

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE PESCA E AQUICULTURA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E
AQUICULTURA.

Características ambientais e das comunidades fitoplanctônicas dos
estuários dos rios Siriji e Botafogo no litoral norte de Pernambuco.

WERUSKA DE MELO COSTA-LIMA

Orientador: Prof. Dr. William Severi.
DEPAq / UFRPE

Co-orientador: Prof^a. Msc. Lucy
Moreira de Barros.
DEPAq / UFRPE

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-graduação em Recursos
Pesqueiros e Aquicultura da UFRPE –
Departamento de Pesca e Aquicultura,
para obtenção do título de Mestre.

Recife – PE
2005

Ficha catalográfica
Setor de Processos Técnicos da Biblioteca Central – UFRPE

C837c Costa-Lima, Weruska de Melo
Características ambientais das comunidades fito-
plancônicas dos estuários dos rios Sirigi e Botafogo
no litoral norte de Pernambuco / Weruska de Melo
Costa-Lima – 2005.
76 f. : il., tabs.

Orientador: William Severi
Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e
Aqüicultura) – Universidade Federal Rural de Pernam-
buco. Departamento de Pesca.
Referências.

CDD 636.31

1. Comunidade fitoplanctônica
2. Estuário
3. Sirigi, Rio (PE)
4. Botafogo, Rio (PE)
5. Aqüicultura
6. Pernambuco
 - I. Severi, William
 - II. Título

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Características ambientais e das comunidades fitoplanctônicas dos estuários dos rios Siriji e Botafogo no litoral norte de Pernambuco.

Por

WERUSKA DE MELO COSTA-LIMA

Esta dissertação foi julgada adequada para obtenção do título de:

MESTRE EM RECURSOS PESQUEIROS E AQUICULTURA

E aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura.

Prof. Alfredo Olivera Gálvez, Dr.
Coordenador do Curso.

Banca Examinadora:

Dr. William Severi – *Orientador*.

Dra. Maria do Carmo Figueiredo Soares – UFRPE.

Dr. Alfredo Olivera Gálvez – UFRPE.

Dra. Analbery Monteiro – Profa. Convidada – UFRPE – Membro Externo.

Suplente: Dr. Eudes de Souza Correia – UFRPE.

Dedico este trabalho:

A Deus, pela vida,
aos meus Pais, pelo incansável apoio em todas as horas,
aos meus lindos filhos: Hérique e Luiz Henrique, vocês são a força que preciso
para caminhar e ter equilíbrio,
e à minha família.

Ao Sol,

Fonte de luz que permite todo o funcionamento do Ecossistema, do qual dependemos diretamente, e que, se não o fosse, limitaria nossa permanência no planeta.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq, pela concessão da bolsa;

Ao Instituto do Milênio – Projeto RECOS – RS;

Ao meu Orientador, Prof. Dr. William Severi, pela confiança;

À minha Co-orientadora, mãe profissional e amiga, Profa. Msc. Lucy Moreira de Barros, sem ela o Fitoplâncton não permaneceria em minha vida;

Aos membros da banca examinadora, titulares e suplentes, pelas críticas e sugestões, que contribuíram para a melhoria deste trabalho;

Ao Departamento de Pesca e Aqüicultura, em nome de todos os Professores e Funcionários, que sempre apoiaram nosso crescimento;

Aos Laboratórios de Planctologia, Limnologia e Ictiologia da UFRPE, em especial aos estagiários (as) e alunado;

Aos meus familiares, por sempre entenderem e me apoiarem nas constantes ausências;

A todos os amigos de turma, digo, das turmas (que não são poucos), pelos momentos de descontração e sinceridade;

A todos aqueles que, de forma direta ou indireta, contribuíram para a realização deste trabalho.

Sumário

Características ambientais e das comunidades fitoplanctônicas nos estuários dos rios Siriji e Botafogo no litoral norte de Pernambuco.

Resumo	1
Abstract	3

Capítulo I

Caracterização hidrológica dos estuários dos rios Siriji e Botafogo no litoral norte de Pernambuco, utilizados por empreendimentos de carcinicultura.

Resumo	5
Abstract	7
Introdução	9
Material e Métodos	12
Resultados	14
Discussão	22
Conclusões	28
Referências Bibliográficas	29

Capítulo II

Análise da estrutura da comunidade fitoplanctônica nos estuários dos rios Siriji e Botafogo no litoral norte de Pernambuco.

Resumo	36
Abstract	37
Introdução	38
Material e Métodos	41
Resultados	43
Discussão	56
Conclusões	61
Referências Bibliográficas	63

Características ambientais e das comunidades fitoplanctônicas nos estuários dos rios Siriji e Botafogo no litoral norte de Pernambuco.

Resumo

O levantamento das características físicas e químicas da água e do fitoplâncton constitui um fator importante no zoneamento ambiental por permitir a determinação da produtividade natural dos corpos d'água e do potencial de aproveitamento pelo homem, além de fornecer subsídios à correta utilização dos recursos naturais. O estuário constitui um ambiente de transição entre dois ecossistemas adjacentes com características morfológicas e dinâmicas especiais de instabilidade das variáveis físicas e químicas. Este ambiente desempenha importante papel na transferência de sedimentos, água e energia entre os sistemas fluvial e marinho além de funcionar como depósito costeiro natural, inclusive de contaminantes, e proteger a costa no controle de enchentes. A área de estudo localizou-se no litoral Norte do estado de Pernambuco, incluindo os estuários Siriji e Botafogo (entre abril/03 e março/04 nos períodos de lua crescente e maré vazante). Foram coletadas amostras de água e do fitoplâncton, as quais foram analisadas considerando os valores de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, pH, clorofila-a, sólidos totais dissolvidos, nitrato, nitrito, amônia, fosfato inorgânico, fósforo total e fosfato total. A determinação da composição fitoplanctônica foi feita através de contagem direta, usando-se microscópio binocular. Os resultados foram relacionados com algumas variáveis ambientais tais como: precipitação pluviométrica, temperatura, salinidade, transparência da água e sais nutrientes. No mar, a eutrofização causada por contaminação, por exemplo, por esgotos domésticos ou industriais com elevada carga de nutrientes, pode propiciar o aparecimento de florações de fitoplâncton, representadas por grupos diversos, que levam à diminuição do oxigênio dissolvido ou liberação de toxinas específicas. Entre as amostras dos dois estuários, os taxa ocorrentes foram os usualmente encontrados no fitoplâncton de águas continentais. Considerando a capacidade dos ecossistemas receptores diluir os efluentes, é provável que em áreas costeiras com baixa produtividade, a descarga das águas eutróficas

possa, na realidade, vir a beneficiar a produtividade natural destes ambientes, mas para isso é necessário um monitoramento constante, desde a captação das águas para os empreendimentos até a sua saída (efluentes) ao ambiente. Outro ponto importante a ser considerado é a adição contínua de sedimentos que causam significantes alterações nos ecossistemas costeiros, que aumentam muito a quantidade de nutrientes e diminuem a passagem de luz, levando o local a um processo de eutrofização.

Abstract

Environmental characteristics of the phytoplankton communities of two estuaries Siriji and Botafogo of the coast north of Pernambuco.

The survey of the characteristics physical-chemical of the water and phytoplankton constitutes an important factor in the environmental zoning allowing the determination of the natural productivity of the bodies waters, its potential for man exploitation, besides supplying subsidies to the correct use of its natural resources. The estuary constitutes a transition environment between two adjacent ecosystems with morphologic and dynamic characteristics special of instability of the physical and chemical parameters. This environment plays important role in the transference of sediments, water and energy between the systems fluvial and marine besides functioning as natural coastal deposit, also contaminants, and protecting the coast in the flood control. The study area is situated in the coast north of the state of Pernambuco, including the estuary of the Botafogo and Siriji. During the period of study (abril/03 - mar/04 in the periods of increasing moon and receding tide), samples of water and plankton had been collected. The samples had been analyzed considering the values of temperature, salinity, dissolved oxygen, pH, chlorophyll-a, totals dissolved solids, nitrate, nitrite, ammonia, inorganic phosphate, and total phosphate. The determination of the phytoplankton a composition was made through direct counting, using the microscope. The results had been related with some ambient parameters such as: precipitation, temperature, salinity, transparency of the water and you leave nutrients. In the sea, the eutrofization caused for contamination, for example, for domestic or industrial sewers with raised load of nutrients, can propitiate the appearance of biddings of phytoplankton, represented for diverse groups that take to the reduction of the dissolved oxygen or specific toxin release. It the samples of the two estuaries, the taxa had been usually found in phytoplankton of continental waters. Considering the capacity of receiving ecosystems to dilute the effluent ones, it is probable that in coastal areas with low productivity, the discharge of eutrophics waters can, in

the reality, to come to benefit the natural productivity of these environments, but for this a constant monitoring is necessary, since the contamination of waters for the until its exit (effluent) to the environment. Another point important to be considered is the constant addition of sediments that cause significant alterations in the coastal ecosystems that increase the amount of nutrients very and diminish the light ticket, leading the place to an eutrophication process.

Capítulo I

Caracterização hidrológica dos estuários dos rios Siriji e Botafogo no litoral norte de Pernambuco, utilizados por empreendimentos de carcinicultura.

Resumo

Devido à degradação ambiental, os complexos estuarinos vêm sendo afetados e, como consequência, podem estar com a sua produtividade limitada. Uma provável fonte de poluição dos ecossistemas marinhos é a aqüicultura, através de seus efluentes. O levantamento das características físicas e químicas da água constitui um fator importante no zoneamento ambiental por permitir a determinação da produtividade natural dos corpos d'água e de seu potencial de aproveitamento pelo homem, além de fornecer subsídios à correta utilização de seus recursos naturais. Durante o período de estudo (abril/03 a março/04, nos períodos de lua crescente e maré vazante), foram coletadas 288 amostras de água e analisados os valores de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, pH, clorofila-a, sólidos totais dissolvidos, nitrato, nitrito, amônia, fosfato inorgânico, fósforo total e fosfato total. A partir destes dados foram determinadas médias entre as estações estudadas a cada metro de profundidade ao longo da coluna d'água em cada estação, desde a superfície até o fundo. As variações em relação aos quatro fatores considerados na ANOVA (período: dia e noite; mês; estações e estuários) apenas para o período não apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) para os resultados da análise de água. Considerando a capacidade dos ecossistemas receptores diluir os efluentes, é provável que em áreas costeiras com baixa produtividade, a descarga das águas eutróficas possa, na realidade, vir a beneficiar a produtividade natural destes ambientes, mas para isso é necessário um monitoramento constante, desde a captação das águas para os empreendimentos até a sua saída (efluentes) ao ambiente. Outro ponto importante a ser considerado é a adição contínua de sedimentos que causam significantes alterações nos ecossistemas costeiros e são jogados em grandes quantidades no mar pela erosão dos rios

(particulados), pela ação humana, ou pelos empreendimentos em geral, que aumentam a quantidade de nutrientes e diminuem a passagem de luz, levando o local a um processo de eutrofização. Neste contexto, torna-se necessário que o poder público internalize práticas de planejamento estratégico, realizando planos de controle, monitoramento e fiscalização de empreendimentos voltados para o uso e exploração econômica de áreas litorâneas e, especialmente, a definição regulatória de uso do solo, proteção ambiental e de processos indutores de desenvolvimento sustentável.

Abstract

Hydrological characterization of two estuaries Siriji and Botafogo of the coast north of Pernambuco used by shrimp farms.

Due to environment degradation, the estuarine complexes come being affected, as consequence, can be with its limited productivity. A probable source of pollution of marine ecosystems is the aquicultura, through its effluent ones. The survey of the physical and chemical characteristics of the water constitutes an important factor in the ambient zoning "of allowing to the determination of the natural productivity of the estuaries, its potential of exploitation for the man, besides supplying subsidies to the correct use of its natural resources. During the period of study (april/03 - mar/04, in the periods of increasing moon and receding tide), 288 water samples had been collected and analyzed the values of temperature, salinity, dissolved oxygen, pH, chlorophyll-a , totals dissolved solids, nitrate, nitrite, ammonia, inorganic phosphate, and total phosphate. Starting from these data they were certain averages among the stations studied to each meter of depth along the column of water in each station, from the surface to the bottom. The variations in relation to the four factors considered in ANOVA (period: day and night; month; stations and estuaries) just for the period it didn't present significant difference ($p < 0,05$) for the results of the analysis of water. Considering the capacity of the receiving ecosystems to dilute the effluents, it is probable that in coastal areas with low productivity, the discharge of the eutrophic waters can, in reality, to come to benefit the natural productivity of these adapts, but for that it is necessary a constant monitorament, from the reception of the waters for the enterprises until your exit (effluents) to the atmosphere. Another important point to be considered is the constant addition of sediments that you/they cause significant alterations in the coastal ecosystems and they are played in great amounts in the sea for the erosion of the rivers (particulates), for the human action, or for the enterprises in general, that increase the amount of nutrients a lot and they

decrease and a lot the light passage, taking the place to an process eutrophication. In this context, necessary that the power public practical internalize of strategic planning, accomplishing control plans, monitorament and fiscalization of farms gone back to the use and economical exploration of coastal areas and, especially, the regulatory definition for use of the soil, environmental protection and of induced processes of sustainable development.

