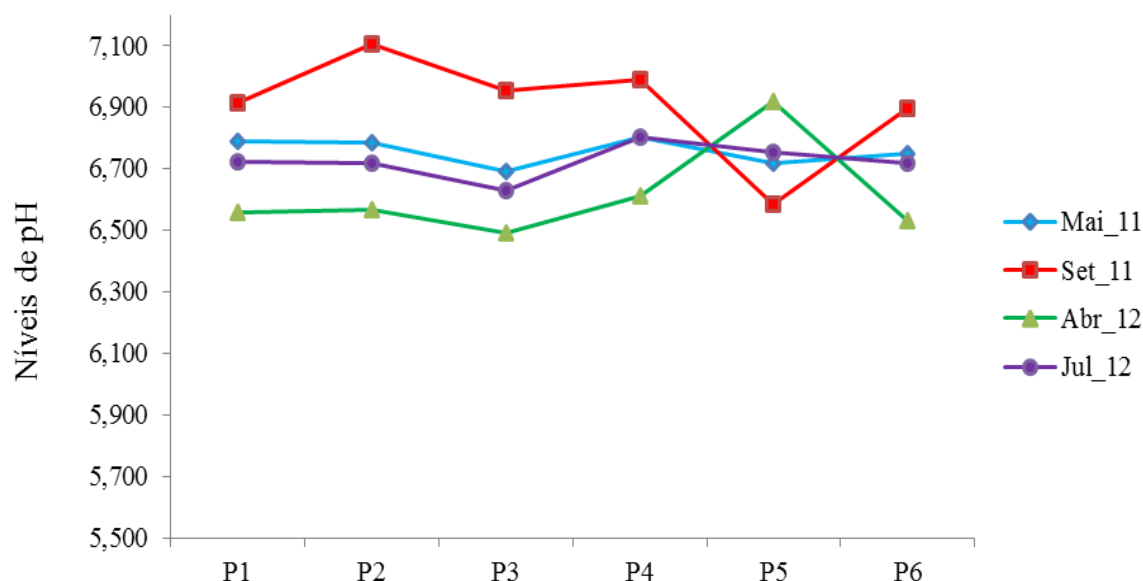


Figura 5: Valores de pH ao longo das amostragens trimestrais no estuário do rio Amazonas.

Para ambientes de rios, resultado similar foi verificado. Cunha (2012) encontrou médias que variaram de 5,1 a 5,9, caracterizando as águas dos rios Araguari e Falsino consideravelmente mais ácidas. O mesmo foi observado por Brito (2008) também para o rio Araguari, confirmando a tendência de que os rios amazônicos são naturalmente ácidos (SOUZA, 2008). Ambos encontraram níveis de pH em desconformidade com o estabelecido pelo CONAMA de acordo com a classe dos rios estudados.

Segundo o CONAMA (Resolução 357/2005) o estuário do rio Amazonas (classe 2) deve apresentar níveis de pH na amplitude de 6,0 a 9,0. Desta forma, as médias encontradas corroboram com os valores preconizados pela legislação, indicando a qualidade da água do estuário no que concerne ao potencial hidrogeniônico.

5.1.4. Oxigênio dissolvido (OD)

Os valores absolutos de oxigênio dissolvido variaram no estuário do rio Amazonas de $4,28 \pm 0,96 \text{ mg.L}^{-1}$ ($p < 0,05$) a $6,94 \pm 1,08 \text{ mg.L}^{-1}$ ($p < 0,05$) em todo o período de estudo. As médias oscilaram de 4,96 a 5,31 mg.L^{-1} , não desmostrando uma grande amplitude de variação. Resultado semelhante foi encontrado para o estuário de Santos-SP (MASUDA et al., 2011), apresentando uma média de 6,6 mg.L^{-1} . Para o estuário de Guajará-Mirim

observou-se uma oscilação de $3,00 \pm 0,42$ a $6,58 \pm 0,55$ mg.L⁻¹ na maré vazante e de $5,50 \pm 0,50$ a $6,13 \pm 0,72$ mg.L⁻¹ na enchente (CARDOSO, 2009). Melo-Magalhães et al. (2004) detectaram uma variação na taxa de oxigênio dissolvido de 3,80 a 6,41 mg.L⁻¹ no período seco e 3,44 a 5,20 mg.L⁻¹ no período chuvoso para o sistema estuarino Mandaú/Manguaba (AL), verificando a ausência de sazonalidade bem definida para este parâmetro, correlacionando as variações de oxigênio aos movimentos de maré, onde os valores mais baixos foram registrados para a baixa-mar, em virtude da maior influência fluvial, e os valores elevados foram detectados durante preamar, em função dos processos de misturas pela penetração das águas marinhas. Diferentemente, no estuário do rio Catu, Pereira (2007) observou-se uma nítida sazonalidade na distribuição do oxigênio dissolvido. Verificou-se uma diferença significativa ($p < 0,05$) entre os dois períodos de amostragens (seco e chuvoso), pois as médias do gás dissolvido variaram de 5,4 a 6,6 mg.L⁻¹, respectivamente, no estuário citado.

Em ambientes de rios, como os Araguari e Falsino, os valores médios de oxigênio dissolvido encontrados foram baixos. Cunha (2012) verificou uma variação de 5,9 a 6,5 mg.L⁻¹, justificando a média mais baixa à temperatura tropical da área de estudo que solubiliza este gás dentro do sistema hídrico. Brito (2008) encontrou para esta mesma área um valor mínimo de 5,2 mg.L⁻¹, afirmando uma possível fonte poluidora sendo lançada ao rio, possibilitando a depreciação do oxigênio. O autor chegou a esta conclusão em virtude do valor apresentado ser aferido em locais de influência direta de áreas povoadas.

No que tange a variação espaço-sazonal (amostragens trimestrais) do oxigênio dissolvido dentro do ecossistema estuarino do rio Amazonas, observa-se uma certa diferenciação em sua distribuição, tendo médias mensais que apresentaram uma amplitude de 4,63 a 6,08 mg.L⁻¹ ao longo das amostragens (Figura 6). O maior valor aferido (6,92 mg.L⁻¹) foi para o mês de setembro (período seco), em contrapartida o menor (4,28 mg.L⁻¹) foi aferido para o mês de maio (período chuvoso). Apresentando desta forma uma significativa variação sazonal ($F=7,1344$, $p=0,002$) de acordo com o Teste de Tukey. O mesmo resultado foi encontrado por Gonçalves (2009) para esta área, afirmando que o grande aporte de chuva característico da região amazônica nos meses de Janeiro, Março, Abril e Maio influem na diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, bem como condutividade elétrica e pH, estas última tendência também observada pela presente pesquisa. Resultado semelhante foi encontrado para o sistema estuarino Madaú/Manguaba, entretanto a variação foi creditada aos movimentos de maré e não aos períodos sazonais (MELO-MAGALHÃES et al., 2004). Para

Pereira (2007) a sazonalidade influenciou na concentração de oxigênio dissolvido no estuário de Catu (CE), onde os maiores valores estavam relacionados ao período chuvoso.

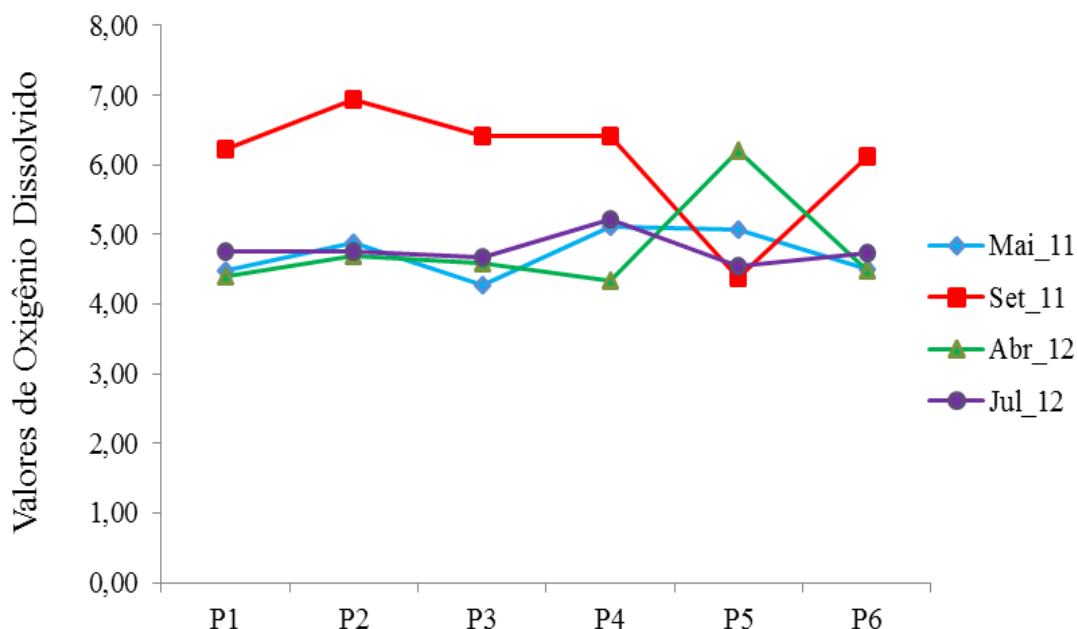


Figura 6: Valores de oxigênio dissolvido ao longo das amostragens trimestrais no estuário do rio Amazonas.

Comparando os valores aferidos com o preconizado pela resolução 357/2005 do CONAMA, percebe-se que 75% das médias mensais encontraram-se abaixo do valor estabelecido (5 mg.L^{-1}), mostrando a desconformidade sazonal deste parâmetro com os padrões de qualidade da água. Com relação às médias por sítio de amostragem, observa-se que 50% (P1, P3, P6) apresentaram-se abaixo do valor preconizado. Os sítios em conformidade com a legislação, apresentaram uma amplitude máxima acima de 5 mg.L^{-1} estabelecida em $0,31 \pm 1,08 \text{ mg.L}^{-1}$ de concentração de oxigênio dissolvido ($p < 0,05$).

5.1.5. Biomassa fitoplanctônica

Biomassa é o peso total de todos os indivíduos de uma população ou comunidade por unidade de área ou de volume em um dado tempo. A biomassa pode ser expressa em termos de números de indivíduos, bem como pigmentos, peso fresco, carbono orgânico, nitrogênio orgânico, energia (joule) e adenosina trifosfato (ATP) (ESTEVEZ, 1998). Neste sentido, o

pigmento de clorofila-*a* é amplamente utilizado para estimar a biomassa de fitoplâncton em estudos ecológicos, sendo a mesma um dos principais responsáveis pela produção primária. O conhecimento de sua concentração pode dar indicações da biomassa do fitoplâncton e, por isto, nos últimos anos tem se tornado cada vez mais frequente esta utilização para expressar a biomassa fitoplanctônica (CLOERN e JASSBY, 2010; GAMEIRO e BROTAS, 2010; AQUINO, 2012).

Os valores de clorofila-*a* identificados para o estuário do rio Amazonas apresentaram médias que variaram por sítios de amostragem de $4,36 \pm 5,41 \mu\text{g/L}$ (sitio P1) ($p < 0,05$) a $10,59 \pm 6,39 \mu\text{g/L}$ (sitio P4) ($p < 0,05$). Em termos temporais as variações foram de $0,94 \pm 0,64 \mu\text{g/L}$ (Abril/2012) ($p < 0,05$) a $18,38 \pm 8,02 \mu\text{g/L}$ (Maio/2011) ($p < 0,05$), ambos no período caracterizado como chuvoso (SOUZA e CUNHA et al., 2010). Para as amostragens de Maio/2011 a maior concentração foi de $33,38 \mu\text{g/L}$ (sitio P4), já para o mês de Abril/2012 a concentração mais representativa foi de $1,98 \mu\text{g/L}$. (sitio P5) (Figura 7). Para concentração de clorofila-*a* observou-se uma variação significativa ($p = 0,003$) entre os meses de amostragens, sobretudo, entre as coletas de Maio/2011 e Abril/2012 ($P < 0,05$) e Maio/2011 e Julho/2012 ($p < 0,05$), observando-se, também, que a sazonalidade anual influenciou na biomassa fitoplanctônica, mas em uma variação interanual para este parâmetro.

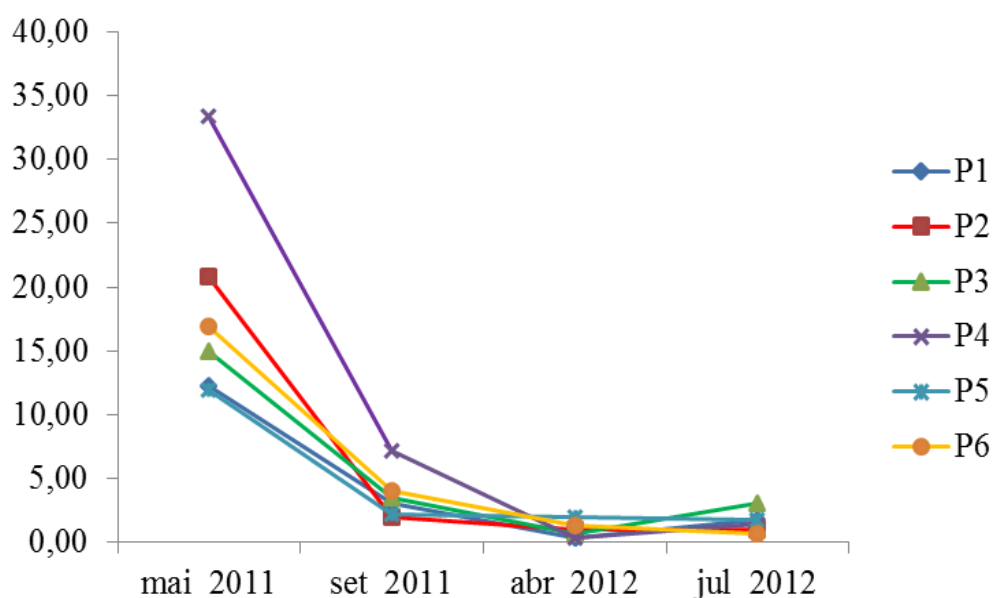


Figura 7: Concentração de biomassa ao longo das amostragens trimestrais no estuário do rio Amazonas

Os maiores valores encontrados para a biomassa fitoplanctônica estavam relacionados com o período chuvoso. Santos-Fernandes et al. (1998) afirmam que a variação sazonal identificada para biomassa depende intrinsicamente das condições físicas locais do ambiente. Ecossistemas hídricos de pequeno porte, como rios de pequenas dimensões e lagos com grande influência terrígena tendem a apresentar um maior florescimento fitoplanctônico no período seco, ao passo que ambientes com baixa influência terrestre, como os estuários, tendem a apresentar maior concentração de biomassa no período chuvoso. O que corrobora com os valores registrados pelo presente estudo. Resultado semelhante foi identificado por Ressurreição (1990) para o estuário do rio Paraíba do Norte, onde observou-se uma correlação direta dos maiores índices pluviométricos com o aumento da biomassa do fitoplâncton em estações de coleta mais afastadas da costa, com menos influência terrígena. Leão et al. (2008) também verificaram os maiores valores de biomassa algal para o período chuvoso no estuário do rio Igarassu (PE), justificando isto ao possível carreamento de nutrientes pelo fluxo limnético e menor diluição dos mesmos pela água do mar, salinidade reduzida e mistura da coluna d'água mais intensa. O mesmo resultado foi encontrado por Bastos et al. (2005) para o estuário do rio Una (PE).

De posse desta premissa, afirma-se, ainda, que no período chuvoso a concentração de biomassa apresentou um aumento gradativo em direção ao canal sul, sentido contrário às cidades de Macapá e Santana-AP. Este mesmo padrão foi observado também para o período seco (Setembro/2011) onde a concentração variou de 1,97 µg/L (sitio P2) a 7,22 µg/L (sitio P4). O único período que não apresentou esta tendência foi o de transição chuvoso-seco, onde as concentrações variaram de 0,73 µg/L (sitio 6) a 3,09 µg/L (sitio P3), em sentido a área urbana, contrário aos demais períodos.

Para o estuário do rio dos Passos (AQUINO, 2012) a concentração de clorofila-*a* oscilou de 1,2 a 21,3 µg/L, tendo a média mínima (4,19 µg/L) relacionada com o sítio de amostragem de maior influência marinha, durante a estiagem. Já a concentração média mais elevada (10,58 µg/L) esteve relacionada com a estação chuvosa. Corroborando com os dados encontrados para o estuário do rio Amazonas. Entretanto, para o estuário citado não se observou uma distribuição espacial ou sazonal significativa. Em águas estuarinas tropicais os índices pluviométricos tendem a ser um dos fatores mais importantes para o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica, influenciando em maior concentração de clorofila-*a* em períodos chuvosos ou em estações com maiores amplitudes térmicas (PASSAVANTE e FEITOSA, 2004; BASTOS et al., 2011; GAMEIRO et al., 2011). Esta mesma relação foi

encontrada por Santos-Fernandes et al. (1998) para o estuário do rio Jaguaribe (PE), por Leão et al. (2008) para o estuário do rio Igarassu (PE) e por Silva et al. (2004) para o estuário do rio Formoso (PE).

Em ambientes puramente limnológicos Cunha (2012) encontrou baixos valores ($<10 \mu\text{g/L}$) para concentração de clorofila-*a* nos rios Araguari e Falsino, justificando isto às características oligotróficas do ambiente. Ao contrário dos resultados encontrados para a presente pesquisa, os quais corroboram com outros trabalhos de ambientes estuarinos (PAIVA et al., 2006; AQUINO, 2012), para os rios Araguari e Falsino observou-se uma tendência sazonal diferente, com as maiores concentrações de biomassa relacionadas com o período seco. Gonçalves (2009) ao avaliar as concentrações de clorofila-*a*, também, para o estuário do rio Amazonas, encontrou concentrações médias que variaram de 0,49 a 4,49 $\mu\text{g/L}$, similares aos valores encontrados para a presente pesquisa. Entretanto, Gonçalves (2009) não verificou, estatisticamente, uma sazonalidade na concentração de clorofila-*a* no ecossistema estuarino do rio Amazonas.

No que tange o recomendado pelo CONAMA (Resolução 357/2005) observa-se que as médias sazonais (0,35 a 18,39 $\mu\text{g/L}$) e espaciais (4,4 a 10,6 $\mu\text{g/L}$) apresentaram-se abaixo do preconizado para rios de classe 2, isto é, apresentaram valores abaixo de 30 $\mu\text{g/L}$.

5.2. COMPOSIÇÃO DO FITOPLÂNCTON

Um total de 155 táxons foi identificado no decorrer do estudo (Apêndice 1). Destes, 112 (72,26%) foram definidos em nível específico, 34 (21,94%) em nível genérico e, ainda, 9 (5,81%) variedades foram somadas ao total de táxons registrados. Os táxons identificados encontraram-se divididos em quatro divisões taxonômicas, as quais foram: Chlorophyta (71,61%), Cyanophyta (15,48%), Bacillariophyta (11,61%) e Euglenophyta (1,29%).

A divisão Chlorophyta foi representada pelas classes Ulvophyceae (0,65%), Chlorophyceae (15,48%) e Zygnematophyceae (55,48%). As Cyanophyta foram representadas pela classe Cyanophyceae (15,48%). A divisão Bacillariophyta esteve distribuída em três classes, Mediophyceae (1,29%), Coscinodiscophyceae (2,58%) e Bacillariophyceae (7,74%) e a Euglenophyta foi representada pela sua única classe, Euglenophyceae (1,29%) (Figura 8).

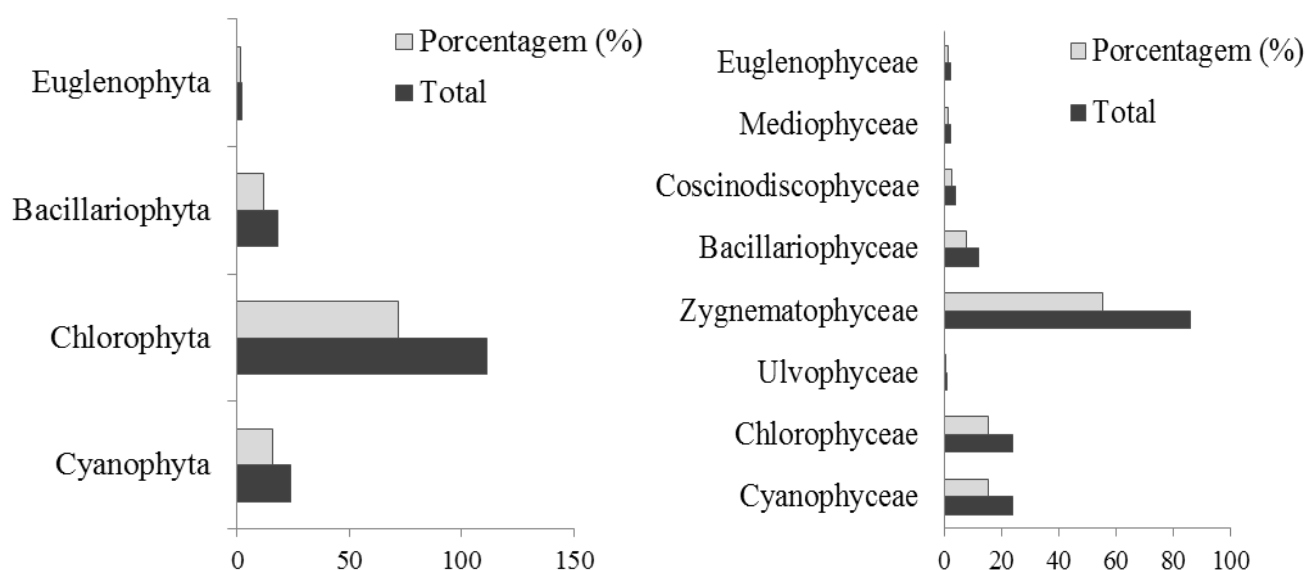


Figura 8: Distribuição dos táxons em divisões e classes identificados na pesquisa.