1. Introdução

O levantamento das características físicas e químicas da água constitui um fator importante no zoneamento ambiental por permitir a determinação da produtividade natural dos corpos d'água e de seu potencial de aproveitamento pelo homem, além de fornecer subsídios à correta utilização de seus recursos naturais. Neste aspecto, as águas estuarinas são normalmente consideradas mais produtivas que as de mar aberto, com uma produtividade de cerca de 10 a 100 vezes maior que das águas oceânicas ou mesmo continentais (Perkins, 1974 in Peixinho *et al.*, 1980).

A influência do aporte fluvial sobre a qualidade de água no meio marinho adjacente determina modificações em suas características, como condutividade elétrica, pH, concentração de nutrientes, etc, acarretando flutuações nas populações planctônicas e na organização dos organismos de níveis tróficos superiores (Bellan, 1980).

O estuário constitui um ambiente de transição entre dois ecossistemas adjacentes com características morfológicas e dinâmicas especiais de instabilidade dos parâmetros físicos e químicos (Cognetti e Maltagliati, 2000). Este ambiente desempenha importante papel na transferência de sedimentos, água e energia entre os sistemas fluvial e marinho, além de funcionar como depósito costeiro natural, inclusive de contaminantes, e proteger a costa no controle de enchentes (Ridgway e Shimmiel, 2002; Naylor *et al.*, 2000).

Preocupações têm sido manifestadas sobre os impactos de efluentes de fazendas de camarão em ecossistemas aquáticos. Eutrofização e sedimentação decorrentes dos efluentes podem levar à modificação de habitats, perda de fauna sensível e degradação de valores objetivos.

Pesquisas recentes indicam que autoridades responsáveis por recursos naturais e produtores de camarão no Brasil, Estados Unidos, Honduras, Nicarágua e Tailândia têm programas de monitoramento para avaliarem o impacto de efluentes nos estuários. Até a presente data, nenhuma tendência, a

longo prazo, de deterioração da qualidade da água tem sido detectada (Chamberlain, 2003).

Efluentes de viveiros de camarão podem contribuir significativamente com os carregamentos elevados de nutrientes em ambientes litorais. As estimativas dos nutrientes e dos sedimentos que entram em canais costeiros dos viveiros de camarão indicam que a maioria deste material se origina das rações adicionadas (Machintosh & Phillips, 1992; Briggs & Funge-Smith, 1994).

O ciclo hidrológico é o agente de saneamento da terra que livra o planeta de seus poluentes naturais e produzidos pelo homem, através do processo de diluição. Entretanto, os dejetos tóxicos que acabam no oceano provenientes do escoamento da superfície podem tornar-se concentrados em níveis letais. Muitas substâncias diluídas para níveis supostamente seguros nas correntes, lagos e mares são concentradas por atividades biológicas, que se iniciam na base da cadeia alimentar e são levadas para os peixes e outros organismos aquáticos (Erickson, 1992).

Devido a sua localização entre os ambientes terrestre e marinho, os estuários têm sido convertidos em locais de desenvolvimento urbano, industrial e recreacional (Ridgway e Shimmield, 2002).

Nos estuários, os manguezais constituem áreas preferenciais para a instalação de sistemas de cultivo de camarão devido às características ambientais já citadas, como também pela sua fisiografia e distribuição entre as zonas tropical e subtropical, cujas latitudes são típicas da área de concorrência das espécies cultivadas (Primavera, 1994; Páez-Ozuna, 2001). Porém, é neste ambiente que o cultivo de camarões tem sido associado a diferentes distúrbios ecológicos, sociais e econômicos como: poluição das águas costeiras; eutrofização; erosão genética e perda de biodiversidade; salinização de aquíferos e solos; siltação; erosão costeira; marginalização das comunidades costeiras; conflitos sociais relacionados à conversão de terras e declínio da produção doméstica como local de alimentos (Barg, 1992; Primavera, 1994; 1997; Déb, 1998; SRAC, 1999; Cognetti e Maltagliati, 2000; Naylor *et al.* 2000; Tovar *et al.* 2003).

Além de a matéria orgânica incrementar a demanda de oxigênio para mineralização de seus constituintes, e também favorecer o desenvolvimento de microorganismos, especialmente bactérias, o aumento da concentração de nutrientes (principalmente N e P) propicia uma excessiva floração de algas, caracterizando uma água eutrofizada.

Sólidos em suspensão aumentam a turbidez da água, diminuindo a penetração da luz e influenciando nos processos geomorfológicos (principalmente sedimentação), podendo resultar em alterações na dinâmica hidrológica do sistema, em zonas anóxicas no sedimento – o qual tende a liberar gases tóxicos, e.g. H_2S_2 e CH_4 – e no comprometimento das comunidades bentônicas. Produtos químicos utilizados na carcinicultura são de crescente preocupação ambiental, por conta de sua alta toxicidade e persistência no meio ambiente e em sistemas biológicos do recurso hídrico receptor, podendo acarretar profundas transformações ecológicas (Pillay, 1992; Vinatea, 1997; Boyd, 1998; Esteves, 1998; Teichert-Coddington *et al.*, 1999, 2000; Wu, 1999 e Graslund, 2000).

Poucos trabalhos na literatura científica têm sido reportados visando caracterizar e quantificar os impactos diretos dessa atividade sobre os ecossistemas hídricos adjacentes podendo ser um dos motivos desta carência o recente crescimento e, conseqüente interesse internacional. Pode-se notar que os trabalhos encontrados geralmente se baseiam em análises dentro de curtos espaços de tempo e em recentes e pequenas atividades de cultivo. Entretanto, tais estudos (Trott & Alongi, 2000; Mckinon *et al.*, 2002a, 2002b e Mendez, 2002) detectaram aumentos de salinidade, pH, DBO, OD, clorofila-a, bactérias, nitrito, amônia, matéria inorgânica total, sólidos suspensos e P, além de traços de alterações na infauna em ambientes hídricos aportando efluentes de carcinicultura.

A eutrofização, os patógenos aquáticos e os componentes xenobióticos tóxicos são as principais ameaças de poluição aos ecossistemas costeiros. A maioria dos recursos pesqueiros marinhos de valor econômico depende de ambientes estuarinos, em pelo menos um estágio de seu ciclo de vida, onde formam uma complexa e sensível cadeia alimentar, que pode ser seriamente danificada devido a estas agressões.

A eutrofização já tem causado grandes mudanças estruturais e funcionais em comunidades fitoplanctônicas, zooplanctônicas e ícticas em vastas áreas. Um grande exemplo de desequilíbrio ambiental, devido a eutrofização é o fenômeno de floração excessiva de algas tóxicas, denominado “maré vermelha”. Alguns registros mostram grandes mortalidades, tanto de organismos no ambiente natural quanto em sistemas de cultivo, em extensas áreas costeiras, causadas por este fenômeno (Wu, 1999; Glibert *et al.*, 2002; Ronnback, 2000).

O conhecimento acerca dos impactos nas águas costeiras, gerados por efluentes de carcinicultura e que em extensão afetam as atividades de aqüicultura, está apenas começando (Páez-Ozuna, 2001). Geralmente, as opiniões e avaliações sobre as alterações ambientais estão dentro de uma perspectiva imediata, ignorando os efeitos que as múltiplas e interdependentes variáveis podem causar ao longo de décadas e séculos (Wurts, 2000).

Devido à carência de planejamento e à falta de regulamentação adequada, já são numerosos os exemplos de declínio da produção de camarão e de impacto ambiental (Páez-Ozuna, 2001). Um bom exemplo, e a principal razão para o declínio da produção asiática nos anos 80 e 90, foi identificada na deterioração da qualidade da água e no surgimento de numerosos patógenos: a carcinicultura é tão dependente da integridade ambiental que não poderá ter sucesso em locais degradados ou inadequados (Fuchs *et al.*, 1999). Os estuários dos rios Siriji e Botafogo, no litoral norte de Pernambuco, vêm sendo utilizados para implantação de empreendimentos de carcinicultura. Desta forma, torna-se necessário um estudo relativo à qualidade de água nestes ambientes o qual permite avaliar as condições atuais, e dar suporte ao monitoramento ambiental e à gestão dos recursos naturais.

2. Material e Métodos

A área de estudo localiza-se no litoral norte do estado de Pernambuco, nos municípios de Goiana e Itapissuma, a oeste da Ilha de Itapessoca e noroeste da Ilha de Itamaracá, entre 07°30' e 07°43' S e 034°51' e 034°53' W (Figura 01), incluindo o estuário do Botafogo e do Siriji (CPRH, 2001).

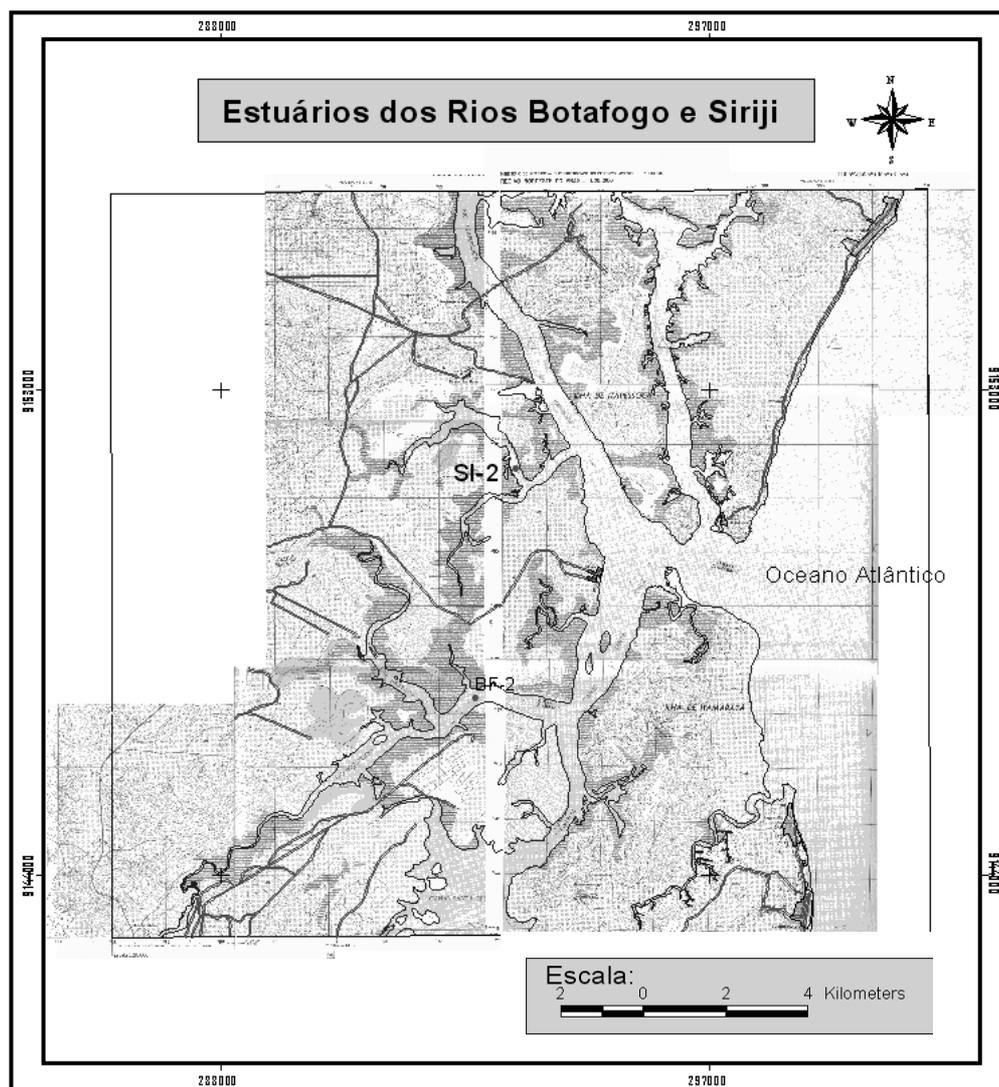


Figura 01: Mapa do local de coleta, com as estações demarcadas em: •

Amostras de água foram coletadas com uma garrafa de Van Dorn e imediatamente acondicionadas em recipientes de 1 L, acomodados em isopor com gelo (resfriados), para análises de clorofila-a (Nusch, 1998), amônia (Koroleff, 1976), ortofosfato e fósforo total (APHA, 1995), sólidos totais suspensos, frações orgânica e inorgânica (método gravimétrico APHA, 1995), realizadas no Laboratório de Limnologia do Departamento de Pesca e Aqüicultura da UFRPE. As concentrações de nitrato e nitrito foram determinadas segundo Mackereth *et al.* (1978), e de amônia, segundo Koroleff (1976).