A divisão Chlorophyta apresentou a maior riqueza dos táxons (111), principalmente em função de somar as duas classes mais representativas no período de estudo, as quais foram Chlorophyceae e Zygnematophyceae que apresentaram, respectivamente, 24 e 86 táxons. Em contraste as classes Mediophyceae (1,29%) e Euglenophyceae (1,29%) foram as menos representativas, somando apenas 2,58 % do total de táxons registrados.

Ao comparar este dado com os demais estudos realizados em região de estuário, observou-se um cenário diferente. Santana et al. (2010) encontraram a predominância de diatomáceas (Bacillariophyta), o equivalente a 77,3% dos organismos identificados, no estuário do Marapanim (PA). Os autores explicam que as diatomáceas são relatadas, majoritariamente, com maior incidência nos estudos de estuários tropicais e subtropicais em que o fluxo e interferência marinha são mais notáveis. Costa (2010) identificou um total de 170 táxons distribuídos em quatro divisões, onde a Bacillariophyta foi mais uma vez predominante, com 149 espécies no Estuário do Rio Curuçá (Curuçá-PA). A presença significativa desses organismos foi associada à sua relação íntima com a alta energia produzida nesses ecossistemas, que tende a manter a coluna d'água enriquecida, impedindo a sedimentação de tais organismos para zonas menos iluminadas e, conseqüentemente, menos produtivas. Este mesmo resultado foi encontrado por Cardoso (2009) no Estuário do Rio Guajará-mirim (Vigia-PA), por Leão et al. (2008) no Estuário do Rio Igarassu (PE), por Silva et al. (2009) no estuário do rio Formoso (PE) e por Melo-Magalhães et al (2004) para o sistema estuarino Madaú/Manguaba (AL). Todos justificam o predomínio de diatomáceas à sua característica ecológica eurihalina, ou seja, adaptadas a variação da salinidade no

ambiente. Procopiak et al. (2006) afirmam que as diatomáceas constituem um dos principais grupos de algas encontrados em ambientes marinhos neríticos e estuarinos com maior influência oceânica, que na presente situação é quase exclusivamente fluvial nos dois transectos.

Contudo, no que diz respeito à presença e ao registro de diatomáceas em ambientes estuarinos, um cuidado deve ser tomado nos levantamentos florísticos. Gessner e Simonsen (1967) chamam atenção para o fato da alta resistência das frústulas das diatomáceas, as quais podem ser transportadas para locais distantes da desembocadura estuarina, mascarando, assim, a real composição florística local. Estas carapaças vazias chegam a áreas distantes devido à alta turbulência da água. Desta forma, a resistência das diatomáceas às condições hidráulicas do meio, não permite que as mesmas possam ser seguramente consideradas como indicadores ambientais, principalmente em estuários amazônicos, onde a grande turbulência das águas é uma de suas principais características.

Com base nisto, observa-se que a composição do fitoplâncton do estuário do rio Amazonas não segue o padrão dos estuários citados. Isto pode estar relacionado às características que predominam em seu ecossistema. Santana et al. (2010) apesar de terem encontrado a predominância de diatomáceas em sua pesquisa, registraram, também, a presença significativa de Chlorophyta em sítios de coletas próximos a foz do estuário do Marapanim (Pará), relacionando a presença das mesmas à baixa salinidade desta específica região do estuário. Smayda (1983) afirma que em ambientes estuarinos a presença de Chlorophyta relaciona-se com a predominância do fluxo limnético, o qual promove baixos valores de salinidade (COSTA, 2010), permitindo o seu desenvolvimento algal. Desta forma, com base na composição fitoplanctônica encontrada, sugere-se que os canais norte e sul do estuário do rio Amazonas recebem uma carga limnética superior à carga oceânica, permitindo desta forma a prevalência de características limnológicas e a maior riqueza de Chlorophyta, grupo caracteristicamente limnético, apesar de seu comportamento lótico.

Para melhor explicar este cenário, afirma-se que do total de táxons registrados como Chlorophyta, 73,87% compreendem a família Desmidiaceae (Zygnematophyceae) (Figura 9). As desmídias, assim chamadas, são algas exclusivamente de água doce e características de ambientes com baixa salinidade e condutividade elétrica (BROOK, 1981) Faz-se a ressalva que esta última tendência foi observada para a área de estudo. Souza e Melo (2011) afirmam que este grupo de algas tem preferência por sistemas dulcícolas, mas também podem ocorrer em ambiente salobro, sendo característicos de meios oligo-mesotróficos. Elas apresentam uma

distribuição cosmopolita, entretanto, observa-se um aumento gradativo na representatividade deste grupo em direção à linha do Equador, principalmente, em função da temperatura nos trópicos apresentar valores entre 25-30°C, adequados para o seu desenvolvimento (COESEL, 1996; COESEL e WARDENAAR 1990; MELO et al., 2005), corroborando com os valores térmicos encontrados pela presente pesquisa. Como o estuário do rio Amazonas encontra-se geograficamente em uma área cortada pela linha do equador, onde o grau de longitude promove atributos promissores para a manutenção da biodiversidade, sugere-se que tais características sobressaem na área de estudo e permitem que as desmídias (Chlorophytas) possam predominar no ambiente.

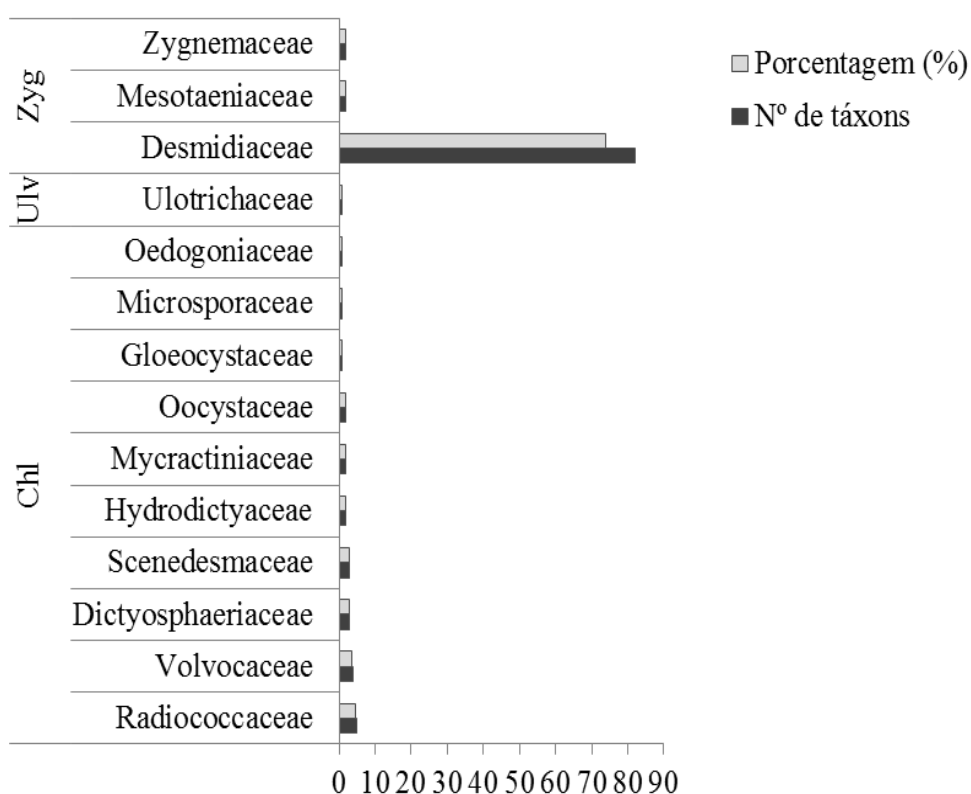


Figura 9: Famílias de Chlorophytas registradas no período de estudo. **Chl** – Chlorophyceae; **Ulv** – Ulvophyceae; **Zyg** – Zygnematophyceae

O padrão encontrado para o estuário do rio Amazonas corrobora com estudos realizados em ambiente de rios. À exemplo, Cunha (2012) encontrou a maior riqueza para a divisão Chlorophyta (71,9%), seguida de Cyanophyta (14,6%) e Bacillariophyta (10,9%) nos rios Araguari e Falsino (AP). Este mesmo padrão foi encontrado por Oliveira (2007) também para o rio Araguari, tendo como maiores representantes, as classes Chlorophyceae (52 táxons) e Zygnematophyceae (12 táxons). Aprille e Mera (2007) encontraram 49,7% de táxons

representantes da divisão Chlorophyta no rio Urubui (AM), demonstrando-se a divisão mais rica em termos de espécie. Ambos justificam a ocorrência e predominância da divisão Chlorophyta às características oligotróficas do meio, baixa condutividade elétrica e presença de macrófitas nos rios estudados.

A segunda maior riqueza para o estuário do rio Amazonas foi representada pela divisão Cyanophyta. A mesma somou um total de 24 táxons, o equivalente a 15,48% de todos os organismos registrados. Esse mesmo padrão ocorreu nos estuários do Rio Agarassu-PE (LEÃO et al., 2008), Rio Catu - CE (PEREIRA, 2007), Rio dos Passos (AQUINO, 2012) e no sistema estuarino Mandaú/Manguaba (MELO-MAGALHÃES et al., 2004), onde a presença do grupo estava relacionada com os maiores índices pluviométricos e, consequentemente, a maior carga do fluxo limnético nos estuários (SANTANA et al., 2010), o mesmo padrão registrado para a ocorrência de Chlorophyta.

A presença de cianobactérias foi registrada em todos os seis sítios de amostragens, ou seja, se fez presente em ambos os canais. A maior riqueza (14 táxons) foi identificada para o sítio P6 (julho/2012) em direção contrária à área urbana. Contudo, a presença de cianobactérias no ambiente aquático relaciona-se intimamente com a bioindicação de sua qualidade. Costa (2010) afirma que tais organismos contribuem significativamente para a biomassa e produção primária em ambientes tropicais e subtropicais, pois são os únicos que detêm a capacidade de fixar nitrogênio atmosférico, o que contribui para o surgimento de florações em corpos d'água.

Dentre os gêneros identificados, o mais representativo foi *Aphanocapsa* (20,83%), seguido de *Oscillatoria* (16,67%) e *Anabaena* (12,50%), sendo os três caracterizados como potencialmente tóxicos. Sant'anna et al. (2006) relatam que os mesmos são produtores de hepatotoxinas (*Aphanocapsa*, *Anabaena* e *Oscillatoria*) e neurotoxinas (*Oscillatoria*), que em contato com o organismo animal podem causar intoxicações agudas e crônicas, e dependendo da dose ingerida podem provocar a morte em questão de horas. Além dos citados, algas do gênero *Microcystis* produzem a microcistina (hepatotoxina) e este gênero foi registrado no estuário do rio Amazonas, em menor número de táxons (8,33%), mas com a presença da principal produtora deste metabolito, *Microcystis aeruginosa*. Outros gêneros com relatos de produção de microcistina, também, foram registrados, como *Nostoc* e *Synechocystis*. Desta forma, 42,86% (seis táxons) dos gêneros de cianobacterias registrados são relatados na literatura como potencialmente tóxicos (ANCIUTTI e COCHÔA, 2010; BRANDÃO e DOMINGOS, 2006; DEBERDT, 2004; FERRÃO-FILHO, 2009). Este é um dado importante

na perspectiva de que a região estudada poder ter influência na área de captação de água para o abastecimento público das cidades de Macapá-AP e Santana-AP (PINHEIRO et al., 2008).

No que diz respeito à frequência de ocorrência, do total de táxons registrados, 40% foram classificados como esporádicos (E), 36,13% como pouco frequentes (PF), 15,48% como frequentes (F) e 8,39% como muito frequentes (MF) (Figura 10). As classes muito frequentes (MF) foram: Cyanophyceae, Chlorophyceae e Zygnematophyceae, registradas em todos os meses e sítios de amostragens.

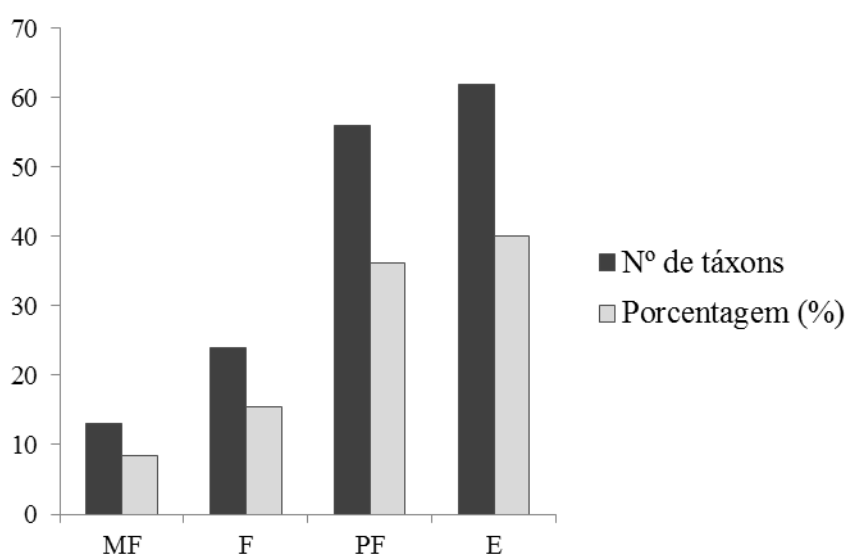


Figura 10: Número de táxons registrados em classe de frequência. **MF:** Muito Frequente; **F:** Frequente; **PF:** Pouco Frequente; **E:** Esporádico.

Dentre os táxons muito frequente (MF) encontram-se: *Pediastrum duplex* (97%), *Asterionella* sp. (90%), *Oscillatoria princeps* (90%), *Staurastrum manfeldti* (90%), *Aulacoseira granulata* (87%), *Eudorina* sp. (84%), *Anabaena circinalis* (81%), *Staurastrum rotula* (81%), *Microcystis wesenbergii* (77%), *Staurastrum leptachanthum* (77%), *Micrasterias furcata* (74%), *Microcystis aeruginosa* (74%) e *Volvox* sp. (71%). Faz-se a ressalva que apesar das diatomáceas não apresentarem uma significativa riqueza no estuário do rio Amazonas, o gênero *Asterionella* e a espécie *Aulacoseira granulata* mostraram-se muito frequentes, com 90% e 87% de ocorrência no período de estudo. Resultado semelhante foi observado nos estuários do Rio Curuçá (Curuçá-PA) (COSTA, 2010), Marapanim (SANTANA et al., 2010) e Guajara-mirim (CARDOSO, 2009) para outros táxons de diatomáceas, como *Polymyxus coronalis* e *Actynociclus* sp., os quais também foram

registradas para o rio Amazonas, porém como frequente e pouco frequente, respectivamente. Entretanto, do universo de táxons muito frequentes (MF) a divisão Chlorophyta foi mais representativa (53,85%), seguida de Cyanophyta (30,77%) e Bacillariophyta (15,38%). Em síntese, tais táxons mostraram-se altamente adaptados tanto no tempo quanto no espaço no período de estudo.

Dentre os organismos mais frequentes (MF e F), a classe Zygnematomyceae apresentou o maior número de táxons (54,05%), seguida de Cyanophyceae (24,32%) e Chlorophyceae (8,11%). O estudo da frequência de ocorrência mostra a grande adaptação das Zygnematomyceae frente às condições ecossistêmicas encontradas no estuário do rio Amazonas, uma vez que independente da classe de frequência (MF, F, PF, E), as mesmas mostraram-se presentes/predominantes tanto de forma muito frequente (66,67%) como esporádica (51,61%). Diferentemente dos resultados encontrados para os estuários do rio Formoso (AQUINO, 2012), e rio Igarassu (LEÃO et al., 2008) e, também, para estudos realizados em ambientes de rios, como nos Araguari e Falsino (CUNHA, 2012), onde em ambos a maior frequência foi representada pelas diatomáceas. O mesmo padrão encontrado para o rio Amazonas foi encontrado para a baía do Guajará e foz do rio Guamá (PAIVA et al., 2006) que apesar de apresentar a maior riqueza de espécies de Bacillariophyta, apresentou uma maior frequência de Chlorophyta, em especial, desmídias que ocorreram em todos os sítios e meses de amostragem.

No estuário do rio Amazonas não se observou uma sazonalidade na composição fitoplanctônica, entretanto observou-se uma espacialização em sua composição a partir da análise de Cluster realizada com um significativo grau de agrupamento (0,84). Percebeu-se de forma nítida a formação de dois grandes grupos distintos, Grupo A e Grupo B, os quais representam, majoritariamente, amostras que compreendem o canal norte e o canal sul, nesta ordem (Figura 11).

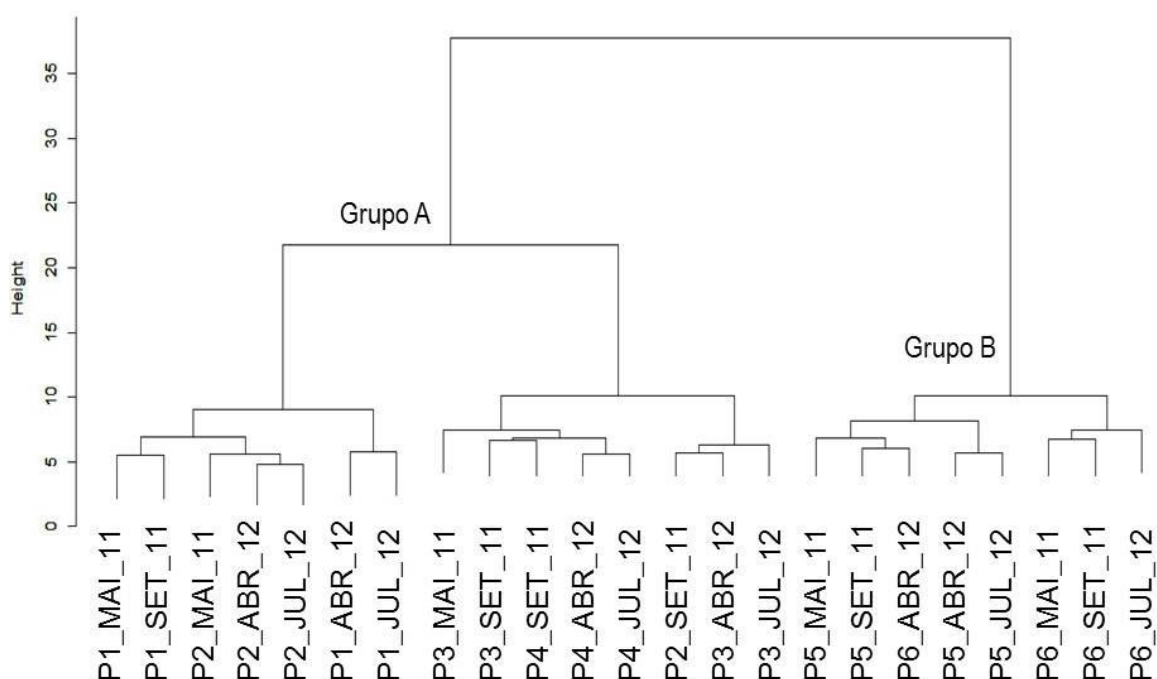


Figura 11: Dendrograma de associação dos sítios e meses de amostragem no estuário do rio Amazonas (Amapá).

Desta forma, observa-se que todas as amostragens do canal norte (P1, P2 e P3) agruparam-se no Grupo A e o mesmo aconteceu para o Grupo B com os sítios e amostras do canal sul, com exceção do sítio P4 que se aglomerou com o primeiro grupamento. Isto mostra que a composição do fitoplâncton diferencia-se entre os canais. Os mesmos mostraram uma diferença na sua composição do fitoplâncton, principalmente em relação ao sítio P1, o qual se encontra mais próximo das áreas urbanas, o que pode ter influenciado neste resultado, pois do total de táxons registrados, 34,83% (54 táxons) não ocorreram neste sítio. Passy e Blanchet (2007) demonstraram, a partir de inúmeras e significativas análises estatísticas, que áreas que sofrem influência humana tendem a apresentar um declínio na diversidade alfa (riqueza de espécies) do fitoplâncton, acompanhado de uma homogeneização do ambiente, como também, a dominância de espécies cosmopolitas (generalistas) e uma redução na riqueza de espécies endêmicas (especialistas). Dentre os táxons não registrados para o sítio P1, 48,15% são da classe Zygnematomyceae, seguida de Chlorophyceae (22,22%), Cyanophyceae (14,81%). Bacillariophyceae (5,56%), Euglenophyceae (3,70%), Ulvophyceae (1,85%), Coscinodiscophyceae (1,85%) e Mediophyceae (1,85%), ou seja, todas os grupos identificados para o estuário do rio Amazonas possuíam representantes não registrados para o sítio P1. Em

especial a classe Euglenophyceae, que apresentou somente dois táxons em todo o período de estudo, entre eles *Phacus gigas*, que se fez restrito ao grupamento B, especificamente no sítio P5 (Setembro/2011).

Como ficou evidente uma separação entre os canais e esta é reforçada fisicamente pela presença de uma ilha que os divide, pode-se afirmar que a influência limnética e oceânica exercida em ambos, permite uma diferenciação na composição do fitoplâncton nesta região do estuário, possibilitando a ocorrência de táxons a áreas restritas do ecótono, a exemplo *Actinella mirabilis* e *Caloneis* sp. que só foram registradas para o canal sul, ambos Bacillariophyceae, os quais tem preferência por ambientes ácidos de regiões tropicais (*A. mirabilis*) (MELO et al., 2010) e com representantes, predominantemente, marinhos (*Caloneis* sp.) (BICUDO e MENEZES, 2006)

Esta mesma análise (Cluster) foi desenvolvida por Costa (2010) e Cardoso (2009) para os estuários de Curuçá e Guajará-Mirim, nesta ordem. Entretanto, os autores notaram para ambos os estuários uma relação sazonal na estrutura da comunidade fitoplanctônica identificada e não espacial, como encontrado para o estuário do rio Amazonas. Para o estuário de Curuçá, Costa (2010) percebeu a separação evidente de dois grupos, um composto pelas amostras coletadas em agosto/2004 e outro composto pelas amostras de Janeiro/2005. A autora creditou este resultado aos índices pluviométricos na região de Curuçá que determinam uma estação seca de Julho a Dezembro e uma estação chuvosa de Janeiro a Junho ao longo do ano. Este mesmo resultado foi evidenciado por Cardoso (2009) para o estuário de Guajará-Mirim, onde a análise permitiu agrupar todas as amostras coletadas em Janeiro, caracterizando o período de chuva e outro grupo com amostras predominantemente de Julho, Setembro e Novembro, representando o período de estiagem.

Tendo como base a análise das amostragens trimestrais, nota-se que a maior riqueza na composição do fitoplâncton do estuário do rio Amazonas foi observada para as coletas de Maio/2011 e Julho/2012 de forma concomitante, com a presença de 92 táxons. Em contraste, a menor riqueza foi representada pela amostragem realizada em Setembro/2011, com 88 registros (Figura 12). Souza e Cunha (2010) e Souza et al. (2009) afirmam que o clima no Amapá apresenta duas estações sazonais, o período mais seco (chuva trimestral abaixo de 200 mm) que compreende os meses de Setembro a Novembro; e o mais chuvoso (chuva trimestral acima de 1000 mm) que ocorre de Março a Maio ao longo do ano. Ressalta-se que o período que compreende os meses de Junho a Agosto é caracterizado por uma queda abrupta do volume de chuva no estado, configurando a transição dos períodos chuvoso-seco.

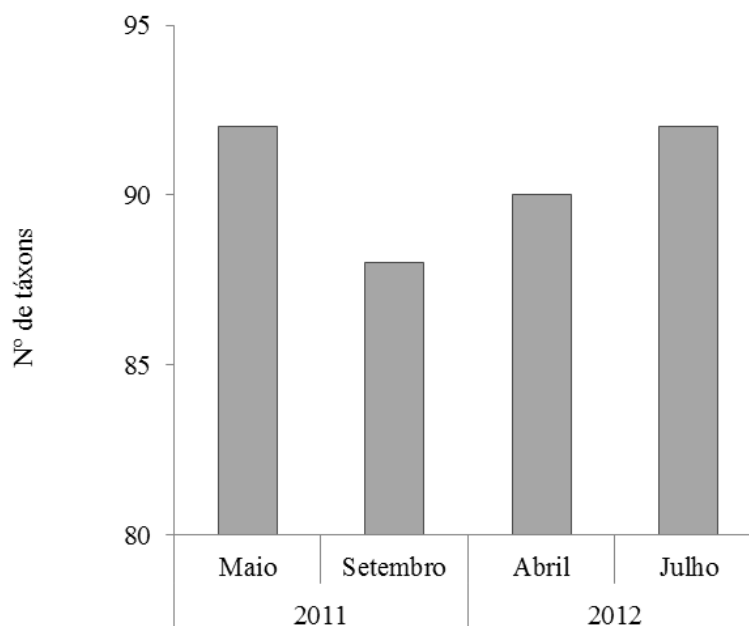


Figura 12: Riqueza de espécies ao longo do período das amostragens trimestrais

Desta forma, observa-se que os maiores índices de riqueza ocorreram na estação chuvosa (Maio/2011) e na transição chuvoso-seco (Julho/2012) e o menor índice para a estação seca (Setembro/2011). Contudo, apesar da diferença, observa-se que esta não é tão evidente, pois entre o mínimo e o máximo de riqueza, a diferença está representada por quatro táxons somente. O que mostra mais uma vez a ausência de um efeito significativo da sazonalidade na comunidade de microalgas no período de estudo. Observa-se, ainda, que a composição do fitoplâncton não apresentou expressiva alteração entre os dois períodos (chuvoso e seco), pois em ambos, a classe Zygomatophyceae apresentou a maior riqueza (64,13% (chuvoso); 54,55% (seco)), seguido das Cyanophyceae (15,22% (chuvoso); 19,32% (seco)). A única alteração significativa foi a presença das classes Mediophyceae (1,14%) e Euglenophyceae (1,14%) que se fez restrita ao período seco (Figura 13). Em períodos menos chuvosos, onde as condições climáticas são menos expressivas e a disponibilidade de iluminação no ambiente é maior, aumentando a transparência da água, o florescimento fitoplanctônico, também, torna-se mais evidente (PAIVA et al., 2006; COSTA, 2010) possibilitando o aparecimento de táxons relacionados a tais condições e vice-versa. Neste caso, pode-se afirmar, baseando-se na presença e ausência de táxons, que o período chuvoso foi mais rico em relação ao seco. E em contraste, este último foi mais diverso em relação ao chuvoso.

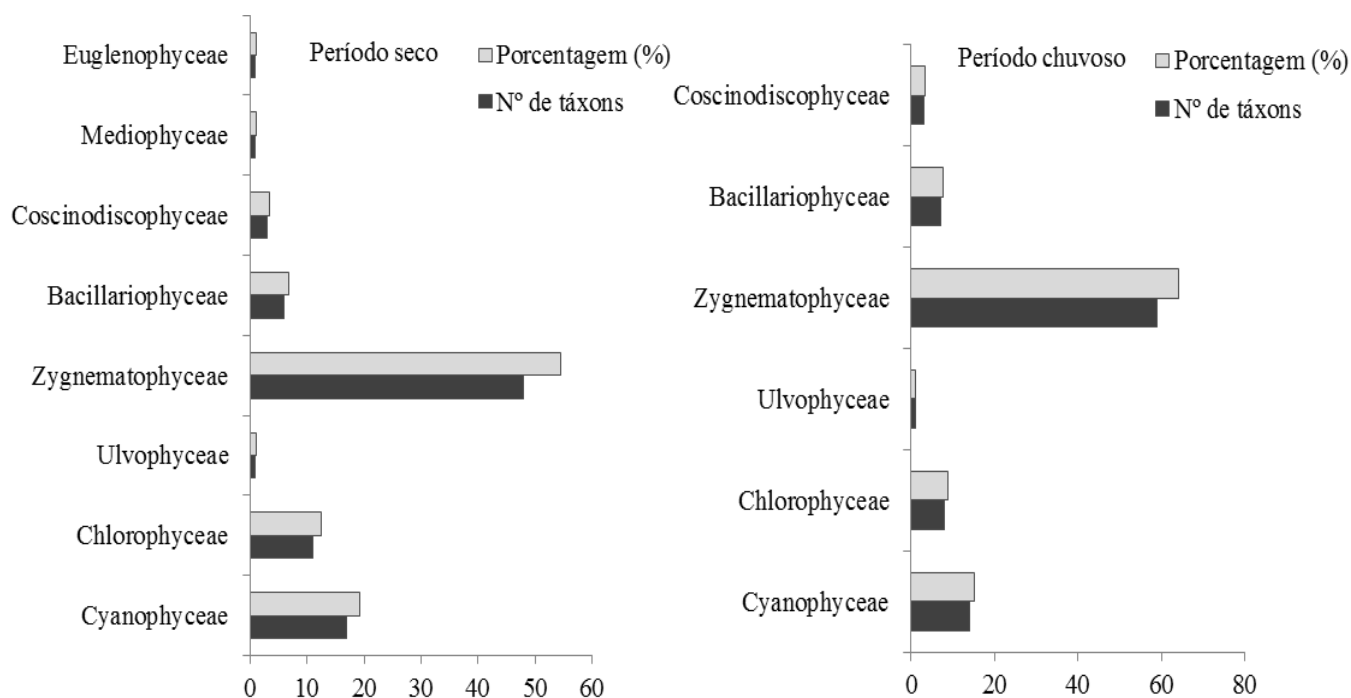


Figura 13: Composição do fitoplâncton do estuário do rio Amazonas em dois períodos sazonais (seco e chuvoso)

No estuário do rio Passos observou-se uma variação nítida entre os períodos sazonais, onde houve a presença exclusiva de 16 espécies (12,4%) na estiagem e 18 espécies (14%) no período de chuva, representadas por cianobactérias e diatomáceas (AQUINO, 2012). Em ambiente de rio, tal observação também foi feita, onde no período de seca houve o registro de uma riqueza de 79 táxons, com predominância de Chlorophyceae e Bacillariophyceae e no período chuvoso houve a presença de 33 táxons, com maiores representatividade de Chlorophyceae e Cyanophyceae para o rio Araguari (OLIVEIRA, 2007). Como se pode observar, em tais estudos, independente do ambiente, a sazonalidade na riqueza de espécies foi significativa, alterando a composição do fitoplâncton. O que não pôde ser observado para o estuário do rio Amazonas, mostrando que os organismos fitoplanctônicos que ali ocorrem são altamente adaptados e versáteis às condições sazonais do ecossistema.

Dentre os táxons muito frequente (MF >70%) no período chuvoso encontram-se: *Anabaena circinalis* (80%), *Aphanocapsa elegans* (80%), *Asterionella* sp. (100%), *Aulacoseira granulata* (80%), *Closterium setaceum* (80%), *Eudorina* sp. (100%), *Hyaloteca mucosa* (80%), *Micrasterias furcata* (100%), *M. mahabuleshwariensis* (100%), *Microcystis aeruginosa* (80%), *M. wesenbergii* (100%), *Oscillatoria princeps* (100%), *Pediastrum duplex* (100%), *Pseudoanabaena mucicula* (100%), *Spondylosium pulchrum* (80%), *Staurostrum boergesenii* (80%), *S. leptochanthum* (80%), *S. leptocladum* (80%), *S. manfeldtii* (80%), *S.*

setigerum (80%), *Volvox* sp. (100%) e *Xantidium trilobum* (100%). Onde observa-se mais uma vez a predominância de Zygnematophyceae (50%), seguida de Cyanophyceae (27,27%). O que leva a afirmar novamente a possível predominância do fluxo limnético (COSTA, 2010; SANTANA et al., 2010; SMAYDA, 1983) na composição do fitoplâncton na área estudada.

Com relação ao período seco, os táxons muito frequentes (MF >70%) foram: *Anabaena circinalis* (100%), *Asterionella* sp. (100%), *Aulacoseira granulata* (100%), *Cosmarium contractum* (83,33%), *Eudorina* sp. (100%), *Hyaloteca dissiliens* (83,33%), *Micrasterias furcata* (83,33%), *Microcystis aeruginosa* (100%), *M. wesenbergii* (100%), *Onychonema filiformis* (83,33%), *Oscillatoria perornata* (100%), *O. princeps* (100%), *Pediastrum duplex* (100%), *Polymyxus coronalis* (83,33%), *Staurostrum boergesenii* (100%), *S. leptochanthum* (100%), *S. leptocladum* (83,33%), *S. manfeldtii* (100%), *S. rotula* (100%) e *Xantidium antilopaeum* var. *mamilosum* (83,33%). Tendo predominância de Zygnematophyceae (50%), seguida de Cyanophyceae (25%). O mesmo padrão encontrado para o período chuvoso.

Com base na análise dos únicos estudos ficológicos realizados e publicados para o estado do Amapá (FÖRSTER, 1963; SOUZA e MELO, 2011; CUNHA, 2012), um total de 82 táxons se assemelham com os táxons identificados pela presente pesquisa. Desta forma, dos 155 táxons identificados para o estuário do rio Amazonas, 73 são novos registros para o estado do Amapá.

5.3. ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA COMPOSIÇÃO E BIOMASSA DO FITOPLÂNCTON

5.3.1. Riqueza

A análise de regressão linear mostrou que nenhum dos parâmetros abióticos monitorados influenciou na composição e riqueza do fitoplâncton no estuário do rio Amazonas. Para todos os períodos estudados o teste de regressão apresentou um *p* valor >0,05 entre a riqueza fitoplanctônica e as variáveis ambientais (Tabela 2)

Tabela 2: Resultados do teste de correlação entre a riqueza e as variáveis ambientais ($p < 0,05$) para as amostragens trimestrais.

	Maio/2011		Setembro/2011		Abril/2012		Julho/2012	
	<i>r</i>	<i>p</i> -valor	<i>r</i>	<i>p</i> -valor	<i>r</i>	<i>p</i> -valor	<i>r</i>	<i>p</i> -valor
Riqueza	0,80	0,290	0,86	0,246	-0,98	0,820	0,41	0,494
Cyanophyceae	0,99	0,044	-1,34	0,866	-2,48	0,961	0,48	0,465
Chlorophyceae	0,76	0,322	0,52	0,448	0,11	0,594	-0,18	0,671
Ulvophyceae	0,45	0,477	-2,18	0,942	0,71	0,349	0,33	0,521
Zygnematophyceae	0,90	0,210	0,97	0,103	0,30	0,534	0,61	0,403
Bacillariophyceae	-1,34	0,867	-1,56	0,853	-1,1	0,836	-0,26	0,690
Coscinodiscophyceae	0,98	0,085	0,98	0,074	-1,46	0,880	-1,71	0,905
Mediophyceae	-	-	0,73	0,341	0,65	0,387	0,28	0,539
Euglenophyceae	-	-	-	-	-0,59	0,756	-	-

Para o índice de riqueza da amostragem de maio/2011 o teste de regressão linear multivariado mostrou que, aproximadamente, 80% ($r=0,805$) dos parâmetros abióticos avaliados podem explicar a variação de riqueza encontrada. Entretanto, o *p* valor mostrou-se superior a 0,05 ($p=0,290$), mostrando que os valores de *r* entre as variáveis e a riqueza não são significativos. O mesmo ocorreu para as demais amostragens (Setembro/2011, Abril/2012, Julho/2012), as quais apresentaram, respectivamente, $r=0,86$ ($p=0,246$), $r=-0,98$ ($p=0,820$) e $r=0,41$ ($p=0,494$) para o teste realizado.

Isto pode estar relacionado com a homogeneidade espaço-sazonal encontrado para tais parâmetros do ecossistema estuarino do rio Amazonas. Apesar de alguns parâmetros apresentarem variações significativas sazonais, estas não foram influentes na riqueza do fitoplâncton. Verifica-se ainda que ao passo que a composição do fitoplâncton registrada esteve mais relacionada com o fluxo limnético dentro do estuário, observa-se que este padrão homogêneo segue o esperado para ambientes marinhos onde a quantidade de água é superior e inibe a possível ação de qualquer variável, seja ela físico-química ou hidráulica, sob a comunidade fitoplanctônica. Isto mostra que o volume hídrico encontrado no rio Amazonas permite manter características similares com as identificadas em extensos ambientes marinhos, como os oceanos. Permitindo desta forma não só uma homogeneidade abiótica como também biológica, pois para os quatro períodos sazonais estudados a riqueza apresentou

a mesma tendência, identificando um aumento gradual da mesma em direção ao canal sul (Figura 14)

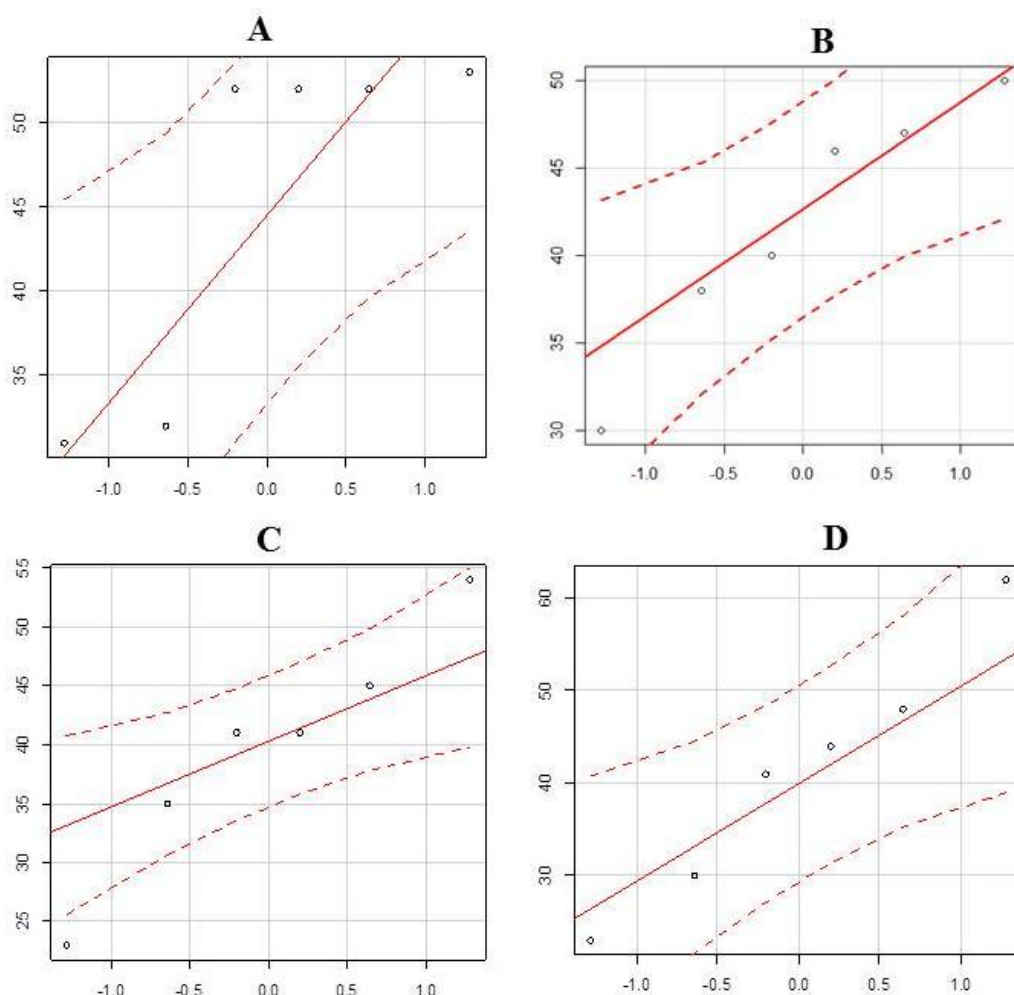


Figura 14: Variação espacial da riqueza fitoplânctônica ao longo das amostragens trimestrais. A) Maio/2011; B) Setembro/2011; C) Abril/2012; D) Julho/2012

Verifica-se, também, que a maioria dos parâmetros ambientais investigados apresentou uma variação sazonal significativa, o que não foi observado para a composição do fitoplâncton. Em contrapartida, as variáveis ambientais apresentaram-se harmônica ao longo do espaço, ao contrário da tendência apresentada pela riqueza fitoplânctônica que determinou uma diferenciação entre os sítios de amostragens. Isso comprova que a possível influência ambiental exercida sob a composição do fitoplâncton é mínima, mostrando uma interdependência das algas frente às variáveis abióticas.

Ao analisar a possível correlação entre classes identificadas e os parâmetros abióticos mensurados, percebeu-se que nenhuma se correlacionou significativamente ($p < 0,05$),

corroborando com os resultados encontrados para a riqueza. Contudo, um caso atípico ocorreu na amostragem de Maio/2011 para classe Cyanophyceae, a qual apresentou uma correlação significativa com condutividade elétrica e oxigênio dissolvido ($r=0,99$, $p=0,04$) (Ver tabela 2).

Para o estuário do rio Curuçá (COSTA, 2010) observou-se uma correlação direta dos índices de temperatura, turbidez e pluviosidade de forma majoritária com as diatomáceas identificadas e estas de forma inversa com a salinidade do estuário. Entretanto, especificamente falando, verificou-se uma correlação íntima das espécies *Coscinodiscus centralis*, *C. lineatus* e *C. rothii* com a salinidade e inversamente associadas à turbidez e pluviosidade. O mesmo resultado foi encontrado para o estuário do rio Guajará-mirim (CARDOSO, 2009), onde se notou uma forte influência dos valores de salinidade e de oxigênio dissolvido com os táxons *Coscinodiscus rothii*, *Melosira arctica*, *M. dúbia*, *M. nummuloides* e *Odontella regia* de forma diretamente proporcional. Aquino (2012) verificou para o estuário do rio Passos (PE) uma correlação entre os índices de salinidade e transparência da água com os gêneros *Pseudoanabaena* e *Hereterocapsa*. Para o estuário de Igarassu (PE) Leão et al. (2008) verificaram uma maior correlação da comunidade fitoplanctônica identificada com as variáveis ambientais transparência da água, concentração de oxigênio dissolvido e salinidade.