A transparência da água foi estimada através do disco de Secchi. As variáveis: temperatura, pH, salinidade e concentração de oxigênio dissolvido foram determinadas a cada metro de profundidade ao longo da coluna d'água em cada estação, desde a superfície até o fundo, através de um analisador multi-parâmetro YSI modelo 556. Os dados foram anotados em planilhas específicas para posterior tratamento estatístico.

Dados de precipitação pluviométrica foram obtidos da Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco. Dados de amplitude das marés para o Porto de Recife foram obtidos do Departamento de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil.

Foram analisadas a normalidade e a homocedasticidade dos dados, para verificar diferenças entre os meses e estações amostrados, aplicando-se ANOVA, segundo as recomendações de Zar (1996), mediante teste paramétrico ou não-paramétrico, com transformação de variável (se necessário). Para tanto foi empregado o aplicativo Statistica.

A diversidade entre período e meses foi avaliada pelo índice de frequência de ocorrência e abundância relativa dos gêneros de Shannon-Weaner (Krebs, 2000).

As coletas do material hidrológico foram realizadas ao longo de seis estações de amostragem, sendo três em cada estuário, entre os meses de abril de 2003 e março de 2004, na primeira quinzena de cada mês, na fase lunar crescente e em maré vazante. Foram coletadas duas amostras de água, cada uma com 1L (superfície e fundo) em cada estação, nos horários diurno e noturno (de acordo com o regime de marés), totalizando 24 amostras de água/mês, e 288 amostras/ano.

As estações foram georeferenciadas através de GPS Garmin Etrex, e as coletas realizadas com auxílio de uma lancha equipada com motor de popa (25HP).

3. Resultados

As variações em relação aos quatro fatores analisados (período; mês; estação e estuário) não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) para os resultados da análise de água apenas entre os períodos. A precipitação

pluviométrica apresentou uma variação sazonal evidente durante o período de amostragem, tendo o mês de junho/03 sido o de maior precipitação (490,9mm) e o mês de novembro/03 o de menor (26,4mm) (Figura 2).

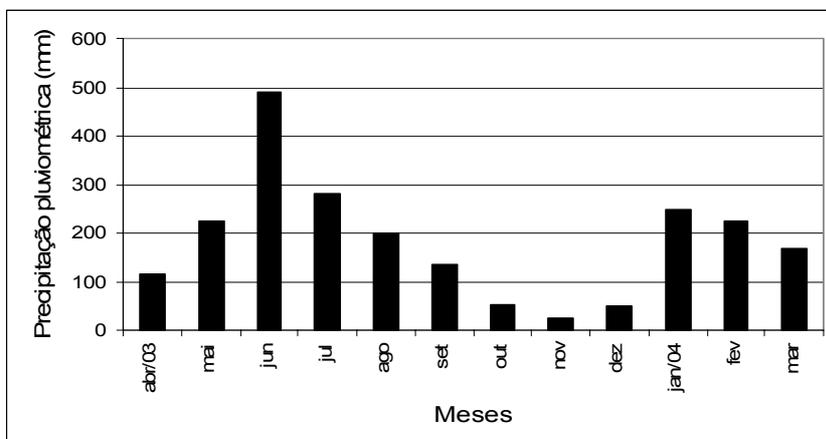


Figura 2: Precipitação pluviométrica acumulada (mm) do período de amostragem para o município de Itamaracá - PE.

A transparência da água foi, na maioria dos meses, superior a 1m. Não foi observado ritmo cíclico definido, ressaltando-se o mês de fevereiro/04 (menos de 0,5m) com os mais baixos valores de transparência e os mais altos valores para o mês de novembro/03 (2,05m – BF (Botafogo) e 1,58m – SI (Siriji)) para ambos os estuários (Figura 3).

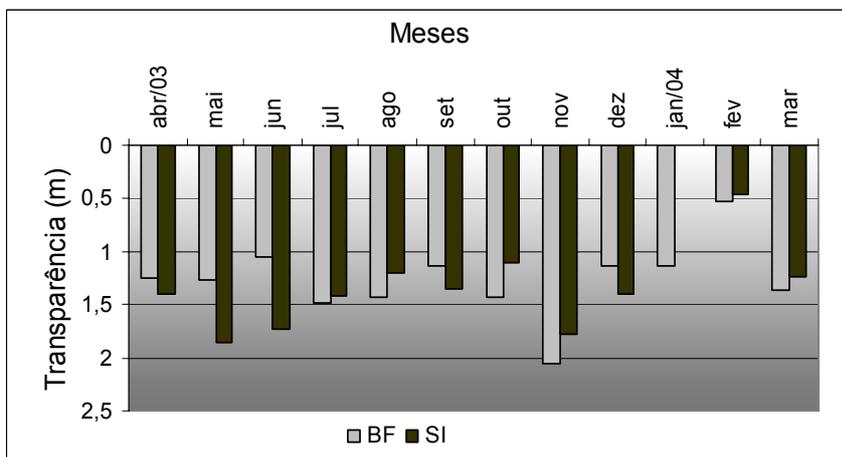


Figura 3: Média da transparência do disco de Secchi por mês nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

Os dados de temperatura obtidos nos estuários nos primeiros meses de amostragem foram semelhantes, só havendo uma ligeira queda no mês de dezembro/2003, no estuário do Botafogo e no mês de

março/2004 no estuário do Siriji (Figura 4). Contudo, ao longo das estações, em ambos os estuários, observou-se uma correlação direta entre temperatura e salinidade, onde houve uma pequena diferença no mês de fevereiro/2004 ocasionadas por um maior aporte de água doce devido às fortes chuvas durante a coleta, que não influenciou no total acumulado no mês.

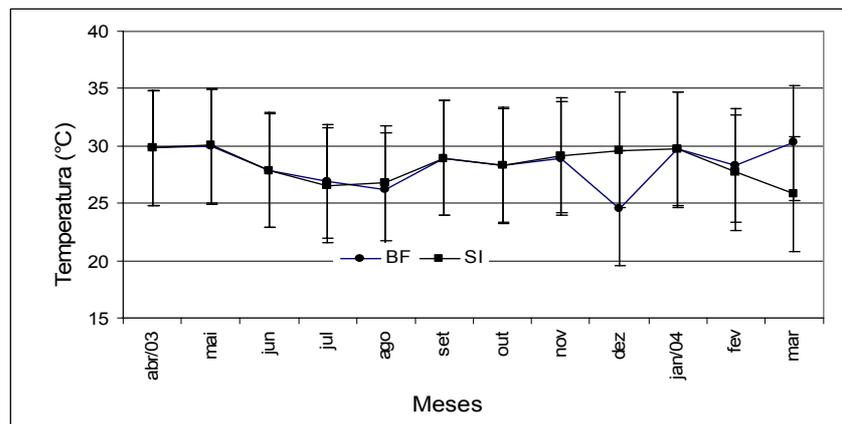


Figura 4: Variação média da temperatura da água nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

O oxigênio dissolvido, no rio Siriji, variou de 0,65mg/L no mês de março/04 a 5,47mg/L no mês de julho/03. No Botafogo, o menor valor foi 0,75mg/L no mês de agosto/03 e o maior 6,56mg/L no mês de julho/03, todos na estação 3 nos dois rios. No mês de março/04, os valores não foram mensurados no Botafogo por problemas na sonda do multiparâmetro. (Figura 5).

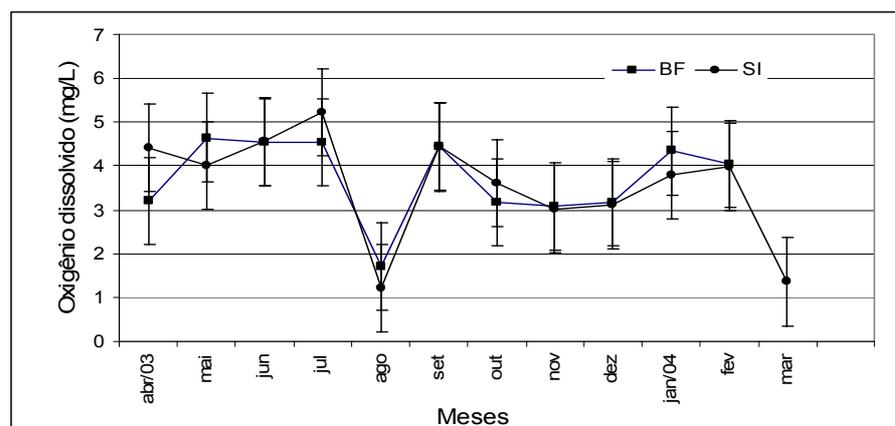


Figura 5: Variação média do oxigênio dissolvido nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

Os valores de salinidade em quase todos os meses de amostragem foram mais elevados no Siriji com seu maior valor no mês de dezembro/03 com 35,43 – estação 3 – noite e o menor valor no mês de fevereiro com 7,51 – estação 1 – noite. No Botafogo, o maior valor foi no mês de novembro/03 com 29,71 – estação 1 – dia e o menor foi 12,14 – estação 2 – dia. (Figura 6).

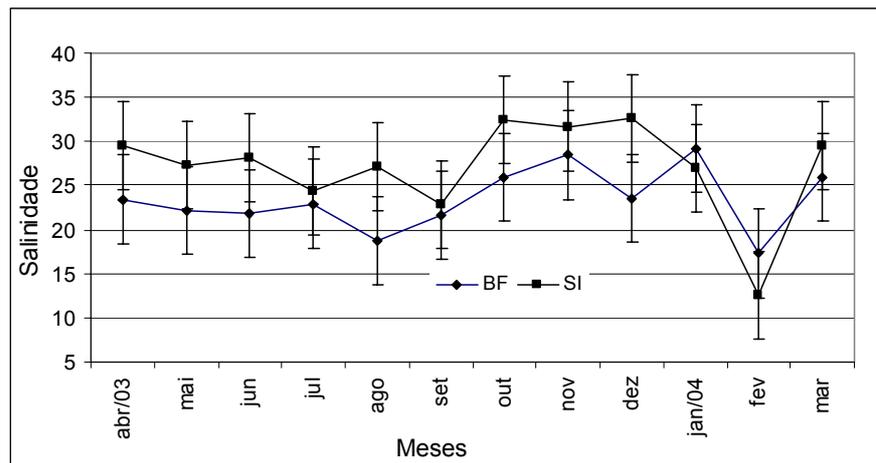


Figura 6: Variação média da salinidade nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

O pH da água oscilou entre valores próximos da neutralidade. No Siriji o maior valor foi 9,26 no mês de agosto/03, estação 3 e o menor valor 5,56 em janeiro/04 na estação 2. No Botafogo o maior valor foi 9,49 no mês de julho/03, estação 3 e o menor valor 5,62 em janeiro/04 também na estação 2, e durante o dia em ambos os estuários (Figura 7).

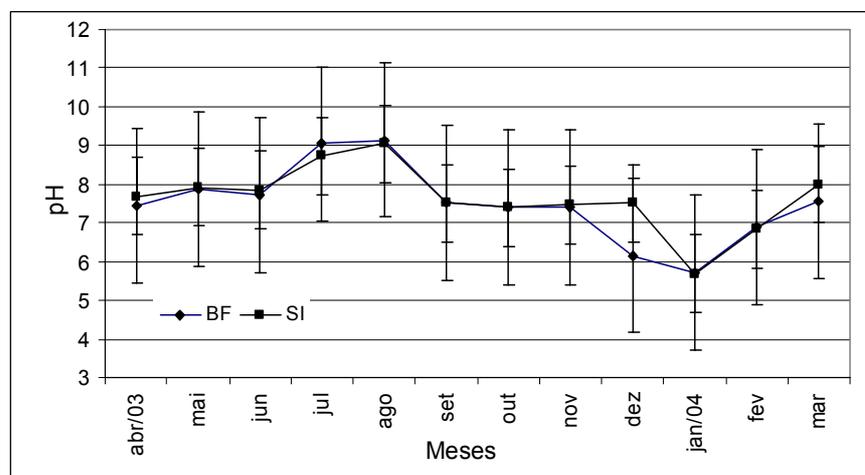


Figura 7: Variação média do pH nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

As concentrações de clorofila-a apresentaram um padrão de variação semelhante nos dois estuários ao longo do período de estudo, apesar das diferenças entre os meses. No Siriji, o maior valor registrado foi 29,01mg/L na estação 1 – noite e o menor valor registrado foi 1,68mg/L no mês de abril/03, estação 3 – dia. No Botafogo, o maior valor foi 331,57mg/L no mês de fevereiro/04, estação 1 – noite e o menor valor registrado foi 2,91mg/L no mês de dezembro/03, estação 3 – noite. (Figura 8).

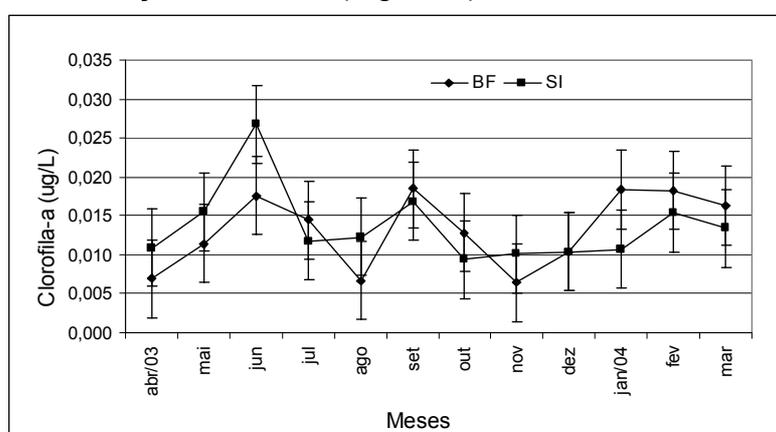


Figura 8: Variação média da clorofila-a nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

As concentrações de sólidos foram mais elevadas no Siriji, exceto nos meses de janeiro/04, com 0,047mg/L, e fevereiro/04 com 0,055mg/L (Figura 9), podendo estar relacionado com a largura do estuário, uma vez que o Siriji é bem mais estreito que o Botafogo e por se encontrar mais próximo ao mar, sofrendo então maior turbidez pelo regime de marés. O maior valor foi 0,074mg/L no Siriji (estação 1 – noite) e o menor valor 0,020mg/L no mês de setembro/03, estação 1 - dia. No Botafogo, O maior valor foi 0,064mg/L no mês de novembro/03, nas estações 1 e 3 – dia e o menor valor foi 0,01 no mês de novembro/03 – dia.

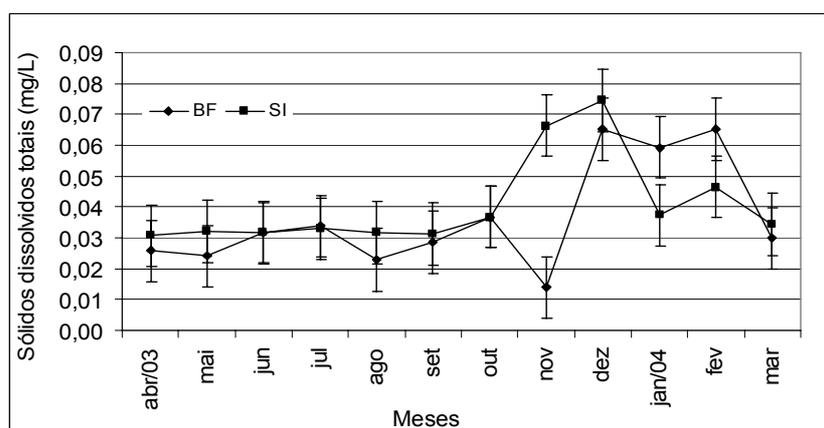


Figura 9: Variação dos sólidos totais dissolvidos nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

No mês de janeiro/2004, no Botafogo, os valores máximo e mínimo para o nitrato foram, respectivamente 1366,72mg/L no mês de janeiro/04 na estação 1 – noite e 0,00mg/L causando uma diferença significativa entre o Siriji. Neste, os valores foram, respectivamente 0,084mg/L no mês de outubro/03 na estação 3 – noite e 77,164mg/L no mês de fevereiro/04 na estação 2 – dia (Figura 10).

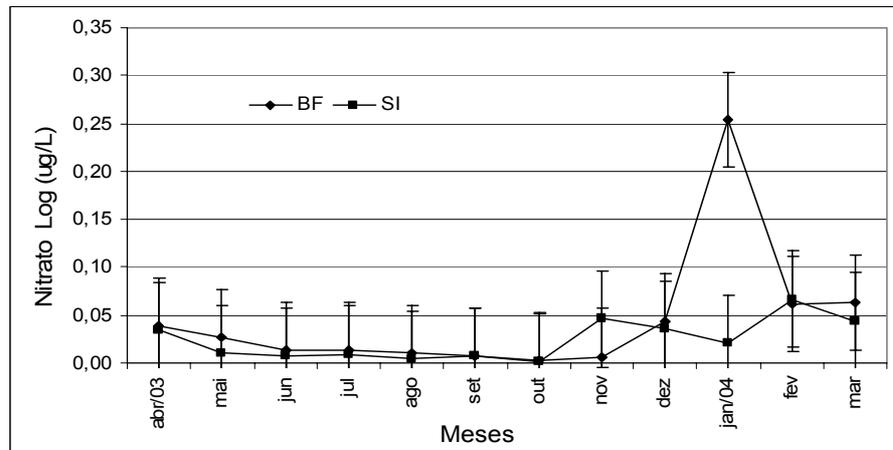


Figura 10: Variação média do nitrato (mg/L) nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

Para o Botafogo, os valores de nitrito máximo e mínimo foram, respectivamente 3,939mg/L no mês de abril/03 nas estações 2 e 3 – dia e 0,00mg/L no mês de março/04 na estação 2 – noite. No Siriji, os valores foram, respectivamente, 0,00mg/L no mês de dezembro/03 na estação 1 – noite e 5,66mg/L no mês de setembro/03 na estação 2 – noite. (Figura 11).

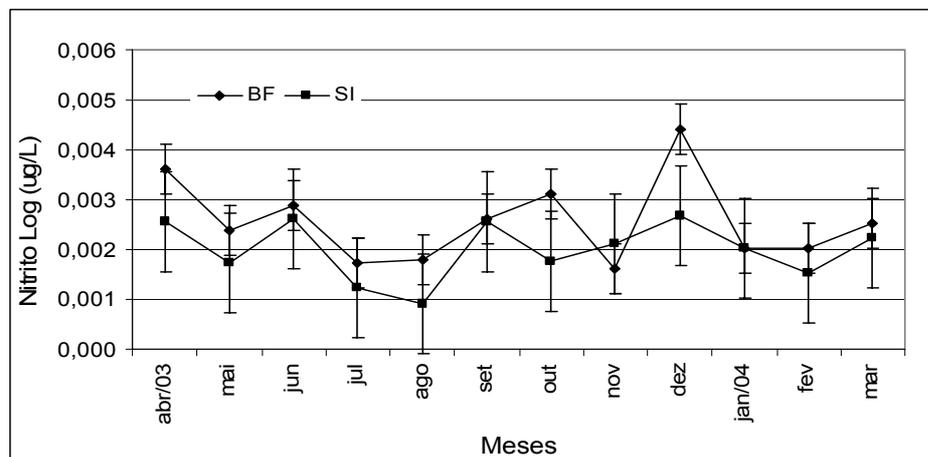


Figura 11: Variação média do nitrito nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

A concentração de amônia diferiu entre os rios, principalmente de abril a junho/2003, de agosto a novembro/2003 e novamente em fevereiro/2004, quando alguns valores do Botafogo representaram quase o dobro dos registrados nas águas do Siriji. Para o Botafogo, o valor máximo foi 191,94mg/L no mês de fevereiro/04 nas estações 1 – noite, chegando a zero nos meses de dezembro/03 e janeiro/04. Os menores valores foram No Siriji, 169,50mg/L no mês de setembro/03 na estação 2 – noite e chegando a zero em quase todos os meses, exceto em setembro e outubro/03 e fevereiro e março/04 (Figura 12).

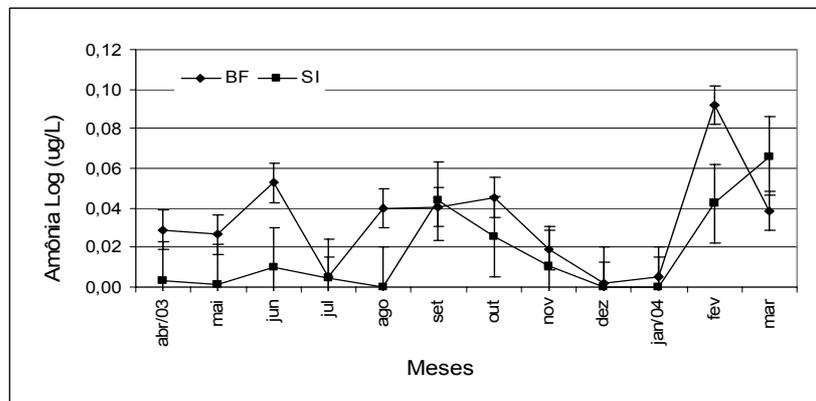


Figura 12: Variação média das concentrações de amônia nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

O fosfato inorgânico foi mais elevado na maioria dos meses, no Botafogo, havendo apenas uma exceção: fevereiro/04. Para o Botafogo, o valor máximo foi 29,45mg/L no mês de fevereiro/04 na estação 2 – dia, chegando a zero no mês de setembro/03. No Siriji, os valores foram, respectivamente, 30,38mg/L no mês de fevereiro/04 na estação 3 – dia e chegando a zero nos meses de setembro e outubro/03. (Figura 13).

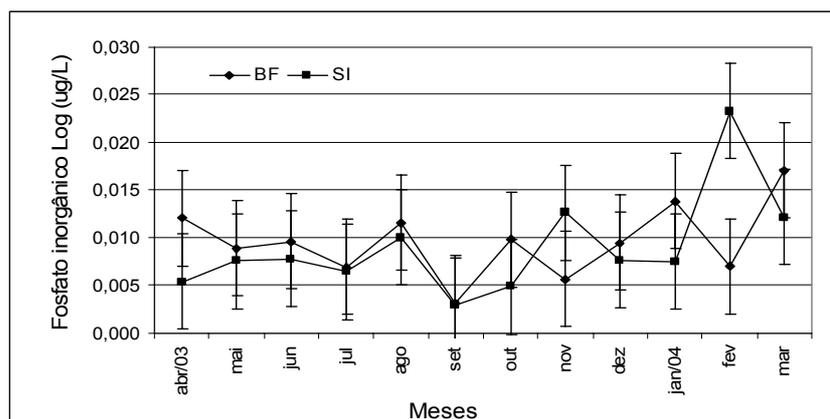


Figura 13: Variação média do fosfato inorgânico nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

No Botafogo, quanto ao fosfato total, o valor máximo foi 211,48mg/L no mês de junho/03 na estação 1 – dia, e o menor valor foi 14,54mg/L no mês de fevereiro/04. No Siriji, os valores máximo e mínimo foram, respectivamente, 158,61mg/L no mês de abril/03 na estação 3 – noite e 15,83 no mês de janeiro/04, estação 3 – dia. (Figura 14).