Posto isto, afirma-se que o padrão encontrado para o ecossistema estuarino do rio Amazonas apresenta uma tendência diferenciada no que tange a influência das variáveis ambientais sob a composição do fitoplâncton registrada em comparação com demais trabalhos realizados em regiões estuarinas. Vale lembrar que o presente estuário constitui o maior rio do mundo, com uma extensão de drenagem de aproximadamente 7.050.000 Km², tornando difícil qualquer comparação com outros estudos de estuários.

5.3.2. Biomassa fitoplanctônica

A análise de regressão linear multivariada não indicou correlação da concentração de biomassa fitoplanctônica com as variáveis ambientais monitoradas. O mesmo padrão foi encontrado para o índice riqueza. Nas quatro amostragens trimestrais a regressão apresentou

um p valor $>0,05$ (Tabela 3), indicando uma independência entre os fatores biológicos e abióticos.

Tabela 3: Resultados do teste de correlação entre a biomassa fitoplanctônica e as variáveis ambientais ($p<0,05$) para as amostragens trimestrais.

	Maio/2011		Setembro/2011		Abril/2012		Julho/2012	
	r	p -valor	R	p -valor	r	p -valor	r	p -valor
Biomassa	0,93	0,172	0,19	0,570	0,84	0,259	-1,99	0,928

Em nenhuma estação de coleta as concentrações de clorofila-*a* relacionaram-se significativamente com os valores encontrados para as variáveis ambientais. Contudo, ao avaliar os valores imprimidos pela análise de regressão, observa-se que para a coleta do mês de maio/2011 a correlação explicou aproximadamente 93% das amostras monitoradas, proporcionalmente a pH e temperatura e inversamente associado com o oxigênio dissolvido e condutividade elétrica. Para as amostragens de Setembro/2011 a regressão correlacionou apenas 19% da biomassa detectada. No que tange o monitoramento de Abril/2012 a concentração de clorofila-*a* correlacionou 84% das variáveis, de forma proporcional a temperatura da água e as concentrações de oxigênio dissolvido e inversamente proporcional à pH e condutividade elétrica. No mês de Julho/2012 a biomassa fitoplanctônica relacionou-se inversamente com pH e temperatura e proporcionalmente à condutividade e oxigênio dissolvido. Entretanto, a análise de regressão linear mostrou que tais associações não foram estatisticamente significativas ($p>0,05$).

Resultados diferentes foram encontrados por Grego et al. (2009) para o estuário de Ariquindá (PE). Neste ambiente, a biomassa fitoplanctônica foi correlacionada com os índices de pluviosidade, temperatura, concentração de silicato, nitrito e nitrato. Para o estuário do rio Una, Bastos et al. (2005) verificaram que dos oito parâmetros ambientais mensurados, somente a transparência da água pôde ser correlacionada inversamente com a biomassa fitoplanctônica. Este último resultado também foi identificado por Leão et al. (2008) para o estuário de Igarassu ao observar uma correlação direta das concentrações de clorofila-*a* com a extinção da luz. Desta forma observa-se que o padrão encontrado para o estuário do rio Amazonas diverge das demais pesquisas realizadas em tais ecótonos. A mesma tendência encontrada para a composição do fitoplâncton e, também, para correlação entre a riqueza e as

variáveis ambientais. Ressalta-se novamente que tal tendência pode estar relacionada com a dimensão hídrica da qual o estuário estudado constitui-se.

6. CONCLUSÕES

De posse dos resultados encontrados conclui-se que:

- O estuário do rio Amazonas apresenta uma uniformidade abiótica em seu ecossistema, pois o monitoramento físico e químico mostrou uma tendência homogênea entre os valores encontrados para temperatura, condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico e oxigênio dissolvido ao longo dos sítios de amostragens. Entretanto, sazonalmente os valores de condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido apresentaram significativas oscilações com relação aos períodos de amostragem. O período seco apresentou os menores índices de condutividade elétrica, com um sistema alcalino e maiores concentrações de oxigênio dissolvido.
- As concentrações de clorofila-*a* apresentaram variações significativas entre os meses de amostragens, com maiores valores relacionados com período chuvoso e em contrapartida as menores concentrações associadas com período seco, característicos de ecossistemas estuarinos que não sofrem grande influência terrestre.
- O sistema estuarino do rio Amazonas apresentou majoritariamente padrões abióticos e biológicos em conformidade com a portaria 357/2005 do CONAMA, não ultrapassando os limites preconizados para pH, oxigênio dissolvido e concentrações de clorofila-*a* para rios de classe 2.
- A composição do fitoplâncton mostrou uma tendência diferenciada no que tange estudos realizados em ecossistemas estuarinos. A divisão mais representativa foi a Chlorophyta, com táxons predominantemente das classes Chlorophyceae e Zygnamtophyceae, seguida da divisão Cyanophyta, a qual se fez presente em todos os sítios de amostragem, apresentando espécimes potencialmente tóxicos. A maioria dos táxons foi caracterizada como esporádicos, tendo as classes Zygnematophyceae e Cyanophyceae classificadas majoritariamente como muito frequente (MF) nos períodos chuvoso e seco. Tais características corroboram com estudos realizados em ambientes puramente limnológicos, caracterizando a marcante influência do fluxo limnético no estuário do rio Amazonas. Dos 155 táxons identificados, 73 são novos registros para o estado do Amapá,

contribuindo para o conhecimento de sua biodiversidade, como também, para caracterização da ficoflórula da região Amazônica.

- Dos organismos registrados para o grupo das Cyanophyta, observou-se que 42,86%, o equivalente a seis táxons, são citados na literatura como potencialmente tóxicos e passíveis de constituir florações em corpos d'água. A presença de tais organismos no estuário do rio Amazonas, poderá futuramente, caso continue o descarte indiscriminado de esgotos em seus afluentes, predispor um ambiente favorável para a ocorrência de “blom” de cianobactérias e acarretar sérios prejuízos a saúde ecológica do estuário, como também, problemas sociais, econômicos e de saúde pública à população de Macapá e Santana.
- As variáveis ambientais não influíram na composição e riqueza do fitoplâncton no período de estudo, mostrando uma interdependência e adaptabilidade da comunidade fitoplanctônica frente às variáveis abióticas homogêneas mensuradas. O mesmo padrão foi encontrado para as concentrações da biomassa do fitoplâncton, as quais não apresentaram correlação significativa com os parâmetros ambientais avaliados. Esta tendência diferencia-se dos demais estudos realizados em regiões de estuário, assim como a composição do fitoplâncton registrada, mostrando que o sistema estuarino do rio Amazonas, distinto pela sua extensão hídrica, apresenta características únicas, ainda tão pouco conhecidas e estudadas, sendo este trabalho um dos pioneiros no que tange o conhecimento ficológico deste ecossistema.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L.C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**. Vol. 1, Nº 1, 70-78. 2005.
- ALMEIDA, V. L. S.; 2011. **Comunidades planctônicas e qualidade da água em reservatórios tropicais urbanos com diferentes graus de trofia**. 138p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Paulo.
- ALVES-DA-SILVA, S. M. e HAHN, A. T. Study of Euglenophyta in the Jacuí Delta State Park, Rio Grande do Sul, Brazil. 1. Euglena Ehr. Lepocinclis Perty. **Acta bot. bras.** Vol. 18, n. 1, p. 123-140. 2004
- ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern approach to the classification systems of cyanophytes 3 – Oscillatoriales. Arch. **Hydrobiol Algological Studies**. Vol. 53, 327-472, 1988.
- ANCIUTTI, M.; COCHÔA, A.; Identificação de cianobactérias tóxicas em um corpo hídrico no interior de Tangará, SC. **Unoesc & Ciência – ACBS**. Vol. 1, Nº 1, 29-36, 2010.
- ANDRADE, R. S. 2008. **Dinâmica do fitoplâncton, qualidade de água e a percepção ambiental da comunidade de pescadores em açudes da bacia do rio Taperoá**. 150p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.
- APRILE, F.M.; MERA, P.A.S. Phytoplankton and phytoperiphyton of a black-waters river from North Peripheral Amazon, Brazil. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.** Vol. 11, Nº 2, 1-14, 2007.
- AQUINO, E. P. 2012. **Fitoplâncton do estuário do rio Passos (rio Formoso, Pernambuco, Brasil)**. 87 p. Dissertação (Mestrado em Oceanografia). Universidade Federal do Pernambuco, Recife.
- AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **BioEstat 5.0 - Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá-IDS/MCT/CNPq, 2007. 1 CD-ROM.
- BÁRBARA, A. F. 2006. **Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Araguari – AP (Amazônia)**. 185p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente). Universidade Federal de Goiás.
- BASTOS, F. B.; FEITOSA, F. A. N.; MUNIZ, K. Variabilidade espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica e hidrologia no estuário do rio Una (Pernambuco – Brasil). **Tropical Oceanography**. Vol. 33, Nº. 1, 1–18, 2005.
- BASTOS, I. C. O.; LOVO, I. C.; ESTASNILAU, C. A. M.; SCOOS, L. M. Utilização de bioindicadores em diferentes hidrossistemas de uma indústria de papéis reciclados em

Governador Valadares – MG. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol.11, N. 3, p. 203-211. 2006.

BASTOS, R. B.; FEITOSA, F. A. N.; KOENING, M. L.; MACHADO, R. C. A.; MUNIZ, K. Caracterização de uma zona costeira tropical (Ipojuca, Pernambuco- Brasil): produtividade fitoplanctônica e outras variáveis ambientais. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**. Vol. 15, Nº 1, 01-10, 2011.

BICUDO, C. E. M.; FERRAGUT, C.; MASSAGARD, M. R. Cryptophyceae population dynamics in an oligo-mesotrophic reservoir (Ninféias pond) in São Paulo, southeast Brazil. **Hoehnea**. Vol. 36, n. 1, p. 99-111. 2009

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. 2ª ed. São Carlos: RiMa, 2006. 489 p.

BICUDO, C. E. M.; RAMÍREZ, R. J. J.; TUCCI, A.; BICUDO, D. C. **Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado: o Lago das Garças, São Paulo**. In: HENRY, R. (Ed.). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Fundibio/Fapesp, 1999. cap. 15, p. 449-507.

BRANDÃO, L. H.; DOMINGOS, P. Fatores Ambientais para Floração de Cianobactérias Tóxicas. **Saúde e Ambiente em Revista**. Vol.1, Nº 2, 40-50, 2006.

BRANDINI, F. P. Ecological studies in the bay of Paranaguá. I. Horizontal distribution and seasonal dynamics of the phytoplankton. **Braz. j. oceanogr.** Vol.33, Nº 2, 1985.

BRANDINI, F. P. Variação nictemeral de alguns fatores ecológicos da região de Cananéia (SP). **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, Curitiba, v. 25, n. 3/4, p. 313-327, 1982.

BRITO, D. C. 2008. **Aplicação do sistema de modelagem da qualidade da água QUAL2KW em grandes rios: o caso do alto e médio rio Araguaí - AP**. 126p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical). Universidade Federal do Amapá, Amapá.

BRITO, D. M. C. Conflitos em unidades de conservação. **PRACS**. Vol. 1, Nº 1, 1-12, 2008.

BROOK, A. J. **The biology of desmids**. Blackwell Scientific Publications. Oxford, London. 1981.

CARDOSO, F. F. C. 2009. **Dinâmica da comunidade microfitoplanctônica relacionada com os parâmetros físico-químicos do estuário do Rio Guajará-Mirim (Vigia-PA)**. 76p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca). Universidade Federal do Pará, Belém.

CARDOSO, L. S.; TORGAN, L. C. Dinoflagelados em diversos habitats e hidroperíodos na zona costeira do sul do Brasil. **Acta bot. bras.** Vol. 21, n. 2, p. 411-419. 2007

CARDOSO, M. B. 1982. **Levantamento das Euglenaceae pigmentadas do Distrito Federal, Brasil**. 289p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Universidade de São Paulo, São Paulo.

CARVALHO, M. C. 2003. **Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo**. 167p. Tese (Doutorado em Saúde Pública). Faculdade de Saúde Pública, Universidade do Estado de São Paulo.

CECY, I. T. A Restinga do Pontal do Sul, município de Paranaguá, Pr. I- Levantamento ficológico (Euglenophyta) e físico-químico. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**. Vol. 33, N. 3, p. 1-79. 1990

CHELLAPPA, N. T.; CÂMARA, F. R. A.; ROCHA, O. Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte. **Brazil. Braz. J. Biol.** Vol. 69, Nº 2, 241-251. 2009.

CLOERN, J. E.; JASSBY, A. D. Patterns and Scales of Phytoplankton Variability in Estuarine–Coastal Ecosystems. **Estuaries and Coasts**. Vol. 33, 230–241, 2010.

COESEL, P. F. M. Biogeography of desmids. **Hydrobiologia**, Vol. 336, 41-53, 1996.

COESEL, P. F. M.; WARDENAAAR, K. Growth responses of planktonic desmid species in a temperature-light gradient. **Freshwater Biology**. Vol. 23, 551-560, 1990.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **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, e dá outras providências. Sec. 1, n. 53, p.58. Publicada no Diário Oficial da União Publicada (DOU), 18 de março de 2005.

CORDEIRO-ARAÚJO, M. K.; FUENTES, E. V.; ARAGÃO, N. K. V.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Dinâmica fitoplanctônica relacionada às condições ambientais em reservatório de abastecimento público do semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Vol. 5, Nº 4, 592-599, 2010.

COSTA, B. O. 2010. **Variação nictemeral do microfitoplâncton em um estuário do nordeste paraense, Brasil**. 102p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca); Universidade Federal do Pará, Belém.

COSTA, V. B.; SOUZA, L. R.; SENA, B. A.; COSTA, S. D.; BEZERRA, M. F. C.; NAKAYAMA, L. Microphytoplankton from lake Água Preta, parque ambiental de Belém (Pará, Brasil), during rainy season. **Uakari**, Vol.6, Nº.1, 75-86, 2010.

CRÖNBERG, G. Scaled crysophytes from the tropics. **Nova Hedwigia**. Vol. 95, 191-232, 1987.

CUNHA, A. C. **Monitoramento, parâmetros e controle da qualidade da água**. Macapá: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2000

CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A.; BRASIL JÚNIOR, A. C. P.; DANIEL, L. A.; SCHULZ, H. E. Qualidade microbiológica da água em rios de áreas urbanas e periurbanas no baixo

Amazonas: o caso do Amapá. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol.9, Nº 4, 302-309, 2004.

CUNHA, E. D. S. 2012. **Levantamento, quantificação e dinâmica espaço-temporal do fitoplâncton dos rios Araguari e Falsino no Estado do Amapá (Amazônia Oriental)**. 92p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical). Universidade Federal do Amapá, Macapá.

DEBERT, G. L. B.; CANTUSIO NETO, R.; AGUIJARO, L. F. **Florações de cianobactérias e sua inserção na legislação brasileira**. Editora MS/CGDI/SAA/SE. Secretária de Vigilância em Saúde. Ministério da Saúde, Brasil. 2004

DIAS, M. B. 2007. **Composição e abundância do fitoplâncton do Sudoeste da Reserva Biológica do Lago Piratuba (Amapá, Brasil)**. 72p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Amazonas.

DICKIE, G. Notes on algae from the Amazonas and its tributaries. **J. Limn. Soc.**, Vol. 108, Nº 18, 123-132, 1881.

DOMITROVIC, Y. Z. Structure and variation of the Paraguay River phytoplankton in two periods of its hydrological cycle. **Hydrobiologia**. Vol. 472, 177–196, 2002.

EHRENBERG, C. G. Dreiter Beitrag zur Erkenntnis grosser Organization in der Richtung des Kleinen Raumes. **Physikalische Abhandlungen der Akademie der Wissenschaften**. Berlin, 145-336. 1843.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**, 2º ed. Rio de Janeiro. Interciência. 1998.

FAUSTINO, S. M. M. 2006. **O gênero Staurostrum (Zygnemaphyceae) no Estado de São Paulo: levantamento florístico**. 262p. Tese (Doutorado em Biologia Comparada). Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

FERNANDES, S. **As Famílias Chlorococcaceae e Coccomyxaceae no Estado de São Paulo: levantamento florístico**. 2008, 157p. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente). Instituto de Botânica, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SP.

FERRÃO-FILHO, A. S.; MOLICA, R.; AZEVEDO, S. M. F. O. Ecologia, ecofisiologia e toxicologia de cianobactérias. **Oecol. Bras.** Vol.13, Nº 2, 225-228, 2009.

FERRARI, F.; PROCOPIAK, L. K.; ALENCAR, Y. B.; LUDWIG, T. A. V. Eunotiaceae (Bacillariophyceae) from central Amazon rivers, Manaus and Presidente Figueiredo districts, Brasil. **Acta Amazônica**. Vol. 37, Nº 1, 1-16, 2007.

FISHER, T. R. Plâncton e produção primária em sistemas aquáticos da bacia da Amazônia central. **Acta Amazônica**. Vol. 8, Nº 4, 43-54, 1978.

FÖSTER, K. Amazonische Desmidiaceen. 2. Areal Maués-n Abacaxis. **Amazoniana**, Vol. 5, Nº 2, 135-242, 1974.

FÖSTER, K. Desmidiaceen aus Brasilien II. Bahia, Goyas, Piauhy und Nord- Brasilies. **Hydrobiologia**. Vol. 23, 321-505, 1964.

FÖSTER, K, Desmidiaceen aus Brasilien II. Nord- Brasilies. **Revue algol**, Nova série, Vol. 7, Nº, 38-92, 1963.

FÖRSTER, K. Desmids of Brazil, 1: Northern Brazil. **Revue Algol**. Vol. 7, 38-92. (In German), 1963.

GAMEIRO, C.; BROTAS, V. Patterns of phytoplankton variability in the Tagus Estuary (Portugal). **Estuaries and Coasts**. Vol. 33, 311–323, 2010.

GAMEIRO, C.; ZWOLINSKI, J.; BROTAS, V. Light control on phytoplankton production in a shallow and turbid estuarine system. **Hydrobiologia**. Vol. 669, 249–263, 2011.

GAMELGO, M. C. P.; MUCCI, J. L. M.; NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). **Braz. J. Biol.** Vol. 69, Nº 4, 1001-1013, 2009.

GAYER, W. E.; BEARDSLEY, R. C.; LENTZ, S. J.; CANDELA, J.; LIMEBURNER, R; JOHNS, W. E.; CASTRO, B. M.; SOARES, I. D. Physical oceanography of the Amazon shelf. **Cont. Shelf. Res.** Vol. 16, 575-616, 1996.

GESSNER, F.; SIMONSEN, R. Marine Diatoms in the Amazon. **Limnology and Oceano**. Vol. 12, Nº 4, 709-711, 1967.

GONÇALVES, K. M. 2009. **Caracterização e dinâmica da comunidade de bacterioplâncton no Estuário do Rio Amazonas (Canal Norte) – AP**. 98p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical). Universidade Federal do Amapá, Macapá.

GREGO, C. K. S.; FEITOSA, F. A. N.; HONORATO-DA-SILVA, M.; SILVA-CUNHA, M. G. G.; FILHO, G. A. N. Fitoplâncton do ecossistema estuarino do rio Ariquindá (Tamandaré, Pernambuco, Brasil): variáveis ambientais, biomassa e produtividade primária. **Atlântica**. Vol. 31, Nº 2, 183-198, 2009.

GRÖNBLAD, R. Brazilian algae, specially Desmidiaceae from low region of Amazon river from August Ginzberger samples on year of MCMXXVII. **Acta Societatis Scientiarum Fennicae**, Nova Séries B, Vol. 2: 1-42 (in Latin), 1945.

HUSZAR, V. L. M. 1994. **Fitoplâncton de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (lago Batata, Pará, Brasil): estrutura de comunidade, flutuações espaciais e temporais**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade de São Carlos, São Paulo.

KARLING, J. Brazilian chytridis, 4: species of Rozella. **Mycologia**. Vol. 36, Nº 6, 638-647, 1944.

KEPPELER, E. C.; MARQUES-LOPES, M. R.; LIMA, C. S. Ficoflórula do Lago Amapá em Rio Branco-Acre, I: Euglenophyceae. **Revista Brasileira de Biologia**, Vol. 59, Nº 4, 679-686. 1999.

KOMÁREK J.; ANAGNOSTIDIS K. **Cyanoprokaryota 1 Teil: chroococcales**. Süßwasserflora von Mitteleuropa. 1999.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K.. **Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales**. Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2005.

KRISTIANSEN, J.; MENEZES, M. Silica-scaled chrysophytes from an Amazonian flood-plain lake, Mussurá, northern Brazil. **Algol. Stud.**, Vol. 90, 97-118, 1998.

KUBITZA, F. **Qualidade da água, Planejamento da Produção e Manejo Alimentar em Piscicultura**. Cursos Avançados em Piscicultura, 77 p. 2000.