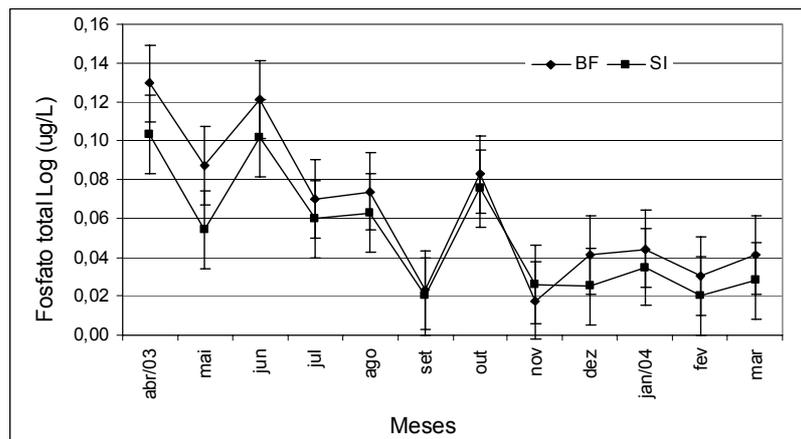


Figura 14: Variação média do fosfato total nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

O fósforo total no Botafogo teve seu valor máximo de 369,83mg/L no mês de maio/04 na estação 2 – dia, e o menor valor foi 32,97mg/L no mês de fevereiro/04, na estação 3 - dia. No Siriji, os valores máximo e mínimo foram, respectivamente, 493,11mg/L no mês de maio/04 na estação 3 – dia e 38,79 no mês de fevereiro/04, nas estações 1 e 3 – dia. (Figura 15).

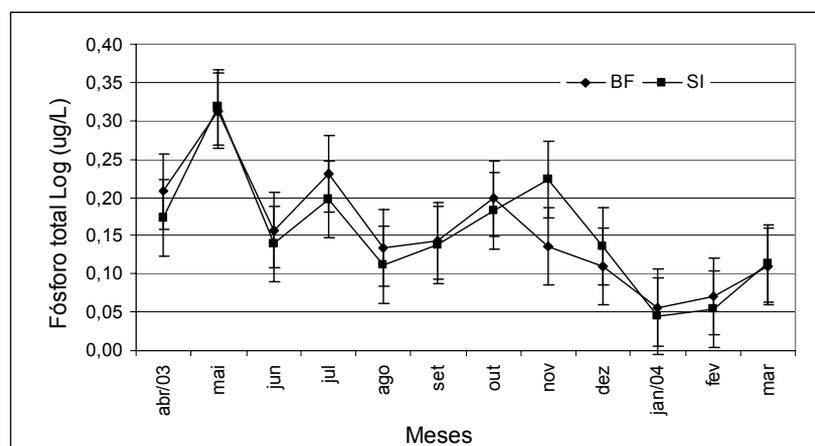


Figura 15: Variação média do fósforo total nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

4. Discussão

No estuário do rio Botafogo, Passavante & Koenig (1984) verificaram que o menor valor de desaparecimento do disco de Secchi foi com 0,30m, ocorrendo no mês de setembro. No presente trabalho, O valor máximo foi de 2,10m, ocorrido no mês de novembro. Comparando ao estuário do Jaguaribe, Caheté-Neto (2003) observou que entre junho e agosto, período que compreende a estação chuvosa, a água se mostrou menos transparente. Entre os meses de setembro e dezembro demonstrou uma certa uniformidade e, entre fevereiro e abril foram registrados os maiores índices de transparência.

O oxigênio dissolvido é um dos elementos mais importantes para a manutenção da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, além de ser um elemento essencial para a oxidação, decomposição e ciclagem da matéria orgânica que circula nos ecossistemas. De acordo com Esteves (1988), as principais fontes de oxigênio dissolvido para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são atribuídas ao consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como por exemplo, o ferro e o manganês (em águas que contenham altas concentrações destes metais). Os níveis naturais de oxigênio dissolvido dependem de fatores físicos a exemplo da temperatura e pressão atmosférica, aspectos químicos e atividade bioquímica do meio. Assim como a elevação da temperatura e diminuição da pressão ocorre redução da solubilidade do oxigênio na água (Martins & Bittencourt, 1994).

De acordo com Macedo *et al.* (2000), o oxigênio dissolvido é um importante indicador de áreas poluídas, uma vez que baixas concentrações poderão indicar uma poluição química, física ou biológica. O autor também explica que teores elevados de oxigênio dissolvido estão associados a valores alcalinos de pH. Esta citação explica os resultados nos meses de julho e agosto/2003, onde os valores de pH foram superiores a 7,0 e a taxa de oxigênio dissolvido sofre uma queda, isto acontece simultaneamente nos dois estuários.

No presente trabalho, a temperatura e a salinidade apresentaram uma correlação direta para os dois estuários, confirmando Macedo & Costa (1978) e Alves (2003) quando afirmaram que na estação seca as altas temperaturas e altas salinidades coexistem devido à redução de água doce, através de um fluxo menor proveniente dos rios e da chuva e que na estação chuvosa as baixas temperaturas quase sempre coincidem com baixas salinidades, devido ao aumento no fluxo de água.

Os perfis diários de temperatura e salinidade não sofreram diferenças significativas entre superfície e fundo e nem entre dia e noite. O aquecimento e o provável resfriamento aconteceram em toda a coluna d'água, podendo ser ocasionado pelo ciclo de marés nas coletas (marés vazantes) o que pode não ter modificado muito a temperatura devido a pouca profundidade local no decorrer das coletas. As variações sazonais demonstraram que estas variáveis físicas foram diretamente influenciadas pelo regime de chuvas na região.

A concentração de oxigênio dissolvido variou, com uma correspondente taxa de saturação de 1,21 a 5,47 % e uma certa variação longitudinal e vertical, que pode ser atribuída a processos biológicos locais de consumo ou produção fotossintética de oxigênio. Segundo Peixinho *et al.* (1980), nas zonas estuarinas tropicais e subtropicais é comum a ocorrência de processos biológicos (fermentações) que impõem elevações temporárias na demanda bioquímica de oxigênio.

Alves (2003) apresentou dados de oxigênio dissolvido em baixas concentrações para o Botafogo e para o Siriji, e, associando-os com o pH encontrado (superior a 7,0) e outras referências para o local, não há déficit de oxigênio nesta região estuarina.

Macedo (1982) estudando o estuário do Botafogo descreveu um evidente ciclo sazonal para a temperatura. As diferenças verticais não ultrapassaram 1 °C, devido provavelmente, à constante mistura das águas e à pequena profundidade do estuário, fato anteriormente demonstrado por Okuda *et al.* (1960) em Barra das Jangadas – Pernambuco – Brasil e Macedo (1974) e Cavalcanti (1976), no Canal de Santa Cruz – Pernambuco.

Macedo (1982) observou que, mesmo devido à constante influência da água oceânica através do canal de Santa Cruz, a distribuição horizontal da salinidade permitiu delimitar zonas mixo-oligohalinas e limnéticas em algumas estações similares a 01 e 02 no presente estudo e mixo-eualina e mixo-polialina nas estações similares às 03 do presente estudo.

O mesmo autor, em estudo realizado no Botafogo, observou uma estreita relação entre as variações do oxigênio dissolvido e do pH associado com o aumento da pressão parcial do CO₂, relatando que este aumento é favorável para a fotossíntese e desfavorável para a fauna.

Alves (2003) estudando os mesmos locais, constatou valores para a clorofila-a mais baixos que os feopigmentos no infralitoral dos rios, resultando da correlação de Pearson, que indica uma relação direta entre a concentração de clorofila-a (matéria viva) e a concentração de feopigmentos (detritos vegetais), ou seja, à medida que ocorre um aumento da matéria viva no ambiente, haverá um aumento de detritos.

A determinação dos pigmentos clorofilianos é muito difundida nos estudos de Oceanografia e Limnologia por se relacionar com a biomassa do fitoplâncton, sua produtividade, bem como seu estado fisiológico. No entanto, estas são relações complexas com aplicação limitada. As razões entre os constituintes celulares variam ao longo da vida de um indivíduo, diferem de uma espécie para outra e mudam em função das condições energéticas. Isto foi especialmente comprovado através da análise das razões clorofila-a/carbono orgânico (Steele & Baird, 1962).

Os pigmentos dão informações sobre o estado fisiológico de uma comunidade fitoplanctônica na medida em que, em qualquer população em declínio, o teor de clorofila-a diminui, enquanto seus produtos de degradação (feopigmentos) e os carotenóides aumentam. Na fase senil, a evolução pigmentar depende também da composição da comunidade fitoplanctônica, de modo que a distribuição dos pigmentos representa um excelente índice do estado fisiológico desta comunidade (Margalef, 1960).

Segundo Esteves (1988), as principais fontes de nitrogênio podem ser a chuva, matéria orgânica e inorgânica de origem alóctone e a fixação do nitrogênio molecular no próprio ambiente.

Caheté-Neto (2003) afirma que no rio Jaguaribe, os índices de nitrato se mostraram sazonalmente bem distribuídos, apresentando valores mais altos entre os meses de abril a agosto/01, onde apresentou seu pico. Nos meses subseqüentes, apresentou um decréscimo entre setembro e outubro/01 e março/02.

Em relação ao nitrato, os valores para os dois rios não excederam os limites usualmente aceitos, que não deviam ultrapassar 0,005 mg/L, representando uma toxina em potencial.

Quanto ao nitrito, Macedo & Costa (1978) registraram que algumas estações no rio Igarassu apresentaram concentrações mínimas de 0,001 μ g-at/L, em alguns meses. O máximo valor foi de 1,500 μ g-at/L, detectado no mês de maio, na camada superficial da baixa-mar.

As variações do Nitrito-N não foram muito significantes, em virtude deste nutriente ser rapidamente oxidado a Nitrato-N, o qual apresentou uma variação bastante acentuada na maré-baixa. Estas variações foram bem mais evidentes durante o período chuvoso, onde as águas precipitadas carregam uma apreciável quantidade de matéria orgânica para o estuário, fato este também observado por Macedo (1982) no estuário do rio Botafogo.

Macedo *et al.*, (2000), no Canal de Santa Cruz, puderam observar que os valores de amônia foram mais elevados no período de verão. No período chuvoso, o resultado foi um teor mais baixo deste nutriente no meio.

No presente trabalho, os valores de amônia também foram mais elevados no mesmo período, fato este que pôde ser explicado pelas fortes chuvas no mês de fevereiro ou descargas de esgotos domésticos no local. A amônia, em concentrações a partir de 0,075mg/L, causa possíveis danos à saúde dos que utilizam o corpo d'água, onde, a partir de 0,1 mg/L de amônia, há risco de morte, particularmente em peixes jovens e a partir de concentrações de 0,23 mg/L para todos os peixes.

Segundo Esteves (1988), as principais fontes naturais de fósforo presentes em ecossistemas aquáticos são as rochas da bacia de drenagem. A liberação do fósforo ocorre através da desagregação das rochas pela intemperização, sendo este fósforo carregado pelo escoamento superficial, alcançando os ecossistemas aquáticos de duas formas principais: solúvel (menos provável) e adsorvido às argilas, sendo esta a mais importante via de acesso aos ecossistemas aquáticos tropicais, devido à frequência de solos argilosos (solos antigos e muito intemperizados).

Cavalcanti *et al.*,(1981) no Canal de Santa Cruz, relataram que as variações dos teores de fosfato apresentaram pequenas diferenças entre as preamares e baixa-mares, excetuando-se alguns meses do ano, nos quais foram superiores a 1µg-at/L. Macedo *et al.*, (2000) acreditam que as concentrações de fosfato neste canal sejam influenciadas diretamente pelos transportes fluviais e pela precipitação pluviométrica, em virtude da existência de jazidas de fosfato entre Olinda e Itamaracá. Também poderia estar associada a outras atividades tais como agricultura, esgotos domésticos e os efluentes do cultivo de camarão (Páez-Ozuna *et al.*, 1999).

Em relação aos fosfatos, neste estudo, as concentrações mais elevadas foram observadas coincidindo com os períodos de maiores precipitações pluviométricas, mas que mostraram ser bastante acentuada em relação a outros estuários, e a notável influência da carcinicultura, quanto aos valores que se mostraram mais evidentes nas estações localizadas próximas à desembocadura das fazendas aquícolas.

Alves (2003), estudando meiofauna nos mesmos estuários, não relacionou diferenças entre os dois rios ao efeito do efluente do cultivo de camarão e aos níveis de fosfato total. O mesmo autor também relata que o efluente do cultivo de camarão marinho não implicou em variação significativa no número de táxons nem na densidade total da meiofauna, no infralitoral, que são semelhantes aos obtidos por outros autores em áreas estuarinas tropicais.

Outro ponto importante a ser considerado é a adição constante de sedimentos (particulados) que causam significantes alterações nos ecossistemas costeiros e são jogados em grandes quantidades no mar pela

erosão dos rios, pela ação humana, ou pelos empreendimentos em geral, que aumentam muito a quantidade de nutrientes e inibem a passagem de luz, levando o local a um processo de eutrofização.

Caheté-Neto (2003) estudando o estuário do rio Jaguaribe, constatou a forte influência da carcinicultura sobre a distribuição sazonal e espacial dos nutrientes, interferindo sobre a dinâmica dos mesmos.

Neste contexto, torna-se extremamente necessário que o poder público internalize crescentemente práticas de planejamento estratégico, obrigando a realização de planos de controle, monitoramento e fiscalização de empreendimentos voltados para o uso e exploração econômica de áreas litorâneas e, especialmente, a definição de instrumentos regulatórios de uso do solo, de proteção ambiental e de processos indutores de desenvolvimento sustentável.

A legislação brasileira, com relação à fiscalização ambiental, é satisfatória, mas, para mantermos as nossas reservas naturais, precisamos manter a zona costeira, e isto significa reduzir o despejo de substâncias, controlar as atividades de risco e aumentar nossos conhecimentos sobre o ambiente aquático e os processos que regem o comportamento dos poluentes nestes locais, como a circulação aquática, ciclos bioquímicos, relação dos sedimentos na água, interação entre as espécies, etc.

Portanto, os ecossistemas costeiros requerem a extensão de mecanismos legais de proteção ambiental subsidiados em estudos científicos que covalidem estas áreas como de alta relevância ecológica especialmente aquelas que estão submetidas atualmente a vetores de ocupação e exploração econômica irracional.

5. Conclusões

Nos estuários estudados, o comportamento hídrico foi influenciado pela dinâmica das marés, precipitação e variações no caudal fluvial.

Considerando a capacidade dos ecossistemas receptores diluir os efluentes, é provável que em áreas costeiras com baixa produtividade, a descarga das águas eutróficas possa vir a beneficiar a produtividade natural destes ambientes, mas para isso é necessário um monitoramento constante, desde a captação das águas para os empreendimentos até a sua saída (efluentes) ao ambiente.

6. Referências Bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 13 Ed. New York, Amer. Public. Health Assoc.1995. 874p.

ALVES, T. N. C. A meiofauna no monitoramento do impacto de efluentes da carcinicultura no infralitoral do estuário do rio Botafogo, Goiana – PE. Monografia. Universidade Federal de PE. 2003. 31p.

BARG, V. C. Guidelines for the promotion of environmental management of coastal aquaculture development. FAO. **Fisheries Technical Paper**. N. 328. Rome, FAO.1992. 122p.

BELLAN, G. Relationship of pollution to rocky substratum polychaetes on the french mediterranean coast. **Mar. Pollut. Bull.** V. 11. 1980. p. 318 – 321.

BOYD, C. E. Water and bottom soil quality management in freshwater aquaculture ponds. In: Congresso Sul-Americano ed. Aqüicultura, 1 Simpósio Brasileiro sobre cultivo de camarões. 5. v.1 Recife. **Anais**. 1998. p. 303 – 312.

BRIGGS, M. R. P. & FUNGE-SMITH, S. J. 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. **Aquaculture and Fisheries Management**. (25), 1994. p. 789-811.

CAHETÉ-NETO, F. S. Caracterização ambiental do estuário do rio Jaguaribe – Itamaracá – PE. Monografia. Universidade Federal Rural de PE. 2003. 57p.

CAVALCANTI, L. B. Caracterização do Canal de Santa Cruz (Pernambuco-Brasil) em função dos parâmetros físicos-químicos e pigmentos fotossintéticos. Recife. Centro de tecnologia da Univ. Federal de Pernambuco, Recife, 115 p. Tese. Departamento de Oceanografia do Centro de Tecnologia da UFPE. 1976.

CAVALCANTI, L. B.; Macedo, S. J.; Passavante, J. Z. O. Estudos ecológicos da região de Itamaracá, Pernambuco – Brasil. XXI. Caracterização do Canal de Santa Cruz em função dos parâmetros físico-químicos e pigmentos fotossintéticos. **Trab. Oceanogr. da Universidade Federal de PE**. Recife. v. 16. 1981. p. 157-226.

CHAMBERLAIN, G. Cultivo sustentável do camarão: Mitos e Verdades II. Referência obtida via base de dados: ABCC. 2003. Disponível em <<http://www.abcccam.com.br/revista/junho2003/cultivo.ntm.>> Acesso em 23 de out. 2003.

COGNETTIL, G. & MALTAGLIATI, F. Biodiversity and adaptative mechanisms in brackish water fauna. **Mar. Pollut. Bull.** v. 40. n-1. 2000. p. 7 – 14.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no. 20 de 1986.

CONSEMA. Conselho Estadual do Meio Ambiente do Estado de PE. Resolução 02/2002, de 15 de outubro de 2002.

C.P.R.H. Gerenciamento Costeiro de Pernambuco, (litoral norte) Recife, 2001. 250p.

DÉB, A K. Fake blue revolution: environmental and socio-economic impacts of shrimp culture in the coastal areas of Bangladesh. **Ocean. & Coastal Manag.** v. 41. 1998. p. 63 – 88.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro. Interciência. 1988. 602p.

ERICKSON, J., **Nosso planeta está morrendo: a extinção das espécies**. São Paulo. McGraw-Hill. 225p. 1992. p.186-202.

FUCHS, J. MARTIN, J. L. & NGUYEN, T. A. Impact of tropical shrimp aquaculture on the environment in Asia and the Pacific. **Shrimp Culture**. V. 12. n. 4. 1999. p. 9 – 13.

GRASLUND, S. & BENGTSSON, B. Chemicals and biological products used in south-east Asian shrimp farming, and their potential impact the environment – a review. **Sci. Total Environ**. v. 280. 2000. p . 93 – 131.

GLIBERT, P. M.; LANDSBERG, J. H.; EVANS, J. J.; AL-SARAWI, M. A.; FARAJ. M. AL-JARALLAH, M. A.; HAYWOOD, A.; IBRAHEM, S.; KLESIOUS, P.; POWELL, C. & SHOEMAKER, C. A fish kill of massive proportion in Kuwait Bay, Arabian Gulf, 2001: the role of bacterial disease, harmful algae, and eutrophication. **Harmful Algae**, v. 1. 2002. p.215 – 231.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.) **Methods of seawater analysis**. Verlag Chemie Weinheim. 1976. p.117-187.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. New York. Harper Collins. 2000. 654p.

MACÊDO, S. J. Estudo ecológico da região de Itamaracá-Pernambuco-Brasil. XXIII. Condições hidrológicas do estuário do rio Botafogo. **Trab. Oceanográficos da Universidade Federal de PE**. Recife. (17). 1982. p. 81-122.

MACÊDO, S. J. & COSTA, K. M. P. Estudo ecológico da região de Itamaracá-Pernambuco-Brasil. XXIII. Condições hidrológicas do estuário do rio Botafogo. **Ciência e Cultura**. São Paulo. 30 (7). 1978. p.368.

MACÊDO, S. J. & VALENTIN, J. O plankton na ressurgência de Cabo Frio (Brasil) III. Primeiras observações sobre o microfitoplâncton. **Inst. Pesq. Mar.** RJ. Pub. (84), 1974 p. 1-10.

MACEDO, S. J.; MONTES, M. J. F.; KOENING, M. L. & CORREIA-LINS, I. Diel variation of the main hydrological parameters and phytoplankton community at the Santa Cruz Channel and estaries of Botafogo and Igarassu rivers, Pernambuco, Brazil. **Trabalhos Oceanográficos da UFPE**. Recife: EDUFPE – v. 28, n. 2, 2000. p. 19 – 33.

MACINTOSH, D. J. & PHILLIPS, M. Environmental issues in shrimp farming. **Inforfish International**. (6), 1992. p. 38- 42.

MCKINNON, A. D.; TROTT, L. A.; ALONGI, D. M. & DAVIDSON, A. Water column production and nutrient characteristics in mangrove creeks receiving shrimp farm effluent. **Aquaculture. Res.** v.33. 2002a. p. 55 – 73.

MCKINNON, A. D.; TROTT, L. A.; CAPPO, M.; MILLER, D. K.; DUGGAN, S.; SPEARE, P. & DAVIDSON, A. the trophic fate of shrimp farm effluent in mangrove creeks of North Queensland, Australia. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** v. 55. 2002b. p. 655 – 671.

MACKERETH, F. H. & HERON, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologist. London. **Scient. Public.** (36). 1978. 121p.

MENDEZ, N. Annelid assemblages in soft bottoms subjected to human impact in the Urias estuary (Sinaloa, México). **Oceanol. Acta**, v. 25. 2002. p.139 – 147.

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J. H.; KAUSTSKY, N.; BEVERIDGE, M. C. M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHENCO, J.; MOONEY, H. & TROELL, M. Effect of aquaculture on world fish supplies. **Nature**. V. 405. 2000. p. 1017 – 1024.

NUSCH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.**, n. 14. 1998. p. 14-36.

PAÉZ-OZUNA, F.; GUERRERO-GALVAN, S. R. & RUIZ-FERNANDEZ, A. C. Discharges of nutrients from Shrimp farming to coastal waters of the gulf of California. **Mar. Pollution Bull.** 38 (7), 1999. p.585 – 592.

PAÉZ-OZUNA, F. The environment impact of shrimp aquaculture: a global perspective. **Env. Pollution.** (32), 2001. p.229 – 231.

PASSAVANTE, J. Z. O. & KOENING, M. L. Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco. XXVI. Clorofila-a e material em suspensão no estuário do rio Botafogo. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de PE.** (18), 1980. p. 207 – 230.

PEIXINHO, V. Estudos preliminares sobre o fitoplâncton da baía de Aratu (São Paulo) Instituto de Biociências. 1980.

PILLAY, T. V. R. **Aquaculture and the Environment.** New York: John Wiley & Sons, INC., 1992. 189p.

PRIMAVERA, J. H. Shrimp farming in the Asia-Pacific: Environmental and trade issues and regional cooperation. In Primavera, J H. 1997. Socio-economics impacts of shrimp culture. **Aquaculture Res.** (28), 1994. p. 815 – 827.

PRIMAVERA, J. H. Mangroves and brackishwater pond culture in the Philippines. **Hydrobiologia.** 295 (1 – 3), 1997. p. 303 – 309.

RIDGWAY, J. & SHIMMIELD, G. Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on shelf-seas. **Est. Coast. Shelf. Sci.** v. 55. 2002. p. 903 – 928.

RONNBACK, P. Fisheries and shrimp aquaculture supported by mangroves: the ecological basis for economic valuation. In **Mangroove 2000: Sustainable use of estuaries and mangroves: Challenges and prospects;** Recife, May, 2000. p. 22 – 28.

SRAC. Characterization and management of effluents from aquaculture ponds in the southwestern United States. South regional aquaculture center from United States department of agriculture cooperative states research, education and extensive service. N. 470. 1990. **In:** Carvalho, P. V. V. B. C. O macrozoobentos na qualidade ambiental de áreas estuarinas no litoral norte de PE – Brasil. Dissertação de Mestrado. Univ. Federal de PE. Recife. 2004.

STEELE, J. H. & BAIRD, E. Carbon-chlorophyll relations in cultures. **Limnol. Oceanogr.** (7). 1992. p. 42 – 47.

VINATEA, L. A. **Princípios químicos da qualidade de água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarões.** Florianópolis: Ed. UFSC. 1997. 166p.

TEICHERT-CODDINGTON, D. R.; ROUSE, D. B.; POTTS, A. & BOYD, C. E. Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling. **Aquacult. Eng.**, v. 19, 1999. p. 147 – 161.

TEICHERT-CODDINGTON, D. R.; MARTINEZ, D. & RAMIREZ, E. Partial nutrient budget for semi-intensive shrimp farms in Honduras. **Aquaculture.** v. 190, 2000. p. 139 – 154.