IBGE. Sinopse do Censo Demográfico 2010. 2011. Disponível em <http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=P15&uf=00>. Acesso em Junho de 2011

LEÃO, B. M. 2004. **Biomassa, taxonomia e ecologia do fitoplâncton do estuário do rio Igarassu (Pernambuco, Brasil)**. 71 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco.

LEÃO, B. M.; PASSAVANTE, J. Z. O.; SILVA-CUNHA, M. G. G.; SANTIGADO, M. F. Ecologia do microfitoplâncton do estuário do rio Igarassu, PE, Brasil. **Acta bot. bras.** Vol. 22, Nº3, 711-722, 2008.

LIMA, E. B. N. 2001. **Modelação Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. 184 p. Tese (Doutorado em engenharia). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

LOBO, E.; TORGAN, L.C. Análise da estrutura da comunidade de diatomáceas (Bacillariophytaceae) em duas estações do sistema Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, Vol. 1, Nº 2, 103-119, 1988.

LOPES, A. G. D. 2007. **Estudo da comunidade fitoplanctônica como bioindicador de poluição em três reservatórios em série do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), São Paulo, SP**. 137p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública). Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.

LOPES, M. R. M.; BICUDO, C. E. M. Desmidióflórula de um lago da planície de inundação do rio Acre, estado do Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**. Vol. 33, Nº 2, 167-212, 2003.

MARTINS, D. V. Contribuição à ficologia da Amazônia - Desmidióflórula do lago Cristalino e São Sebastião, Estado do Amazonas: gêneros filamentosos. **Acta Amazônica**. Vol. 10, Nº 4, 725-741, 1980.

MASUDA, L. S. M.; MOSER, G. A. O.; BARRERA-ALBA, J. J. Temporal variation of phytoplankton in the estuarine channel of Santos (SP). **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.** Vol. 15, Nº 1, 79 – 93, 2011.

MATEUCCI, S.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetación**. Washington: Secretaría General Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, 1982.

MATSUZAKI, M.; MUCCI, J. L. M.; ROCHA, A. A. Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. **Revista de Saúde Pública**. Vol. 5, n.35, 679-686. 2004.

MAYER, B.; RAI, H.; CRONBERG, G. The thecal structure of *Peridiniopsis amazonica* spec. nov. (Dinophyceae), a new cyst-producing freshwater dinoflagellate from Amazonia, floodplain lakes. **Nova Hedwigia**. Vol. 65, Nº1, 365-375, 1997.

MEDLIN, L. K.; KACZMARSKA, I. Evolution of the diatoms: V. Morphological and cytological support for the major clades and a taxonomic revision. **Phycologia**. Vol. 33, Nº 3, 245-270, 2004.

MELACK, J. M. Amazon floodplain lakes: shape, fetch and stratification. **Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verch.** Vol. 22, 1278-1281, 1984.

MELO-MAGALHÃES, E. M.; KOENING, M. L.; SANT'ANNA, C. L. Fitoplâncton e variáveis ambientais nos canais do sistema estuarino lagunar Mandaú/Manguaba, Alagoas, Brasil. **HOEHNEA**. Vol.31, Nº 1, 74-86, 2004.

MELO, S.; HUSZAR, V.L.M. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. **J. Plank. Research**. Vol. 22, Nº 1, 63-76, 2000.

MELO, S.; REBELO, S. R. M.; SOUZA, K. F.; SOARES, C. C. **Desmídias com ocorrência planctônica**. 2005, p. 100-108. In: SANTOS-SILVA, E. N.; APRILE, F. M.; SCUDELLER, V. V. Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central. Editora INPA: Manaus, 2005.

MELO, S.; REBELO S. R. M.; SOUZA, K. F.; SOARES C. C. SOPHIA, M. G. **Desmids with planktonic occurrence**. p. 99-108. 2005. In: SANTOS SILVA, E.N.; APRILE, F. M.; SCUDELLER, V. V.; MELO, S. Biotupé: physical environment, biological and sociocultural diversity of the low Negro river, Central Amazon. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. (in Portuguese)

MELO, S.; SOPHIA, M.G.; MENEZES M.; SOUZA, C. A. **Biodiversidade de algas planctônicas do Parque Nacional do Jaú: Janela Seringalzinho**. In: Borges, S. H.; Iwanaga, S.; Durigan, C. C.; Pinheiro, M. R.(Eds). Janelas para a biodiversidade do Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo da biodiversidade da Amazônia. Ed. Ipiranga, Brasília-DF. p.83-95. 2004.

MELO, S.; TORGAN, L. C.; RAUPP, S. V. Actinella species (Bacillariophyta) from an Amazon black water floodplain lake (Amazonas – Brazil). **Acta Amazônica**. Vol.40, Nº 2 , 269-274, 2010.

MENEZES, M. Estudos taxonômicos do gênero *Lepocinclis* Perty no Município do Rio de Janeiro e arredores. Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**. Vol. 50, n. 1, p. 103-113. 1990.

MONTEIRO, M. D. R.; MELO, N. F. A. C.; ALVES, M. A. M. S.; PAIVA, R. S. Composição e distribuição do microfitoplâncton do rio Guamá no trecho entre Belém e São Miguel do Guamá, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Vol. 4, Nº 3, 341-351. 2009.

MOREIRA-FILHO, H.; VALENTE-MOREIRA, I. M.; TRIPPIA-CECY, I. I. Diatomáceas do Rio Guamá, Foz do rio - Belém - Estado do Pará. **Leandra**. Vol. 3, Nº 4, 123-135. 1974.

MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MENDONÇA, D. F. P.; OLIVEIRA, H. S. B.; DANTAS, E. W.; PIMENTEL, R. M. M. Microalgas e qualidade da água de manancial utilizado para abastecimento público localizado na região metropolitana da cidade do Recife, PE, Brasil. **Revista de Geografia: UFPE/DCG/NAPA**. Vol. 24, Nº 2, 154-178, 2007

NOGUEIRA, N. M. C. **Estrutura da comunidade fitoplanctônica em cinco lagos marginais do Rio Turiaçu (Maranhão, Brasil) e sua relação com o pulso de inundação**. 2003. 122p. Tese (doutorado). Universidade de São Carlos.

NÚÑES-AVELLANEDA, M.; DUQUE, S. R. Desmidiás (Zygnemaphyceae) de un pequeño tributario del río Amazonas en Colombia. **Rev. Acad. Colomb. Cienc.** Vol. 24, 493-498, 2000.

OLIVEIRA, J. E. 2007. **Caracterização da comunidade potamofitoplanctônica da bacia do rio Araguari (AP) nos períodos de seca e chuva (2004, 2005 e 2006)**. 91p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução). Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

PAIVA, R. S. 1991. **Composição e Biomassa do Fitoplâncton da Baía do Guajará (Pará - Brasil)**. 155 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Federal do Pernambuco, Recife.

PAIVA, R. S.; ESKINAZI-LEÇA, E.; PASSAVANTE, J. Z. O.; SILVA-CUNHA, M. G. G.; MELO, N. F. A. C. Considerações ecológicas sobre o fitoplâncton da baía do Guajará e foz do rio Guamá (Pará, Brasil). **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Vol. 1, Nº 2, 133-146. 2006.

PARSONS, T. R.; STRICKLAND, J. D. H. Discussion of spectrophotometric determination of marine-plant pigments, with revised equations for ascertaining chlorophylls and carotenoids. **J. Marine Res.** Vol. 2, 155-163. 1963.

PASSAVANTE, J. Z. O.; FEITOSA, F. A. N. **Dinâmica da produtividade fitoplanctônica na zona costeira marinha**. In: Eskinazi-Leça, E.; Newmann-Leitão, S.; Costa, M. F. (Ed.). Oceanografia: um cenário tropical. Recife: Edições Bagaço, 2004.

PASSY, S. I.; BLANCHET, F. G. Algal communities in human-impacted stream ecosystem suffer beta-diversity decline. **Diversity & Distributions**. Vol. 13, 670-679, 2007.

PEREIRA, A. C. 2009. **Pinnulariaceae (Bacillariophyta) de um lago de inundação amazônico (lago Tupè, Amazonas, Brasil): taxonomia e distribuição espacial e sazonal**. 102p. Dissertação (Mestrado em Biologia de água doce e pesca interior). Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia, Amazonas.

PEREIRA, A. C. N. 2007. **Bioindicadores fitoplanctônicos da qualidade da água no estuário do rio Catu, Aquiraz, Ceará**. 77p. Dissertação (Mestrado em engenharia de pesca). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

PEREIRA, A. C.; TORGAN, L. C.; MELO, S. *Pinnularia* (Bacillariophyta) do curso inferior do rio Negro, Amazonas, Brasil: taxonomia e distribuição temporal. **Acta Amazônica**. Vol; 42, Nº 3, 304-314. 2012.

PERKINS, E.J. **The biology of estuaries and coastal waters**. Academic Press, London and New York. 1974.

PINHEIRO, L. A. R.; CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A.; SOUZA, L. R.; BILHALVA, J. S.; BRITO, D. C.; JÚNIOR, A. C. P. B.; Aplicação de simulação computacional à dispersão de poluentes no baixo rio Amazonas: potenciais riscos à captação de água na orla de Macapá-Amapá. **Amazônia: Ci. & Desenv**. Vol. 4, Nº. 7, 7-24, 2008.

PROCOPIAK, L. K.; FERNANDES, L. F.; MOREIRA-FILHO, H. Diatomáceas (Bacillariophyta) marinhas do Paraná, Sul do Brasil: lista de espécies com ênfase em espécies nocivas. **Biota Neotropica**. Vol. 6, Nº 3, 1-28, 2006.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing** R Foundation for Statistical Computing. Vienna. <http://www.R-project.org>

RESSURREIÇÃO. M G. 1990. **Variação anual da biomassa fitoplanctônica na plataforma continental de Pernambuco: Perfil em frente ao porto da cidade do Recife**. 306p. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

RODRIGUES, L. L. **Biodiversidade de cianobactérias e algas das represas Billings (braço Taquacetuba) e Guarapiranga, São Paulo, Brasil**. 2008. 205p. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade de São Paulo.

SÁ, L. L. C.; VIEIRA, J. M. S.; MENDES, R. A.; PINHEIRO, S. C. C.; VALE, E. R.; ALVES, F. A. S.; JESUS, I. M.; SANTOS, L. C. O.; COSTA, V. B. Occurrence of toxic cyanobacterial bloom in the left margin of the Tapajós river, in the Municipality of Santarém (Pará State, Brazil). **Rev Pan-Amaz Saude**. Vol. 1, Nº1, 159-166, 2010.

SALOMONI, S. E. 2004. **Diatomáceas epilíticas indicadoras da qualidade de água na bacia do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil**. 230p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Universidade Federal de São Carlos, São Paulo.

SANTANA, D. S. 2004. **Composição florística e variação espaço-temporal dos parâmetros ambientais e da biomassa fitoplanctônica do estuário do rio Marapanim (Pará, Brasil)**. 113p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Costeiros e Estuarinos). Universidade Federal do Pará, Bragança.

SANTANA, D. S.; PAIVA, R. S.; PEREIRA, L. C. C.; COSTA, R. M.; Microphytoplankton of the Marapanim estuary (Pará, Northern Brazil). **Tropical Oceanography**. Vol. 38, Nº 2, 152-163, 2010.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; AGUIARO, L. F. CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. R.; SOUZA, R. C. R. **Identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais**. Rio de Janeiro: Interciências, 2006.

SANTOS-FERNANDES, T. L.; PASSAVANTE, J. Z. O.; KOENING, M. L.; MACEDO, S. J. Fitoplâncton do estuário do rio Jaguaribe (Itamaracá, Pernambuco, Brasil): biomassa. **Trab. Oceanog.** Vol. 26, Nº2, 1-18, 1998.

SASSI, R. Phytoplankton and environmental factor in the Paraíba do Norte river estuary, northeastern Brazil: composition, distribution and quantitative remarks. **Boletim do Instituto Oceanográfico**. Vol. 39, Nº 2, 93-115, 1991.

SCHMIDT, G.W. Vertical distribution of bacteria and algae in a tropical lake. **Revue ges. Hydrobiol.** Vol. 54, Nº 5, 791-797. 1969

SCHMIEGELOW, J. M. M. **O planeta azul**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004.

SCOTT, A. M.; GRÖNBLAD, R.; CROASDALE, H. T. Desmids from the Amazon Basin, Brazil, collected by Dr. H. Sioli. **Acta Botanica Fennica**, Vol. 69, 3-93, 1965.

SOLDATELLI, V. F. e SCHWARZBOLD, A. Comunidade fitoplanctônica em lagoas de maturação, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. **IHERINGIA**. v. 65, n. 1, p. 75-86, 2010.

SOPHIA, M. G; HUZSAR. V. L. M. Planktonic desmids of three Amazonian systems (Lake Batata, Mussurá and Trombetas River), Pará, Brazil. **Amazoniana**. Vol 14, Nº 1. 75-90, 1996.

SOUZA, E. B.; CUNHA, A. C. **Climatologia de precipitação no Amapá e mecanismos climáticos de grande escala**. In: A. C. CUNHA, E. B. SOUZA, H. F. CUNHA, Tempo, clima e recursos hídricos: Resultados do projeto REMETAP no Estado do Amapá. Macapá-AP: IEPA, 2010.

SOUZA, E. B.; LOPES, M. N. G.; ROCHA, E. J. P.; SOUZA, J. R. S.; CUNHA, A. C.; SILVA, R. R.; FERREIRA, D. B. S.; SANTOS, D. M.; CARMO, A. M. C.; SOUZA, R. A.; GUIMARÃES, P. L.; MOTA, M. A. S.; MAKINO, M.; SENNA, R. C.; SOUZA, A. M. L.;

MOTA, G. V.; KUHN, P. A. F.; SOUZA, P. F. S.; VITORINO, M. I. Precipitação sazonal sobre a Amazônia oriental no período chuvoso: observações e simulações regionais com o REGCM3. **Revista Brasileira de Meteorologia**. Vol. 24, Nº.2, 111-124, 2009.

SILVA, I. Z. 2008. **Estrutura e funcionamento da comunidade fitoplanctônica em ambientes lacustres do Estado de Roraima, Brasil**. 93p. Tese (Doutorado em Botânica). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

SILVA, M. H.; PASSAVANTE, J. Z. O.; SILVA-CUNHA, M. G. G.; NASCIMENTO-VIEIRA, D. A.; GREGO, C. K. S.; MUNIZ, K. Distribuição espacial e sazonal da biomassa fitoplanctônica e dos parâmetros hidrológicos no estuário do rio Formoso (Rio Formoso, Pernambuco, Brasil). **Tropical Oceanography**. Vol. 32, 89-106, 2004.

SILVA, M. H.; SILVA-CUNHA, M. G. G.; PASSAVANTE, J. Z. O.; GREGO, C. K. S.; MUNIZ, K. Estrutura sazonal e espacial do microfitoplâncton no estuário tropical do rio Formoso, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. Vol. 23, Nº 2, 355-368. 2009.

SOUZA, K. F. 2008. **Desmídias (Chlorophyta) de um lago de inundação de águas pretas na Amazônia central**. 117p. Dissertação (Biologia Tropical e Recursos Naturais). Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

SOUZA, F. K.; MELO, S. Flutuação anual e interanual da riqueza de espécies de desmídias (Chlorophyta – Conjugatophyceae) em um lago de inundação amazônico de águas pretas (lago Cutiuaú, estado do Amazonas, Brasil). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. Vol. 31, n. 3, 235-243, 2009.

SOUZA, K. F.; MELO, S. Levantamento taxonômico de desmídias (Chlorophyta) do lago Novo (Amapá, Brasil): Gêneros *Staurostrum*, *Staurodesmus* e *Xanthidium*. **Acta Amazônica**. Vol. 41, Nº 3, 335-346, 2011.

SOUZA, F. K.; MELO, S.; ALMEIDA, F. F. Desmídias de um lago de inundação do Parque Nacional do Jaú (Amazonas-Brasil). **Revista Brasileira de Biociências**. Vol. 5, 24-26, 2007.

SMAYDA, T.J. **The Plankton of Estuaries**. In: Ketchum, B.H. (ed.) *Estuaries and Enclosed Seas*. Amsterdam: Elsevier. 1983.

THOMASSON, K. Amazonian Algae. **Mem. Inst. R. Sci. Nat. Bel.** Vol.86, 1-24, 1971.

THOMASSON, K. Studies on South American fresh water plankton, 3: plankton from Tierra del Fuego and Valdivia. **Acta Horti Gotoburgensis**. Vol. 19, 193-225, 1955.

TRAIN S.; RODRIGUES L.C. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía river in the upper Paraná river flood-plain, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Hydrobiologia**. Vol. 361, 125-134, 1998.

UHERKOVICH, G. Phytoplankton. In: SIOLI, H. (Ed.). **The Amazon: limnology and landscape ecology of a might tropical river and its basin**. Dordrecht: Dr. W. Junk Publ., p. 295-310, 1984.

UHERKOVICH, G.; RAI, H. Algen aus Rio Negro und seinen Nebenflüssen. **Amazoniana**. Vol. 6, Nº 4, 611-638, 1979.

UHERKOVICH, G.; SCHIMIDT, G. W. Phytoplanktontaxa in dem zentralamazonischen Schwemmlandsee Lago Castanho. **Amazoniana**. Vol.5, 243-283, 1974.

VAN DEN HOEK, C; MANN, D.G.; JAHNS, H.M. **Algae: an introduction to phycology**. Cambridge University Press, Cambridge. 1995.

VIDOTTI, E. C. e ROLLEMBERG, M. C. E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. **Química Nova**, Vol. 27, n. 1, 139-145, 2004

XAVIER, M. B.. Criptógamos do Parque Estadual das fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 5: Euglenaceae pigmentadas. **Hoehnea**. Vol. 2, n. 2, p. 47-73. 1994

APÊNDICE 1: LISTA DOS TÁXONS IDENTIFICADOS NO ESTUÁRIO DO RIO AMAZONAS

Grupos Taxonômicos	Classe de Frequência
CYANOPHYTA	
Cyanophyceae	
1 <i>Anabaena circinalis</i> Rabenhorst ex Bornet & Flahault Renton*	Muito Frequente
2 <i>Anabaena planctonica</i> Brunnthaler*	Frequente
3 <i>Anabaena spiroides</i> Klebahn*	Frequente
4 <i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & West	Pouco frequente
5 <i>Aphanocapsa elegans</i> (Lemmermann) Joosten*	Frequente
6 <i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek*	Esporádico
7 <i>Aphanocapsa planctonica</i> (Smith) Komárek & Anagnostidis*	Esporádico
8 <i>Aphanocapsa stagnalis</i> (Lemmermann) Joosten*	Esporádico
9 <i>Arthrospira jenneri</i> Stizenberger ex Gomont*	Pouco frequente
10 <i>Chroococcus</i> sp.	Pouco frequente
11 <i>Coelomoron</i> sp.*	Esporádico
12 <i>Merismopedia</i> sp.*	Esporádico
13 <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing*	Muito Frequente
14 <i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek in Komárek & Ettl*	Muito Frequente
15 <i>Nostoc</i> sp.	Pouco frequente
16 <i>Oscillatoria annae</i> van Goor*	Esporádico
17 <i>Oscillatoria nitida</i> Schkorbatov*	Esporádico
18 <i>Oscillatoria perornata</i> Skuja*	Frequente
19 <i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gomont	Muito Frequente
20 <i>Phormidium</i> sp.	Pouco frequente
21 <i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe	Frequente
22 <i>Radiocystis fernandoi</i> Komárek & Komárková-Legnerová*	Pouco frequente
23 <i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák*	Pouco frequente
24 <i>Synechocystis</i> sp.*	Esporádico
CHLOROPHYTA	
Chlorophyceae	
1 <i>Ankistrodesmus</i> sp.*	Pouco frequente
2 <i>Coelastrum cambricum</i> Archer	Esporádico
3 <i>Coelastrum pulchrum</i> Schmidle*	Pouco frequente
4 <i>Coenococcus</i> sp.*	Esporádico
5 <i>Coenochloris</i> sp.*	Pouco frequente
6 <i>Desmodesmus communis</i> (Hegewald) Hegewald	Esporádico
7 <i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli*	Pouco frequente
8 <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	Esporádico
9 <i>Dimorphococcus</i> sp.*	Esporádico
10 <i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	Esporádico
11 <i>Eudorina</i> sp.	Muito Frequente
12 <i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek*	Esporádico
13 <i>Gloeocystis</i> sp.	Esporádico
14 <i>Golenkinia radiata</i> Chodat	Esporádico
15 <i>Kirchneriella</i> sp.	Esporádico
16 <i>Micractinium bornhemiense</i> (Conrad) Korshikov*	Esporádico
17 <i>Microspora</i> sp.	Pouco frequente
18 <i>Oedogonium</i> sp.*	Esporádico
19 <i>Pandorina</i> sp.	Pouco frequente
20 <i>Pediastrum duplex</i> Meyen	Muito Frequente

21	<i>Pediastrum simplex</i> Meyen*	Pouco frequente
22	<i>Radiococcus planctonicus</i> Lund*	Esporádico
23	<i>Radiococcus</i> sp.	Esporádico
24	<i>Volvox</i> sp.	Muito Frequente
	Ulvophyceae	
1	<i>Binuclearia</i> sp.	Pouco frequente
	Zygnematophyceae	
1	<i>Bambusina brebissonii</i> Kützing ex Kützing*	Pouco frequente
2	<i>Closterium acutum</i> Brébisson in Ralfs*	Esporádico
3	<i>Closterium ehrenbergii</i> Meneghini ex Ralfs	Pouco frequente
4	<i>Closterium gracille</i> Brébisson ex Ralfs*	Esporádico
5	<i>Closterium kuetzingii</i> Brébisson	Pouco frequente
6	<i>Closterium moniliferum</i> (Bory) Ehrenberg ex Ralfs	Pouco frequente
7	<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs	Frequente
8	<i>Closterium striolatum</i> Ehrenberg ex Ralfs	Esporádico
9	<i>Cosmarium contractum</i> Kirchner	Frequente
10	<i>Cosmarium denticulatum</i> Borge*	Pouco frequente
11	<i>Cosmarium pseudobroomei</i> Wolle*	Esporádico
12	<i>Cosmarium pseudomagnificum</i> Hinode*	Esporádico
13	<i>Desmidium aequale</i> West & West*	Pouco frequente
14	<i>Desmidium aptogonum</i> Brébisson ex Kützing	Frequente
15	<i>Desmidium baileyi</i> (Ralfs) Nordstedt	Pouco frequente
16	<i>Desmidium graciliceps</i> (Nordstedt) Lagerheim	Esporádico
17	<i>Desmidium grevillii</i> (Ralfs) De Bary	Pouco frequente
18	<i>Desmidium laticeps</i> Nordstedt	Esporádico
19	<i>Desmidium laticeps</i> var. <i>quadrangulare</i> Nordstedt*	Esporádico
20	<i>Desmidium quadratum</i> Nordstedt	Pouco frequente
21	<i>Gonatozygon monotaenium</i> De Bary*	Pouco frequente
22	<i>Gonatozygon pilosum</i> Wolle	Pouco frequente
23	<i>Hyaloteca dissiliens</i> Brébisson ex Ralfs	Frequente
24	<i>Hyaloteca mucosa</i> (Mertens) Ehrenberg ex Ralfs	Frequente
25	<i>Micrasterias alata</i> Wallich	Pouco frequente
26	<i>Micrasterias borgei</i> Krieger	Esporádico
27	<i>Micrasterias foliacea</i> Bailey ex Ralfs*	Pouco frequente
28	<i>Micrasterias furcata</i> Agardh ex Ralfs	Muito Frequente
29	<i>Micrasterias furcata</i> var. <i>smittii</i> Ruzicka*	Frequente
30	<i>Micrasterias laticeps</i> Nordstedt	Pouco frequente
31	<i>Micrasterias mahabuleshwariensis</i> Hobson*	Frequente
32	<i>Micrasterias pinnatifida</i> Ralfs	Esporádico
33	<i>Micrasterias radiosa</i> Ralfs	Pouco frequente
34	<i>Micrasterias sol</i> Ehrenberg ex Kützing*	Esporádico
35	<i>Micrasterias thomasiana</i> Archer	Esporádico
36	<i>Micrasterias torreyi</i> Bailey ex Ralfs	Pouco frequente
37	<i>Micrasterias torreyi</i> var. <i>curvata</i> Willi Krieger*	Esporádico
38	<i>Mougeotia</i> sp.	Esporádico
39	<i>Onychonema filiformis</i> Ehrenberg*	Frequente
40	<i>Phymatodocis</i> sp.*	Esporádico
41	<i>Pleurotaenium coronatum</i> Brébisson ex Ralfs	Esporádico
42	<i>Pleurotaenium ehrenbergii</i> (Brébisson ex Ralfs) Delponte	Esporádico
43	<i>Sphaerosoma filiforme</i> Ralfs*	Pouco frequente
44	<i>Spirogyra</i> sp.	Frequente
45	<i>Spondylosium panduriforme</i> (Heimerl) Teiling	Pouco frequente
46	<i>Spondylosium pulchrum</i> (Bailey) Archer	Pouco frequente
47	<i>Staurastrum boergesenii</i> Raciborski	Frequente
48	<i>Staurastrum brasiliense</i> Nordstedt	Pouco frequente
49	<i>Staurastrum furcatum</i> Brébisson*	Esporádico
50	<i>Staurastrum ginzbergeri</i> Grönblad*	Esporádico
51	<i>Staurastrum grillatorium</i> Nordstedt	Pouco frequente
52	<i>Staurastrum hystrix</i> morpha 4-radiata Ralfs*	Pouco frequente
53	<i>Staurastrum hystrix</i> morpha triradiata Ralfs*	Pouco frequente

54	<i>Staurastrum leptochanthum</i> Nordstedt	Muito Frequente
55	<i>Staurastrum leptocladum</i> Nordstedt	Frequente
56	<i>Staurastrum longipes</i> (Nordstedt) Teiling*	Esporádico
57	<i>Staurastrum manfeldtii</i> Delponte	Muito Frequente
58	<i>Staurastrum minnesotense</i> Wolle	Frequente
59	<i>Staurastrum nudibrachiathum</i> Borge	Pouco frequente
60	<i>Staurastrum ornatum</i> (Boldt) W.B.Turner*	Esporádico
61	<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen ex Ralfs	Esporádico
62	<i>Staurastrum pingue</i> Teiling*	Pouco frequente
63	<i>Staurastrum pulcherrimum</i> var. <i>brasiliense</i> Grönblad*	Pouco frequente
64	<i>Staurastrum quadrinotatum</i> Grönblad*	Frequente
65	<i>Staurastrum rotula</i> Nordstedt	Muito Frequente
66	<i>Staurastrum setigerum</i> Cleve	Frequente
67	<i>Staurastrum sexangulare</i> (Bulnheim) Lundell*	Pouco frequente
68	<i>Staurastrum stelliferum</i> Borge	Pouco frequente
69	<i>Staurastrum subamericanum</i> Grönblad*	Esporádico
70	<i>Staurastrum wolleanum</i> Butler	Pouco frequente
71	<i>Staurodesmus convergens</i> (Ehrenberg ex Ralfs) Teiling	Esporádico
72	<i>Staurodesmus leptodermus</i> (Lundell) Thomasson	Esporádico
73	<i>Staurodesmus mamillatus</i> (Nordstedt) Teiling	Esporádico
74	<i>Staurodesmus pachyrhynchus</i> (Nordstedt) Teiling*	Esporádico
75	<i>Staurodesmus phimus</i> (Turner) Thomasson*	Esporádico
76	<i>Staurodesmus seleneum</i> (Grönblad) Teiling*	Esporádico
77	<i>Staurodesmus subulatus</i> (Kützing) Thomasson*	Pouco frequente
78	<i>Staurodesmus subulatus</i> var. <i>subaequale</i> (West & West) Croas.*	Esporádico
79	<i>Staurodesmus triangularis</i> (Lagerheim) Teiling	Pouco frequente
80	<i>Staurodesmus validus</i> (West e West) Thomasson	Esporádico
81	<i>Triploceras gracile</i> Bailey	Pouco frequente
82	<i>Xanthidium antilopaeum</i> (Brébisson) Kützing	Frequente
83	<i>Xanthidium antilopaeum</i> (Brébisson) Kützing var. <i>canadense</i> Joshua*	Esporádico
84	<i>Xanthidium antilopaeum</i> (Brébisson) Kützing var. <i>mamilosum</i> Grönblad*	Pouco frequente
85	<i>Xanthidium regulare</i> Nordstedt	Pouco frequente
86	<i>Xanthidium trilobum</i> Nordstedt.	Frequente

BACILLARIOPHYTA

Bacillariophyceae

1	<i>Actinella mirabilis</i> Grunow	Esporádico
2	<i>Actinella</i> sp.	Pouco frequente
3	<i>Asterionella</i> sp.	Muito Frequente
4	<i>Caloneis</i> sp.*	Esporádico
5	<i>Ctenophora</i> sp.*	Esporádico
6	<i>Eunotia</i> sp.	Pouco frequente
7	<i>Fragilaria</i> sp.	Pouco frequente
8	<i>Pinnularia</i> sp.	Pouco frequente
9	<i>Stauroneis</i> sp.	Esporádico
10	<i>Surirella guatimalensis</i> Ehrenberg	Frequente
11	<i>Surirella linearis</i> Smith	Pouco frequente
12	<i>Tabellaria</i> sp.*	Frequente

Coscinodiscophyceae

1	<i>Actinocyclus</i> sp.*	Pouco frequente
2	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	Muito Frequente
3	<i>Polymyxus coronalis</i> Bailey*	Frequente
4	<i>Urosolenia</i> sp.*	Esporádico

Mediophyceae

1	<i>Hydrosera whampoensis</i> (Schwarz) Deby*	Esporádico
2	<i>Terpsinoe musica</i> Ehrenberg	Pouco frequente

EUGLENOPHYTA

Euglenophyceae

- 1 *Phacus gigas* Cunha*
- 2 *Trachellomonas* sp.*

Esporádico

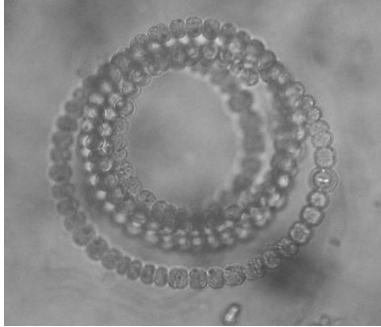
Esporádico

*Novas ocorrências para o Estado do Amapá

APÊNDICE 2: PRANCHA DE IDENTIFICAÇÃO DAS ALGAS

CYANOPHYTA

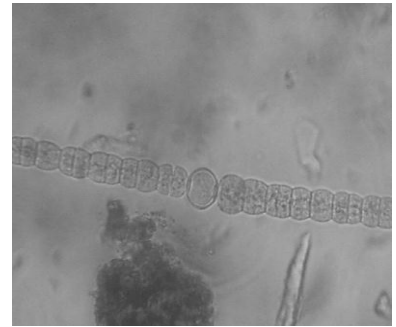
Cyanophyceae



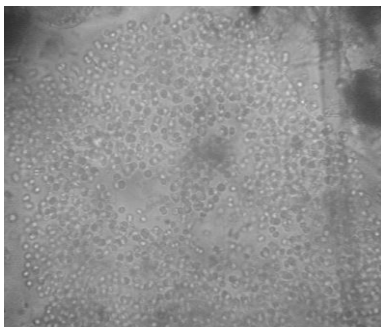
Anabaena circinalis



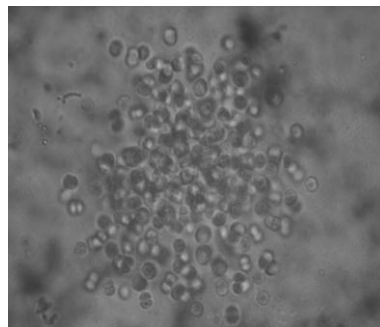
Anabaena spiroides



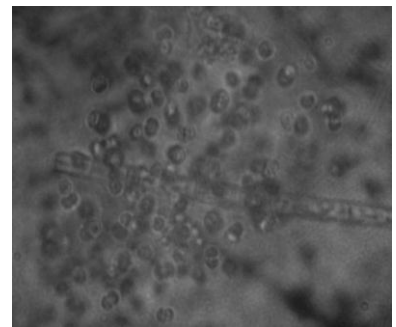
Anabaena planctonica



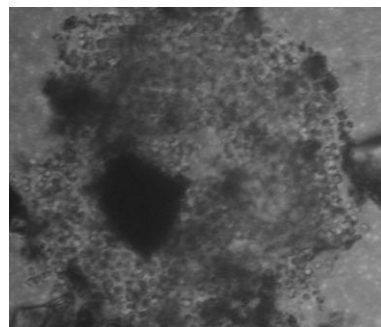
Aphanocapsa delicatissima



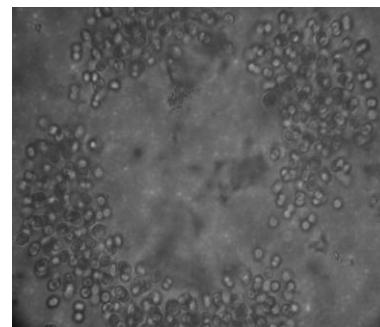
Aphanocapsa elegans



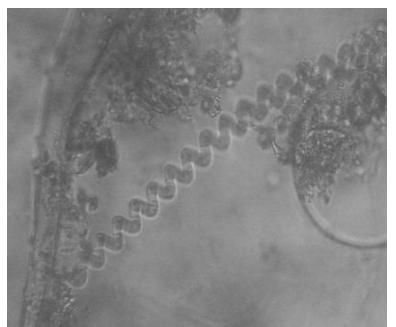
Aphanocapsa incerta



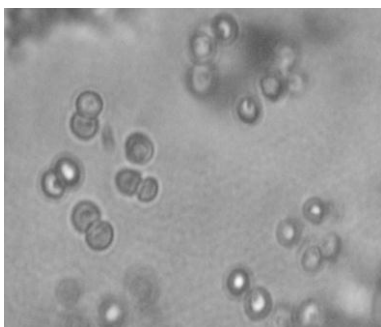
Aphanocapsa planctonica



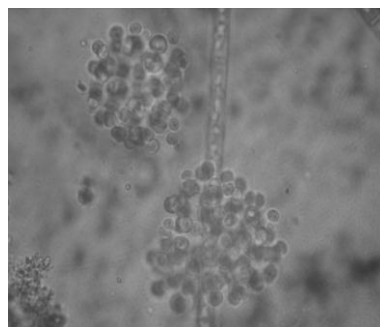
Aphanocapsa stagnalis



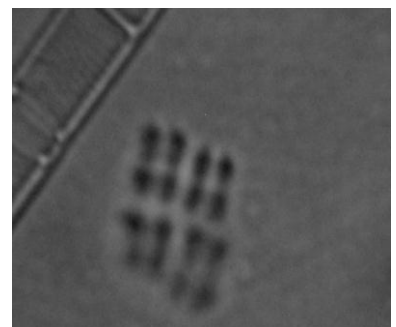
Arthrospira jenneri



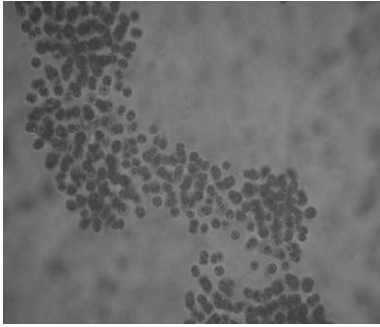
Chroococcus sp.



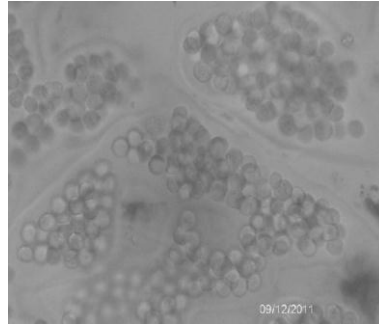
Coelomorion sp.



Merismopedia sp.



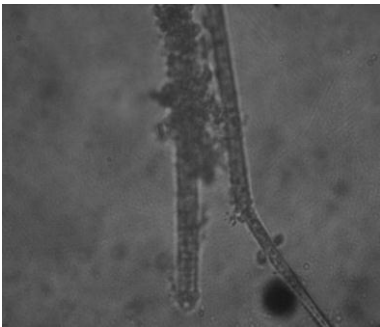
Microcystis aeruginosa



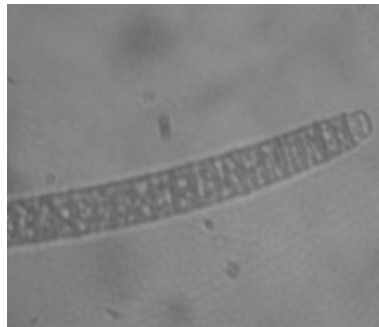
Microcystis wesenbergii



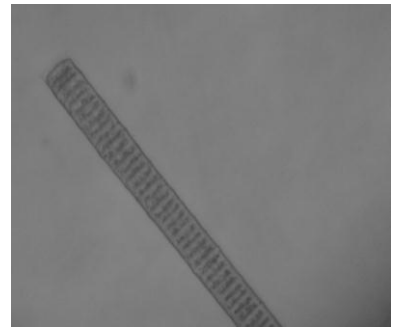
Nostoc sp.



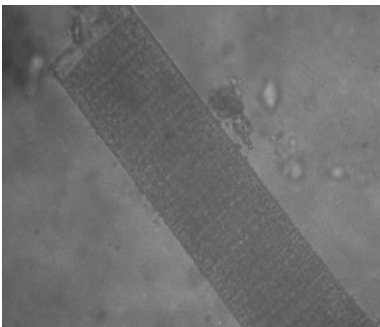
Oscillatoria annae



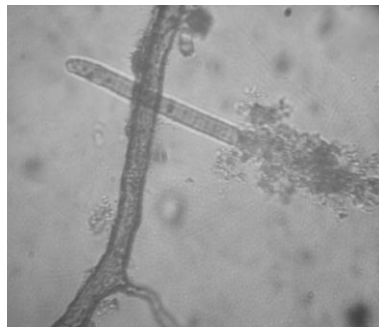
Oscillatoria nítida



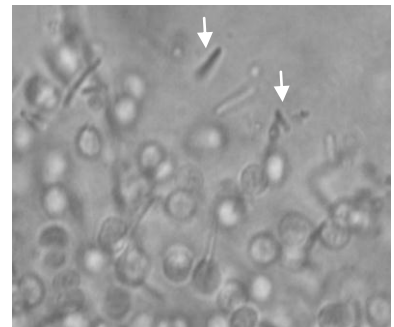
Oscillatoria perornata



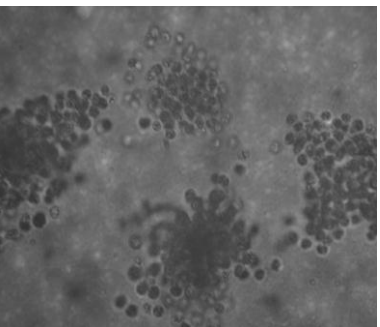
Oscillatoria princeps



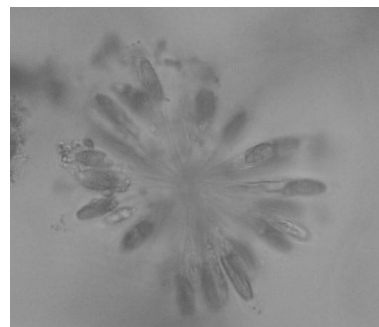
Phormidium sp.



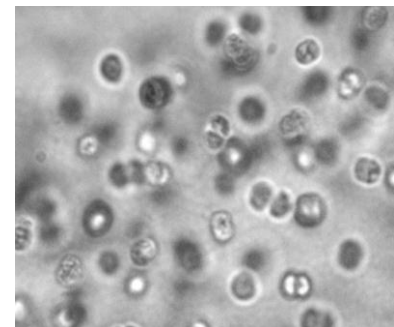
Pseudoanabaena mucicula



Radiocystis fernadoi



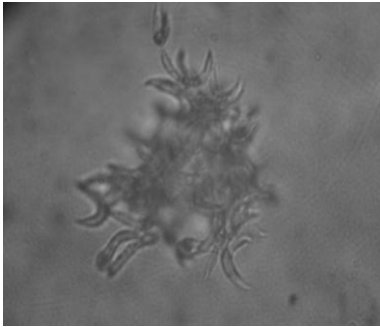
Snowella lacustre



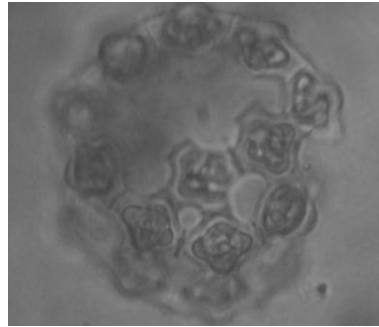
Synechocystis sp.

CHLOROPHYTA

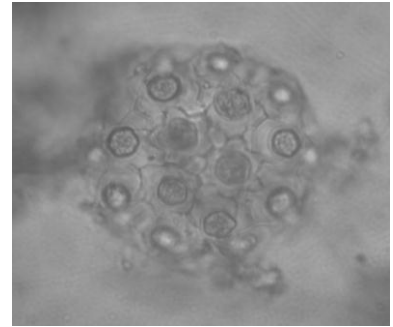
Chlorophyceae



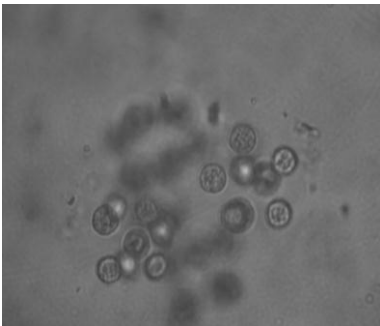
Ankistrodesmus sp.