TOVAR, A.; MORENO, C.; MANUEL-VEZ, M. P. & GARCIA-VARGAS, M. environmental impacts of intensive aquaculture in marine waters. **Water. Res.** v. 34. n. 1. 2000. p. 334 – 342.

TROTT, L. A.; ALONGI, D. M. The impact of shrimp pond effluent on water quality and phytoplankton biomass in a tropical mangrove estuary. **Mar. Pollution Bull**, v.40.n.11. 2000. p. 947 – 951.

WU, R. S. S. Eutrophication, water borne pathogens and xenobiotic compounds: environmental risks and challenges. **Mar. Pollution Bull**, v. 39, n. 1 – 12. 1999. p.11 – 22.

WURTS, W. A. Sustainable aquaculture in the twenty-first century. **Rev. Fish. Sci.**, v. 8, n. 2. 2000. p. 141 – 150.

ZAR, J. H. **Bioestatistical Analysis**. Prentice-Hall, Englewood Clifs, NJ, USA. 1996.

Capítulo II

Análise da estrutura da comunidade fitoplanctônica nos estuários dos rios Siriji e Botafogo no litoral norte de Pernambuco.

RESUMO

Foram realizados estudos quanti-qualitativos do fitoplâncton nos estuários dos rios Siriji e Botafogo ao norte de Pernambuco. Amostras de fitoplâncton foram recolhidas de seis estações, situando-se três em cada estuário, durante o período de abril/03 a mar/04. A determinação da biomassa foi feita através de contagem direta, usando microscópio binocular, visando a determinação da composição do fitoplâncton. Os resultados foram relacionados com algumas variáveis ambientais tais como: precipitação pluviométrica, temperatura, salinidade, transparência da água e sais nutrientes. As Bacillariophyta destacaram-se como o grupo mais importante, apresentando-se com 100% de frequência de ocorrência para os dois estuários. Quantitativamente, o fitoplâncton apresentou valores relativamente altos, apesar das diferenças significativas entre o período de coleta em relação a Euglenophyta; Chlorophyta, Bacillariophyta e Cyanobacteria aos meses de coleta, e em relação às estações e estuários para Bacillariophyta. A composição específica do fitoplâncton foi influenciada através do incremento de espécies marinhas e dulciaquícolas em função da maré, e dos períodos diurno e noturno. De uma maneira geral, os gêneros se distribuíram uniformemente nas estações, apesar das variações nas condições hidrológicas. No material identificado, *Coscinodiscus* sp. e *Chaetoceros* sp. apresentaram uma frequência de ocorrência de 100% nos dois estuários e podem ser considerados como característicos dos estuários em estudo. Estes gêneros podem habitar tanto as águas costeiras como as águas oceânicas do estado de Pernambuco. Entre as amostras dos dois estuários, os táxons ocorrentes foram aqueles usualmente encontrados no fitoplâncton de águas continentais e costeiras.

Abstract

Analysis of community phytoplankton structure in two estuaries Siriji and Botafogo of the coast north of Pernambuco.

Quant-qualitative studies of the phytoplankton were accomplished in two estuaries to the north of Pernambuco: Botafogo and Siriji. These they based on plankton samples of six stations, locating three in each river, during the april/03 - march/04. The determination of the biomass was made through direct count, using the microscope, seeking the determination of the composition of the phytoplankton. The results were related with some such environmental parameters as: precipitation, temperature, salinity, transparency of the water and nutritious salts. Bacillariophyta stood out as the most important group, coming with 100% of occurrence frequency for the two rivers. The phytoplankton quantitative presented values relatively high, in spite of presenting significant differences among the collection period in relation to Euglenophyta; Chlorophyta, Bacillariophyta and Cyanobacteria to the months of collection, and in relation to the stations and estuaries for Bacillariophyta. The specific composition of the phytoplankton was influenced through the increment of sea species and freshwaters in function of the tide, and of the periods of the day and night. In a general, the distributed evening in the stations, in spite of the variations in the conditions hydrological. Enter the identified genres, *Coscinodiscus* sp. and *Chaetoceros* sp. they presented a frequency of occurrence of 100% in the two rivers and they can be considered as characteristic of the estuaries in study, these goods can inhabit as much the coastal waters as the oceanic waters of the state of Pernambuco. Among the samples of the two estuaries, the taxa currents were the usually found in the phytoplankton of continental and coastal waters.

1. Introdução

A preocupação em relação aos impactos ambientais causados ou sofridos pela aqüicultura está aumentando. Existem sérias razões para que a atividade seja ambientalmente regulamentada em seu próprio benefício, e em favor de outras atividades. A aqüicultura não pode ser isolada do ambiente no qual ela se insere. Seu desenvolvimento pode ser severamente limitado pela poluição das águas, embora, paradoxalmente, ela própria cause algum grau de poluição (Proença, 1998).

Os impactos ambientais podem ser vistos como parte de uma relação de causa e efeito. Do ponto de vista analítico, o impacto ambiental pode ser considerado como a diferença entre as condições ambientais que existiriam sem esta ação (Dieffy, 1975). Uma alteração ambiental pode ser natural ou induzida pelo homem, enquanto um efeito é uma alteração antrópica. Um impacto inclui um julgamento do valor da significância de um efeito, a estimativa ou o julgamento do significado e do valor do efeito ambiental, para os receptores natural, sócio-econômico e humano (Munn, 1979). Efeito ambiental também é a alteração mensurável da produtividade dos sistemas naturais e da qualidade ambiental, resultante de uma atividade econômica (Horberry, 1984).

Muitas vezes, podemos encontrar grandes áreas impactadas ou até mesmo países e estados, devido ao rápido desenvolvimento econômico, sem controle e manutenção dos recursos naturais. As conseqüências podem ser poluição e uso incontrolado de recursos, como água e energia. Também, podemos encontrar áreas impactadas por causa do subdesenvolvimento, que trazem como conseqüência, a ocupação urbana indevida em áreas protegidas e falta de saneamento básico (Tauk, 2000).

A carcinicultura marinha brasileira vem crescendo expressivamente nos últimos anos. A produção de 7.250 toneladas em 1998 passou para 60.128 toneladas em 2002, o que representou um incremento de 829% em um quinquênio (Rocha & Rodrigues, 2003). Com esse volume, o Brasil assumiu a primeira posição do setor na América Latina. Em termos de produtividade, em

2002, o país se destacou na liderança mundial com 5.458 kg/ha/ano, resultado da intensificação do sistema de cultivo apoiado no aperfeiçoamento de tecnologias (Amaral *et al.*, 2003). Porém, de um modo geral, a atividade vem sendo desenvolvida de forma desordenada e à margem da regulamentação legal, estabelecida pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA e Conselhos Estaduais do meio Ambiente em Pernambuco, representando um sério risco para os recursos naturais existentes nos estuários (CONAMA, 1986; CONSEMA, 2002).

Após uma fase de acelerado crescimento da carcinicultura marinha mundial, a degradação ambiental e a propagação de patógenos levaram os principais países produtores a sofrer grande colapso no setor, acarretando graves prejuízos econômicos, sociais e ambientais (Funge-Smith e Briggs, 1998; Vinatea, 1999; Kautsky *et al.*, 2000). Porém, em países com grande potencial para a atividade, como o Brasil e a China, a carcinicultura continua em franca expansão (ABCC, 2002).

A carcinicultura, como qualquer outra atividade humana que visa a produção de bens de consumo, transforma recursos naturais e produz resíduos, sendo um problema quando destrói ou impacta manguezais, com conseqüentes problemas ambientais e sociais. O cultivo semi-intensivo de camarões marinhos, no Brasil, vem tendo paulatino avanço tecnológico, em termos de desenho e manejo das fazendas (Severi, 2002).

Os valores ecológicos dos manguezais são numerosos em termos de conservação da biodiversidade, pois representam o nicho ecológico de uma ampla variedade de organismos marinhos e terrestres (Déb, 1998). Desta forma, a conservação dos estuários é uma ação prioritária a ser tomada para a garantia da viabilidade dos recursos pesqueiros, por funcionarem como berçário natural para as formas juvenis de espécies de importância comercial (Robertson *et al.*, 1995).

Nascimento (2002) aborda as conseqüências ambientais da atividade, citando que o uso excessivo das áreas com monocultivo de camarões pode gerar problemas ambientais, os quais justificam a busca de alternativas de locação dos empreendimentos de carcinicultura. O lançamento de efluentes pelas fazendas de camarão pode exceder a capacidade assimilativa do corpo

receptor, resultando em comprometimento da qualidade da água para uso na própria fazenda.

Em seu conjunto, o plâncton é de vital importância para os ecossistemas marinhos, pois representa a base da teia alimentar pelágica nos oceanos, e mudanças em sua composição e estrutura podem ocasionar profundas modificações em todos os níveis tróficos. A comunidade planctônica apresenta um caráter muito dinâmico, com elevadas taxas de reprodução e perda, respondendo rapidamente às alterações físicas e químicas do meio aquático, e estabelecendo complexas relações intra e interespecíficas na competição e utilização do espaço e dos recursos (Valiela, 1995).

Variações no regime meteorológico, características geomorfológicas regionais e impactos antropogênicos nas áreas costeiras estabelecem, em conjunto, o regime hidrográfico particular de cada região, e, conseqüentemente, as características taxonômicas e a dinâmica espaço-temporal de suas comunidades planctônicas (Brandini *et al.*, 1997).

Águas estuarinas, o plâncton tem papel fundamental: enquanto o fitoplâncton sintetiza a matéria orgânica através da fotossíntese; o zooplâncton serve de elo entre os produtores primários e muitos carnívoros, inclusive peixes de interesse comercial, regulando as populações fitoplanctônicas através do "grazing". Ambos influenciam e determinam as comunidades nectônicas e bentônicas que têm estágio planctônico, além de atuarem na ciclagem de nutrientes e transferirem energia de um ambiente para outro (Fonseca-Genevois, 1994).

Entretanto, estuários com manguezais são também áreas de elevada produtividade primária devido à alta concentração de nutrientes. Por outro lado, altas concentrações de detritos podem causar pouca penetração da luz solar nas águas estuarinas, afetando negativamente a fotossíntese (Schwamborn, 1997).

O fitoplâncton é o principal produtor primário dos ambientes aquáticos, fixando, pela atividade fotossintética na zona eufótica, a matéria orgânica inicial que permitirá o funcionamento da quase totalidade das teias alimentares. É constituído por microalgas unicelulares e filamentosas, pertencentes a mais de

uma dezena de divisões, dentre as quais predominam quantitativamente: Bacillariophyta (diatomáceas), Chlorophyta (clorofíceas), e Pyrrophyta (dinoflagelados) além de Cyanobacteria (cianofíceas). As diatomáceas e os dinoflagelados são encontrados tanto em regiões costeiras quanto oceânicas (Parsons *et al.*, 1984).

Vários grupos de pesquisas em plâncton têm-se destacado na região Nordeste desde os anos 60, em especial no estado de Pernambuco. Datam dessa época, os primeiros trabalhos em caráter sistemático do fitoplâncton, como os de Eskinazi & Satô (1963); Ottmann *et al.*, (1965) e Eskinazi-Leça (1967; 1970).

Na costa norte de Pernambuco foi realizado estudos sobre a composição e densidade do fitoplâncton no estuário dos rios Timbó, Botafogo e Jaguaribe (Barros-Franca, 1980; Barros-Franca *et al.*, 1981; 1984; Passavante & Koenig, 1986; Silva-Cunha *et al.*, 1989; Koenig & Eskinazi-Leça, 1989; Macedo *et al.*, 2000).

Os estuários dos rios Siriji e Botafogo, no litoral norte de Pernambuco, vêm sendo utilizados para implantação de empreendimentos de carcinicultura. Desta forma, torna-se necessário um estudo descritivo e ecológico das populações fitoplanctônicas nestes ambientes permitindo avaliar as condições atuais, e dar suporte ao monitoramento ambiental e à gestão dos recursos naturais.

2. Material e Métodos

A área de estudo localiza-se no litoral norte do Estado de Pernambuco, nos municípios de Goiana e Itapissuma, a oeste da Ilha de Itapessoca e noroeste da Ilha de Itamaracá, entre 07°30' e 07°43' S e 034°51' e 034°53' W (Figura 1), incluindo o rio Botafogo e o rio Siriji (CPRH, 2001).