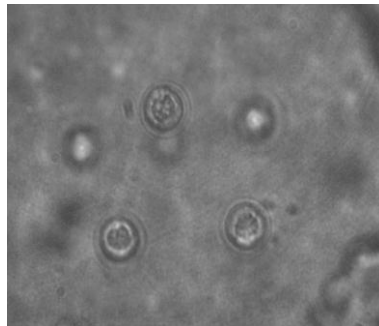
Coelastrum cambricum



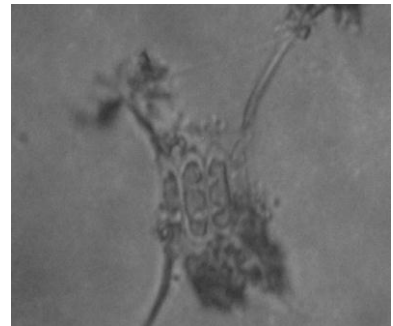
Coelastrum pulchrum



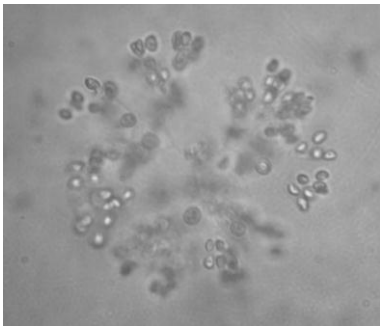
Coenochloris sp.



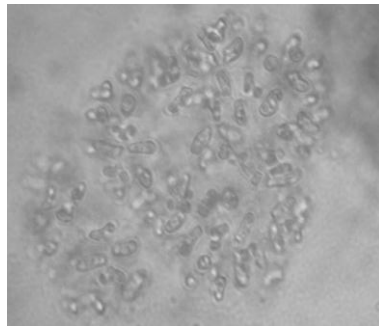
Coenococcus sp.



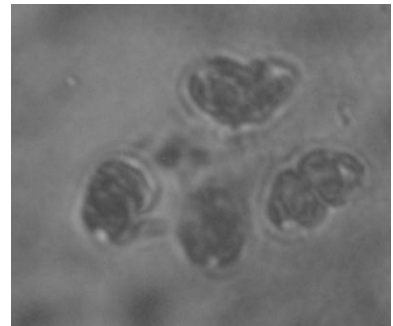
Desmodesmus communis



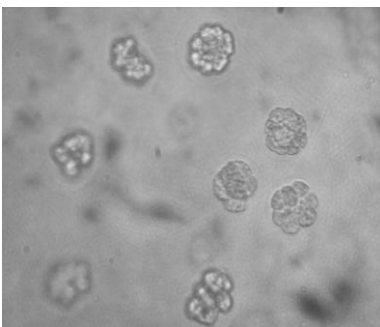
Dictyosphaerium pulchellum



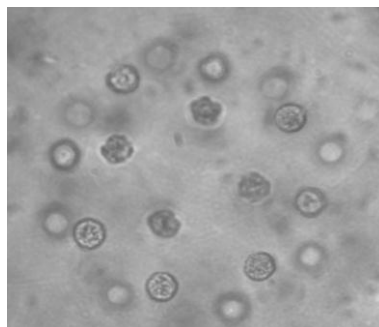
Dictyosphaerium ehrenbergianum



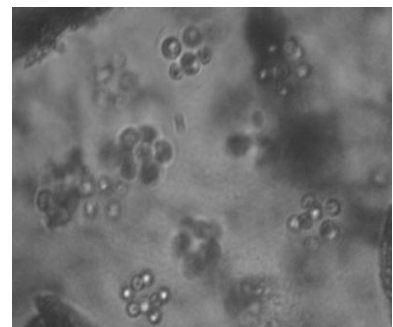
Dimorphococcus sp.



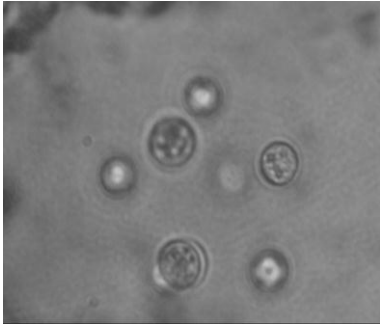
Eudorina elegans



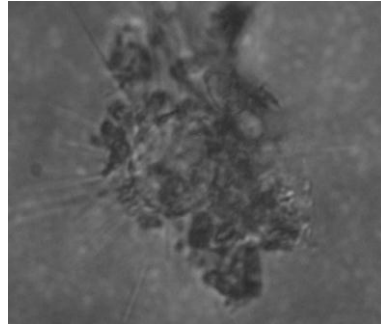
Eudorina sp.



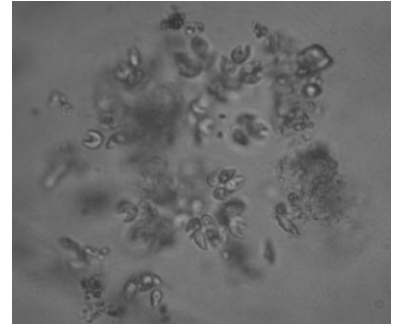
Eutetramorus fottii



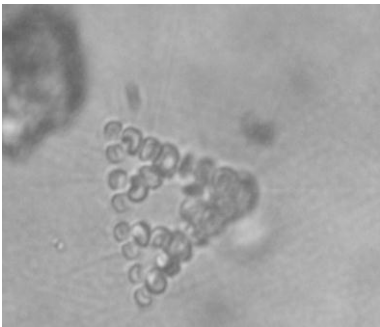
Gloeocystis sp.



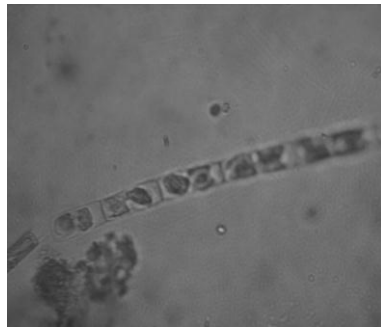
Golenkinia radiata



Kirchneriella sp.



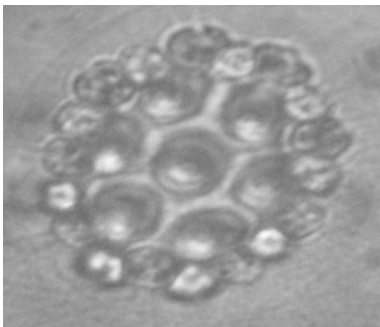
Micractinium bornhemiense



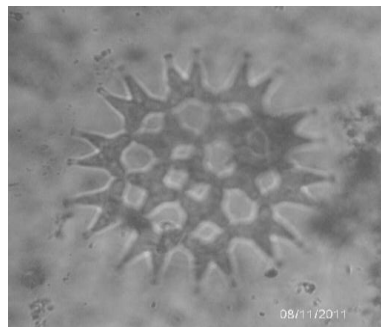
Microspora sp.



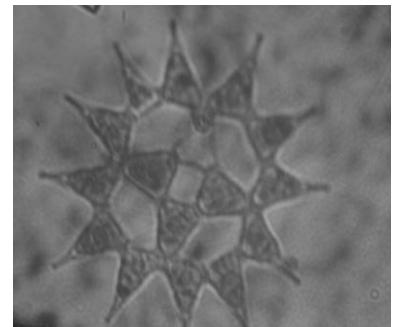
Oedogonium sp.



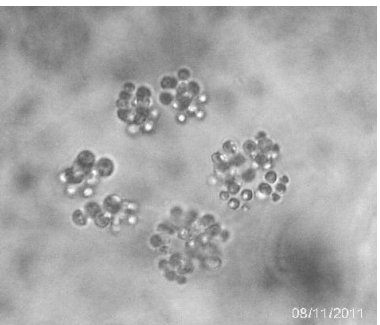
Pandorina sp.



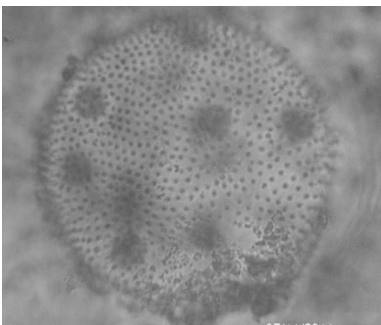
Pediatrum duplex



Pediatrum simplex

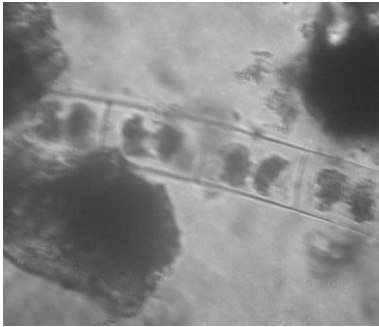


Radiococcus planctonicus



Volvox sp.

Ulvophyceae



Binuclearia sp.

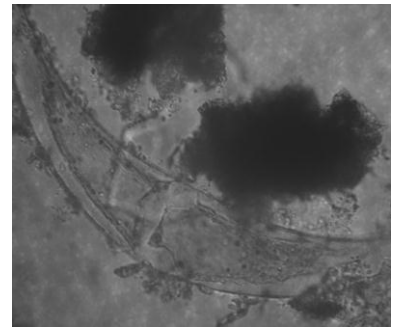
Zygnematophyceae



Bambusina brebissonii



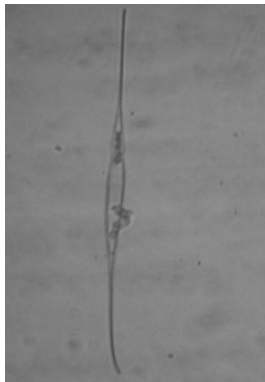
Closterium acutum



Closterium ehrenbergii



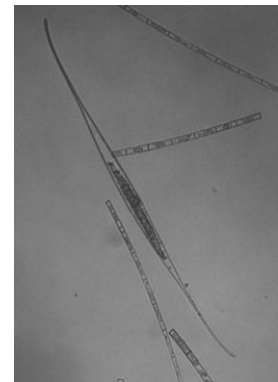
Closterium gracile



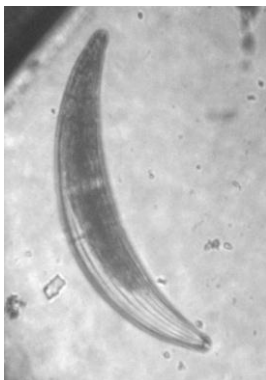
Closterium kuetzingii



Closterium moniliferum



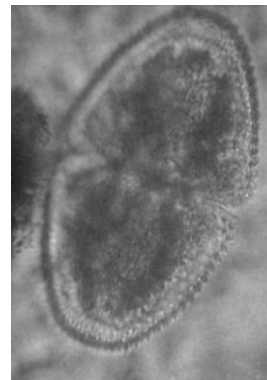
Closterium setaceum



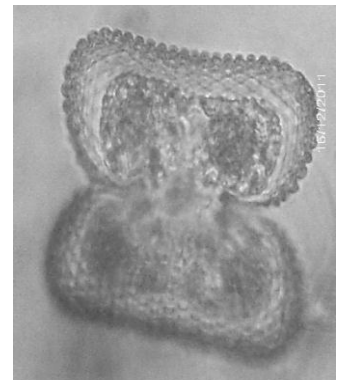
Closterium striolatum



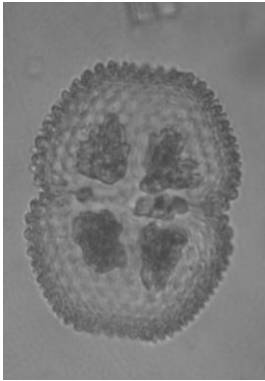
Cosmarium contractum



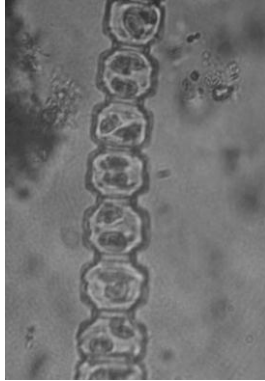
Cosmarium denticulatum



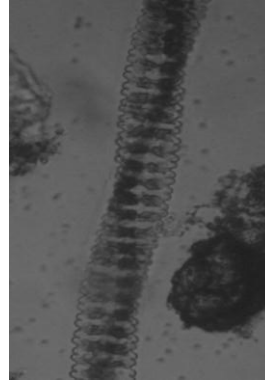
Cosmarium pseudobroomei



Cosmarium pseudomagnificum



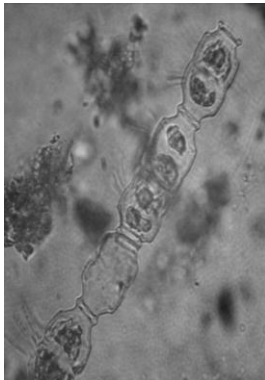
Desmidium aequale



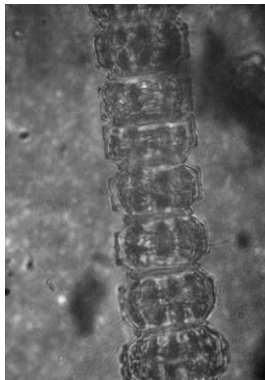
Desmidium aptogonum



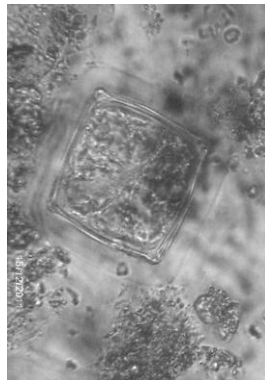
Desmidium baileyi



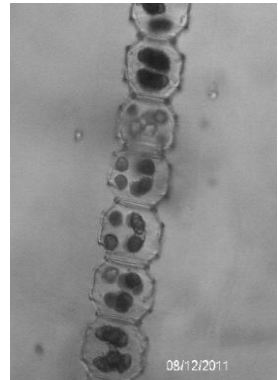
Desmidium graciliceps



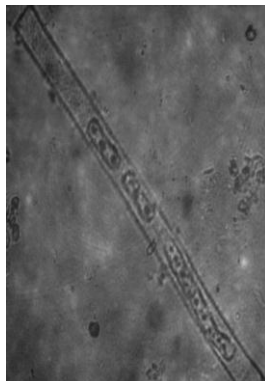
Desmidium gravillii



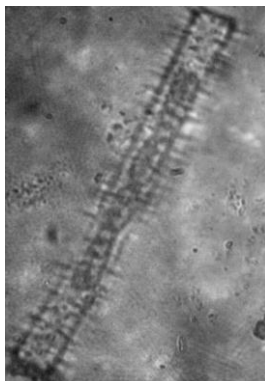
Desmidium laticeps var *quadrangulare**



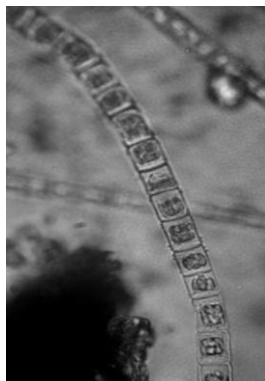
Desmidium quadratum



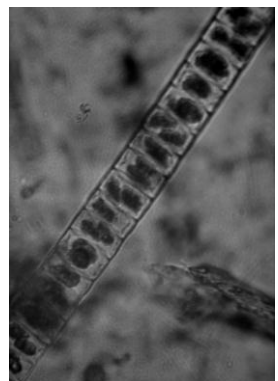
Gonatozygon monotaenium



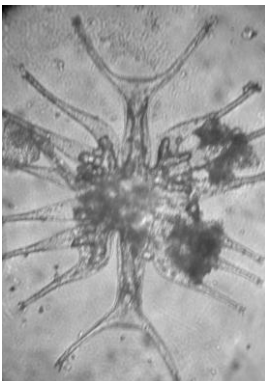
Gonatozygon pilosum



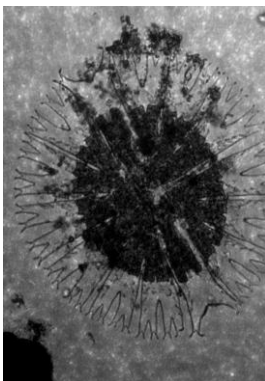
Hyaloteca dissiliens



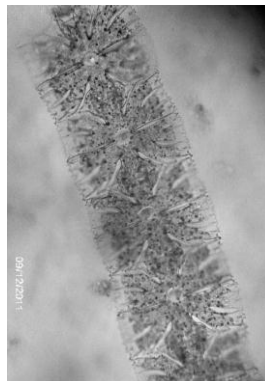
Hyaloteca mucosa



Micrasterias alata



Micrasterias borgei



Micrasterias foliacea

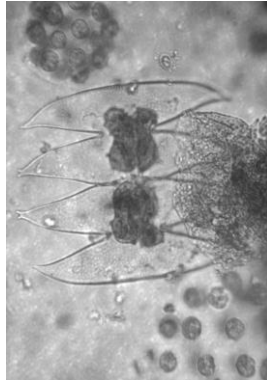


Micrasterias furcata

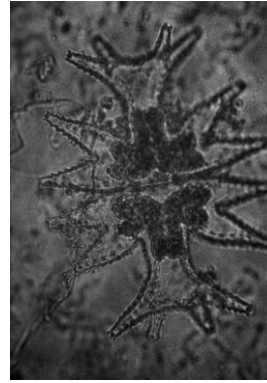
* Vista apical



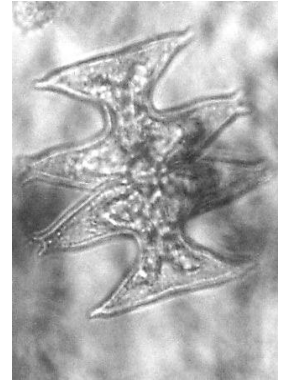
Micrasterias furcata
var. *smitii*



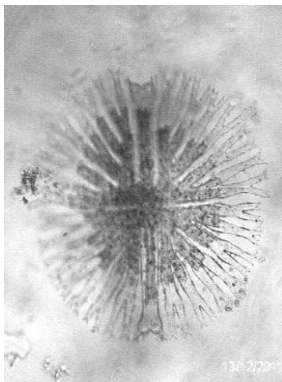
Micrasterias
laticeps



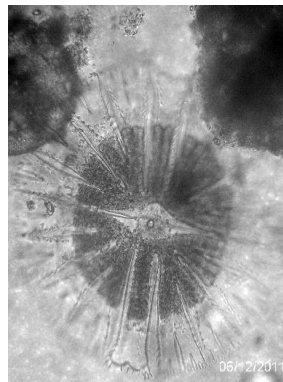
Micrasterias
mahabuleshwariensis



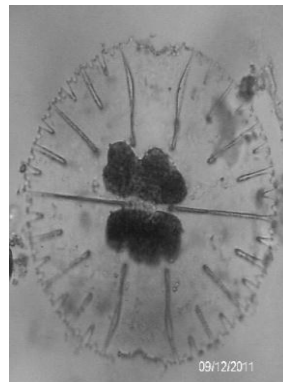
Micrasterias
pannatifida



Micrasterias radiosa



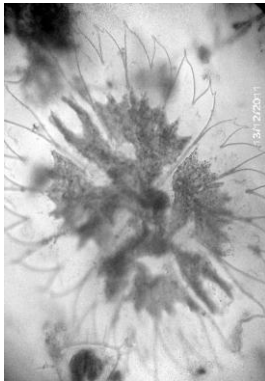
Micrasterias sol



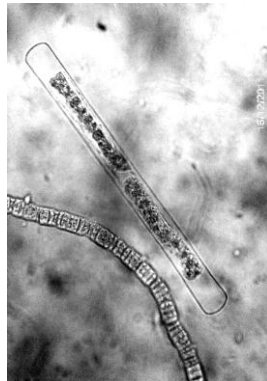
Micrasterias thomosiana



Micrasterias torreyi



Micrasterias torreyi var. *curvata*



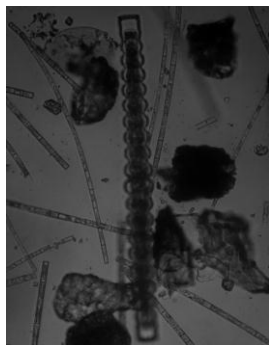
Mougeotia sp.



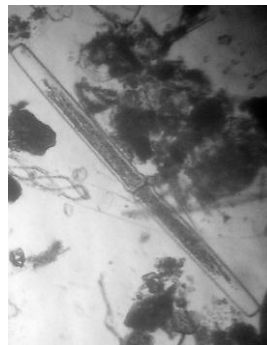
Onychonema filiformis



Phymatodocis sp*



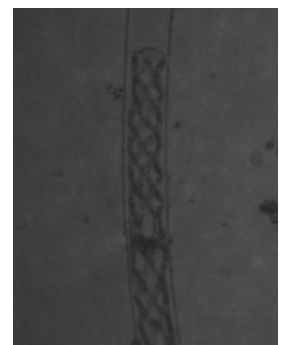
Pleurotaenium coronatum



Pleurotaenium eherenbergii



Sphaeroszma filiformis

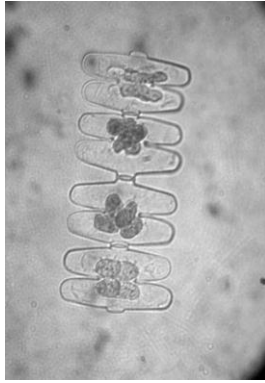


Spyrogira sp.

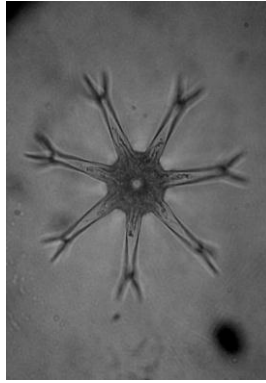
* Vista lateral



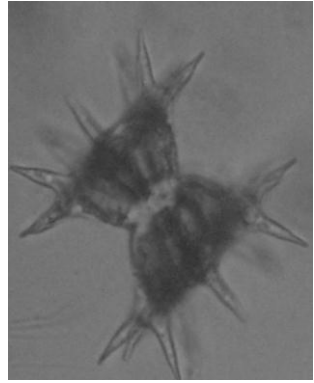
Spondylosium panduriforme



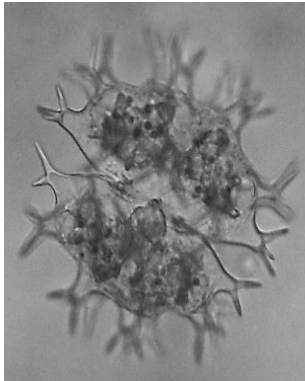
Spondylosium pulchrum



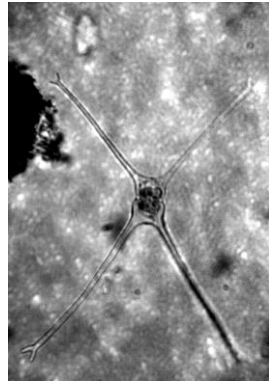
*Staurastrum boergesenii**



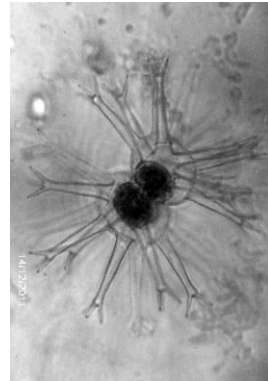
Staurastrum brasiliense



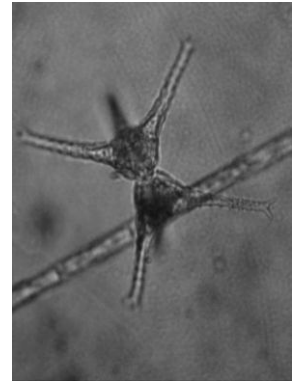
Staurastrum furcatum



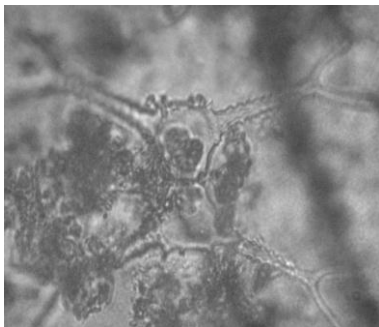
Staurastrum ginzbergeri



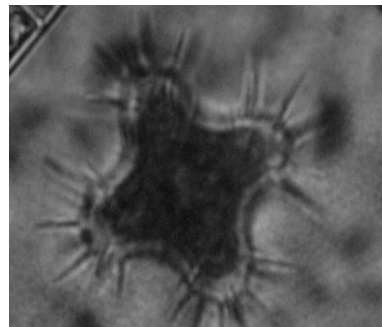
Staurastrum leptochanthum



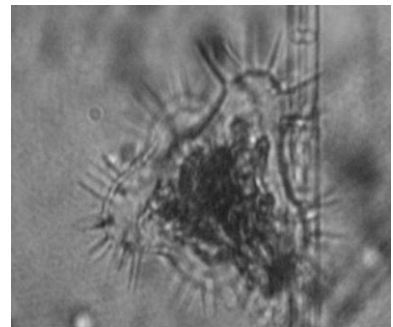
Staurastrum longipes



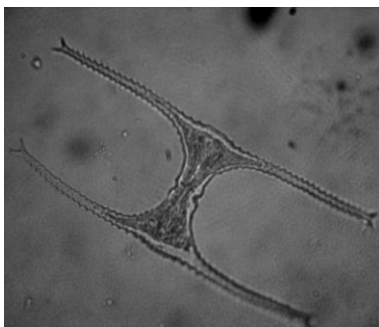
Staurastrum grillatorium



*Staurastrum hystrix morpha 4-radiata**



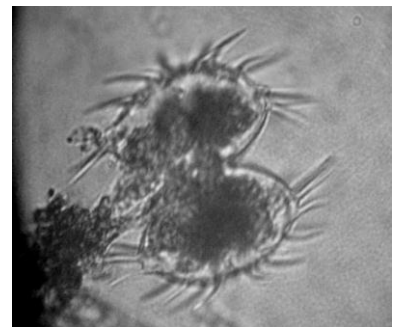
*Staurastrum hystrix morpha triradiata**



Staurastrum leptocladum

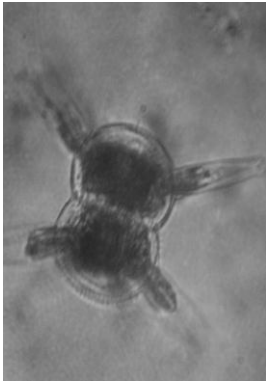


Staurastrum manfeldtii

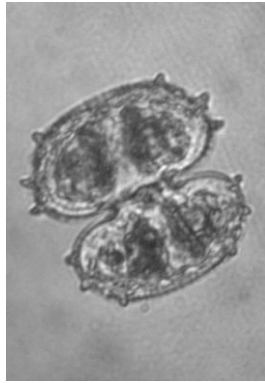


Staurastrum minnesotense

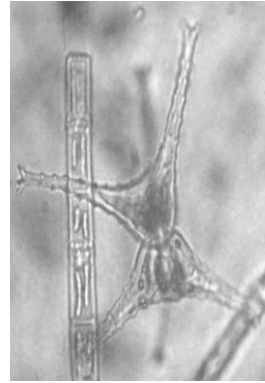
* Vista apical



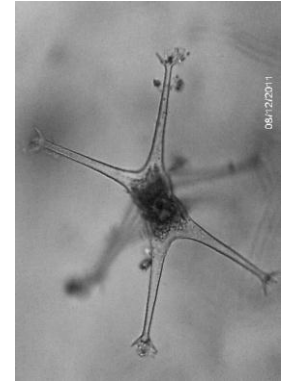
Staurastrum nudibrachiathum



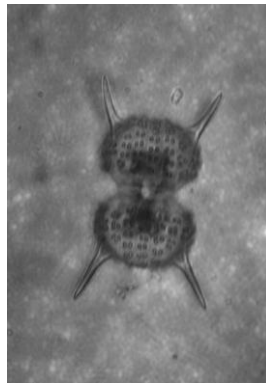
Staurastrum ornatum



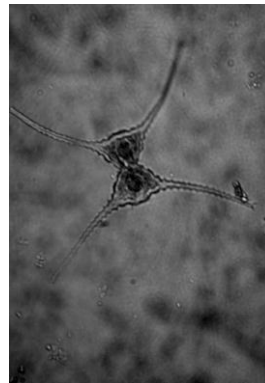
Staurastrum paradoxum



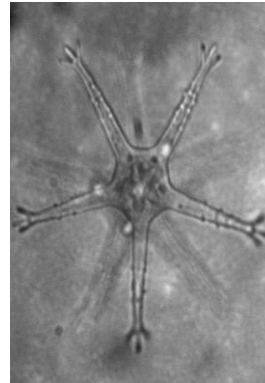
Staurastrum pingue



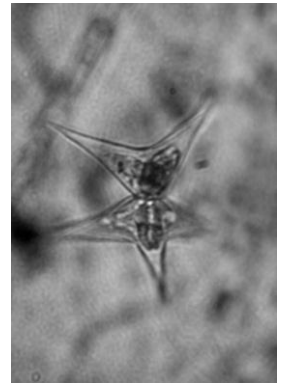
Staurastrum pulcherrimum
var. *brasiliense*



Staurastrum quadrinotatum



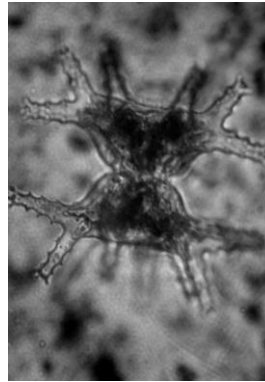
*Staurastrum rotula**



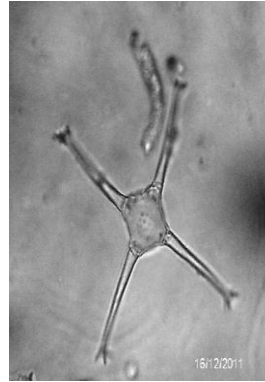
Staurastrum seleneum



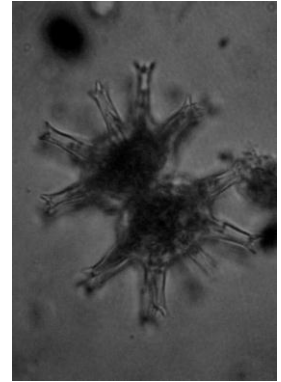
Staurastrum setigerum



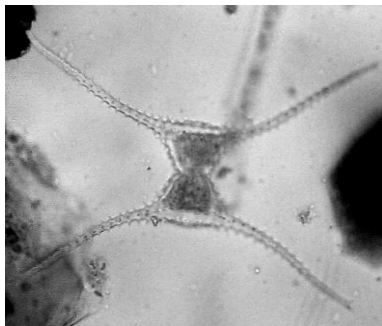
Staurastrum sexangulare



*Staurastrum stelliferum**



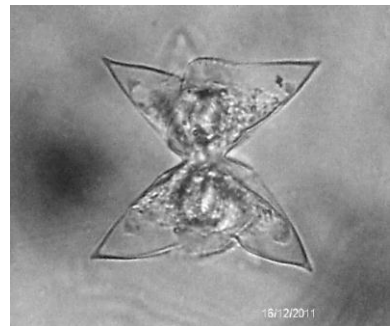
Staurastrum wolleanum



Staurastrum subamericanum

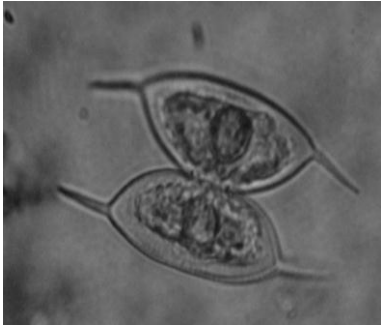


Staurodesmus convergens



Staurodesmus leptodermus

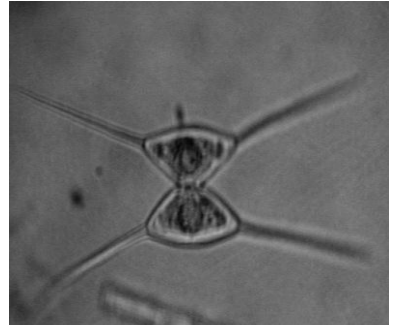
* Vista apical



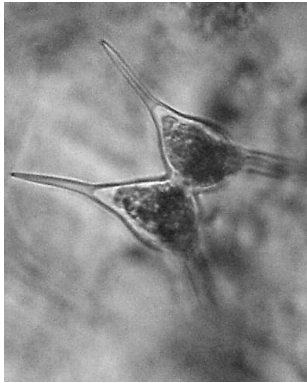
Staurodesmus subulatus



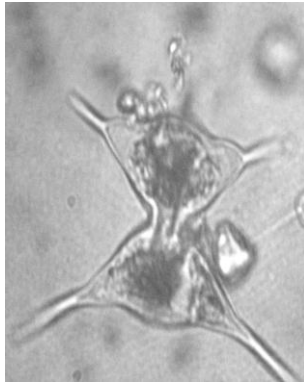
Staurodesmus subulatus var. *subaequale*



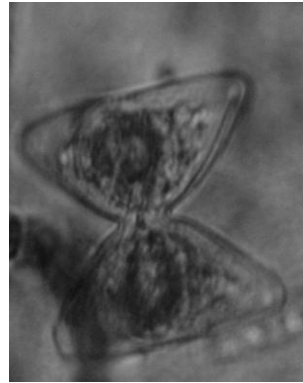
Staurodesmus triangulares



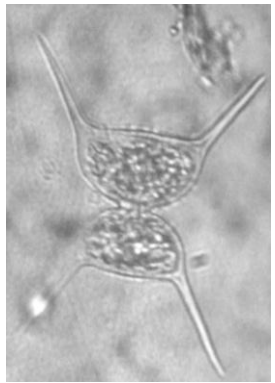
Staurodesmus mamillatus



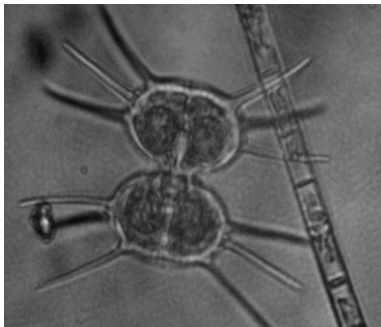
Staurodesmus phimus



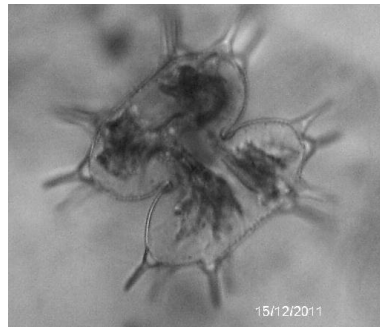
Staurodesmus pachyrhynchus



Staurodesmus validus



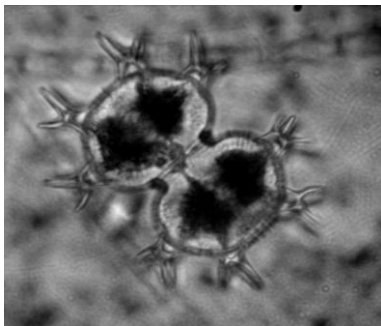
Xantidium antilopaeum



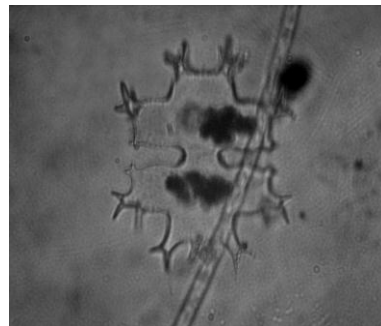
Xantidium antilopaeum var. *canadense*



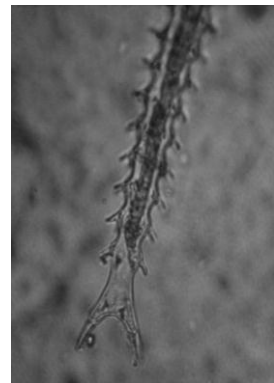
Xantidium antilopaeum var. *mamilosum*



Xantidium regulare



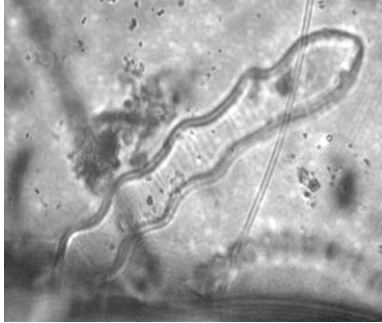
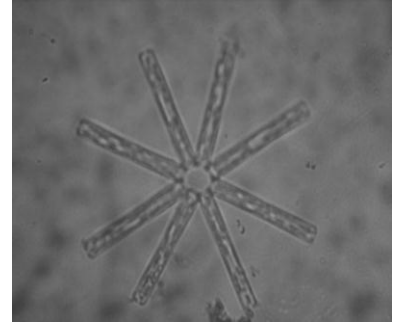
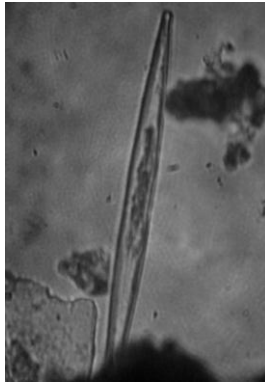
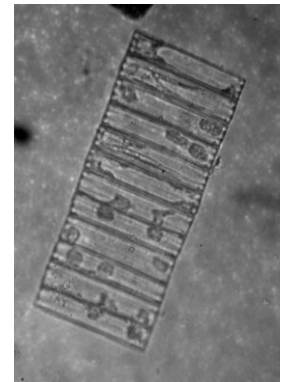
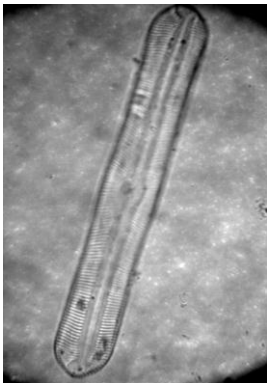
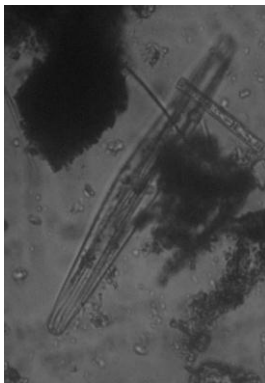
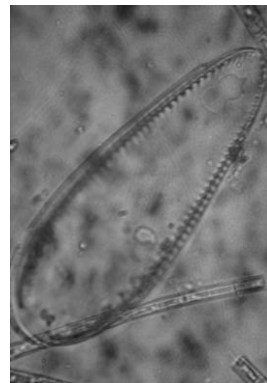
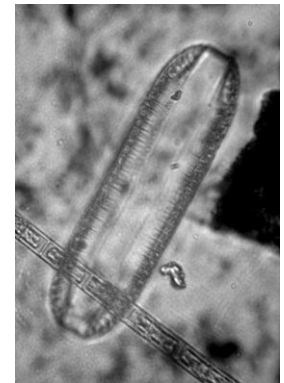
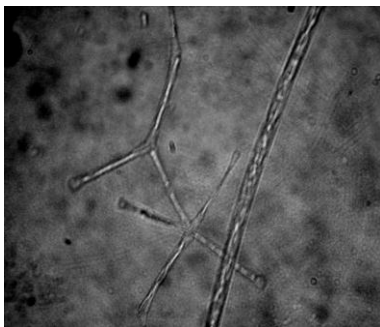
Xantidium trilobum



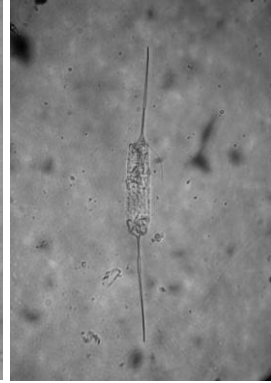
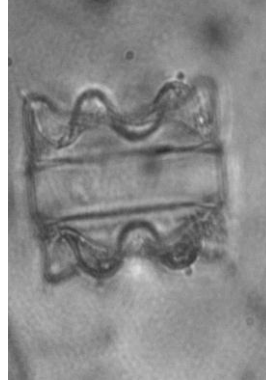
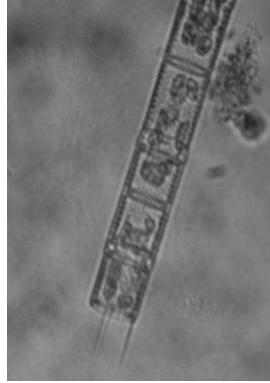
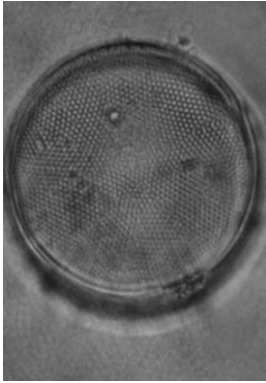
Triploceras gracile

BACILLARIOPHYTA

Bacillariophyceae

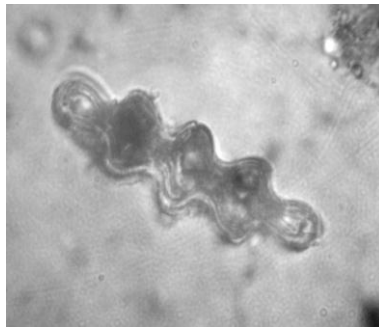
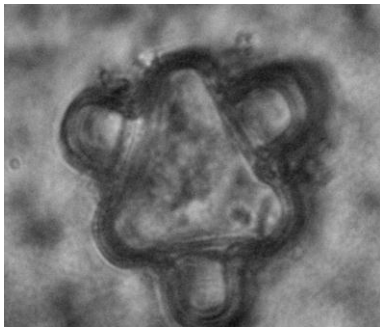
*Actinella mirabilis**Actinella sp.**Asterionella sp.**Caloneis sp.**Ctenophora sp.**Eunotia sp.**Fragilaria sp.**Pinnularia sp.**Stauroneis sp.**Surirella guatimalensis**Surirella linearis**Tabellaria sp.*

Coscinodiscophyceae



Actinocyclus sp. *Aulacoseira granulata* *Polymyxus coronalis* *Urosolenia* sp.

Mediophyceae

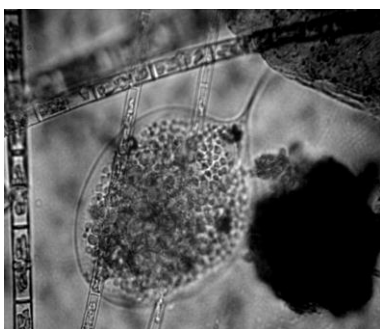


*Hydrosera whampoensis**

*Terpsinoe musica**

EUGLENOPHYTA

Euglenophyceae



Phacus gigas

Trachellomonas sp.

* Vista apical