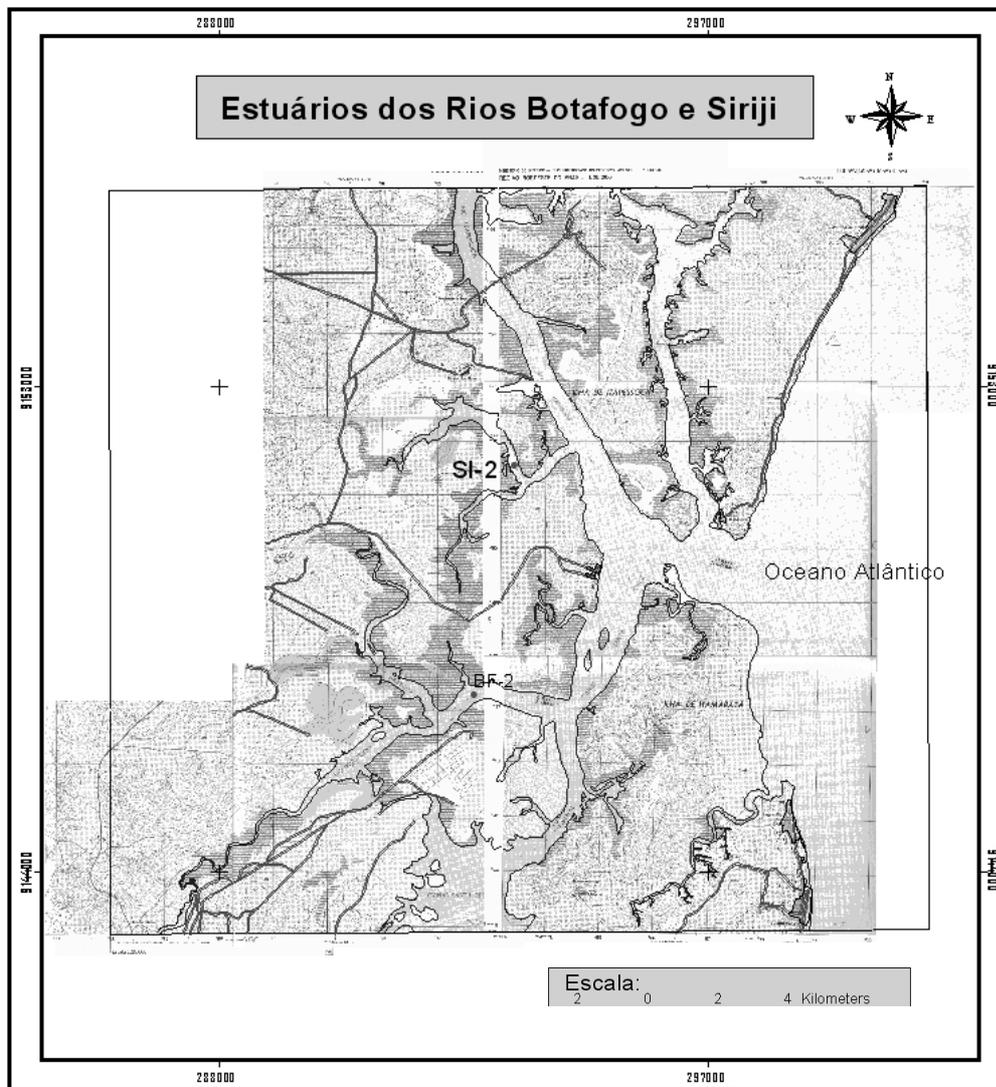


Figura 1: Mapa do local de coleta com as estações demarcadas em: ●

Para o estudo qualitativo e quantitativo do fitoplâncton, foi utilizado o método de contagem direta, segundo Newell & Newell (1963), realizado por sub-amostras de 1mL, retiradas ao acaso das amostras totais (250mL), com auxílio de pipeta Pasteur, sendo colocadas em lâminas recobertas com lamínulas e analisadas sob microscópio binocular, num aumento de 100 a

400x. Para identificação das algas planctônicas até o nível de gênero foram utilizadas as obras de Peragallo & Peragallo (1897 – 1908); Cupp (1943); Prescott (1954); Bicudo & Bicudo (1970); Needhan & Needhan (1982); Strebler & Krauter (1987); Silva-Cunha & Eskinazi-Leça (1990).

Os trabalhos foram desenvolvidos ao longo de um ciclo biológico anual, englobando diferentes ciclos sazonais e de marés vazantes.

As coletas foram realizadas entre abril de 2003 e março de 2004, na fase lunar crescente e em marés vazante diurna e noturna, em seis estações de amostragem, sendo três em cada um dos rios.

As amostras de fitoplâncton foram coletadas na superfície, mediante filtragem de 60L de água em rede cilíndrico-cônica de malha de 68 μ m. As amostras foram concentradas em recipientes de 250ml e fixadas com 10% de formol a 4% neutralizado com bórax.

A análise das diferenças na densidade entre meses e estações foi realizada através do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, tendo em vista a inexistência de normalidade e homocedasticidade dos dados, segundo as recomendações de Zar (1996), empregando o aplicativo Statistica.

A estrutura da comunidade foi analisada através da Riqueza (S) e índice de diversidade de Brillouin (Krebs, 2000).

3. Resultados

Composição e Abundância

Foram analisadas 144 amostras de fitoplâncton, nas quais foram identificados 65 gêneros, distribuídos em cinco grupos taxonômicos: as Divisões Chlorophyta, Bacillariophyta, Euglenophyta e Phyrrophyta, e Cyanobacteria. Foram registrados 55 gêneros no Siriji e 52 no Botafogo. A lista apresentada a seguir contém a classificação taxonômica dos táxons identificados, foram baseados na obra de Tomas, (1997).

Divisão CHLOROPHYTA

Classe Chlorophyceae
Ordem Volvocales
Família Volvocaceae Ehrenberg
Gênero *Volvox* Linnaeus, sist. nat. Ehrenberg

Ordem Chlorococcales
Família Chlorococcaceae
Gênero *Chlorococcum* Fries
Eremosphaera De Bary

Família Oocystaceae
Gênero *Ankistrodesmus* Corda.
Chlorella Beijerinck.

Família Scenedesmaceae
Gênero *Scenedesmus* Meyen

Família Hydrodictyaceae
Gênero *Pediastrum* Meyen

Ordem Zygnematales
Família Zygnemataceae
Gênero *Spirogyra* Link

Família Desmidiaceae
Gênero *Closterium* Nitzsch
Staurastrum Meyen
Euastrum Ehrenberg
Closteriopsis Lemmerman

Ordem Ulotrichales
Família Ulotrichaceae
Gênero *Ulothrix* Kutzing

Ordem Chaetophorales
Família Chaetophoraceae
Gênero *Chaetophora* Schrank

Divisão EUGLENOPHYTA
Classe Euglenophyceae Schoenichen
Ordem Euglenales Engler
Família Euglenaceae Dujardin
Gênero *Euglena* Ehrenberg
Phacus Dujardin

Divisão PHYRROPHYTA
Classe Dinophyceae
Ordem Gymnodiales Lemmerman

Família Gymnodiaceae Lankester
Gênero *Gymnodinium* Stein

Ordem Goniaulacales F. J. R. Taylor
Família Ceratiaceae Lindemann
Gênero *Ceratium* Schranker

Ordem Peridinales Haeckel
Família Peridiniaceae Ehrenberg
Gênero *Peridinium* Ehrenberg

Família Protoperidiniaceae F. J. R. Taylor
Gênero *Protoperidinium* Berg

Divisão BACILLARIOPHYTA SILVA

Classe Bacillariophyceae Round *et al.*

Sub Classe Bacillariophycidae Mann *in* Round *et al.*

Ordem Biddulphiales

Sub Ordem Coscinodiscineae

Família Thalassiosiraceae Lebour, emend Hasle
Gênero *Cyclotella* (Kutzing) Brébisson.
Skeletonema Greville

Família Leptocylindraceae
Gênero *Lauderia* Cleve

Família Melosiraceae
Gênero *Melosira* C. A. Agardh

Família Coscinodiscaceae Kutzing
Gênero *Coscinodiscus* Ehrenberg, emend. Hasle & Sims

Família Heliopeltaceae H. L. Smith
Gênero *Actinoptychus* Ehrenberg

Sub Ordem Rhizosoleniineae

Família Rhizosoleniaceae Petit
Gênero *Rhizosolenia* Ehrenberg, emend. Brightwell

Sub Ordem Biddulphiineae

Família Chaetocerotaceae Ralfs *In* Prichard
Gênero *Chaetoceros* Van Heurck, emend. Van Stosch
Bellerochea

Família Lithodesmiaceae H. & M. Peragallo, emend.
Simonsen
Gênero *Ditylum* J. W. Bailey ex. L. W. Bailey

- Família Diatomaceae
Gênero *Diatoma* De Candolle
- Família Biddulphiaceae
Gênero *Streptotheca* Srubsole,
Triceratium Ehrenberg
Odontella Agardh, Schaffer
- Família Eupodiscaceae
Gênero *Auliscus* J. W. Bailey
Isthimia Ehrenberg
- Ordem Bacillariales
Sub Ordem Fragillariineae
Família Fragilariaceae Greville
Gênero *Asterionelopsis* Round in Round *et al.*
Asterionella Hassal
Fragillaria Lyngbye
Grammatophora Ehrenberg
Rhabdonema Kutzing
Synedra Ehrenberg
Tabellaria Ehrenberg
- Família Thalassionemataceae Round
Gênero *Thalassionema* Grunow in Van Heurck ex.
Mereschkowsky
Thalassiothrix Cleve & Grunow
- Ordem Monoraphidales
Família Achnanthaceae Kutzing
Gênero *Cocconeis* Ehrenberg
- Ordem Naviculales Round *et al.*
Sub Ordem Naviculineae Hendey
Família Naviculaceae Kutzing
Gênero *Navicula* Bory De St. Vincent
- Família Pleurosigmataceae
Gênero *Pleurosigma* W. M. Smith
Gyrosigma Hassal
Manguinea Paddock
Amphora Ehrenberg
- Família Diploneidaceae
Gênero *Diploneis* Ehrenberg
- Ordem Bacillariales Hendey, emend. Round *et al.*
Família Bacillariaceae Ehrenberg
Gênero *Pseudonitzschia* (H. Peragallo in H. & M. Peragallo) Cleve
Nitzschia Hassal

Sub Ordem Surirellinae
Família Cymbellaceae
Gênero *Cymbella* Agardh

Família Meridionaceae
Gênero *Climacosphaenia* Ehrenberg

Ordem Surirellales Main in Round
Família Surirellaceae Kutzing
Gênero *Surirella* Turpin

Divisão CYANOBACTERIA
Classe Cyanophyceae
Ordem Chroococcales
Família Chroococcaceae Naegeli
Gênero *Aphanothece* Naegeli
Chroococcus Naegeli
Gloeocapsa Kutzing
Merismopedia Meyen
Microcystis Kutzing

Ordem Oscillatoriales
Família Oscillatoriaceae (Gray) Bory
Gênero *Lyngbya* Agardh
Oscillatoria Vaucher
Phormidium Kutzing
Pseudoanabaena Lauterborn

Família Nostocaceae Dumortier
Gênero *Anabaena* Bory
Anabaenopsis Woloszynska emend. Miller
Aphanizomenon Morren
Spirulina Turpin, 1829 ex. Gom.
Cylindrospermopsis Kutzing

Em relação ao fitoplâncton total ocorrido nos dois estuários, os valores mostraram um máximo de 495266,7 cél/L no Botafogo no mês de setembro/03 (período seco) e um mínimo de 270,39 cél/L também no Botafogo no mês de abril/03 (período chuvoso). No Siriji, o máximo foi de 49885,71 cél/L no mês de maio/03 e o mínimo de 1167,6 cél/L no mês de abril/03 (ambas em período chuvoso), não havendo uma tendência de variação ao longo do ano, exceto no mês de setembro/03 no Botafogo, onde houve uma diferença significativa: Bacillariophyta $P = 0,0050$ (Figura 2).

Em relação aos meses, foram detectadas diferenças significativas nos grandes grupos: para Chlorophyta ($P=0,0012$), Bacillariophyta ($P=0,0000$) Cyanobacteria ($P=0,0012$) e para o total de fitoplâncton ($P=0,0000$).

Em relação aos estuários, apresentaram diferenças significativas para Bacillariophyta ($P=0,0050$) e total de fitoplâncton ($P=0,181$).

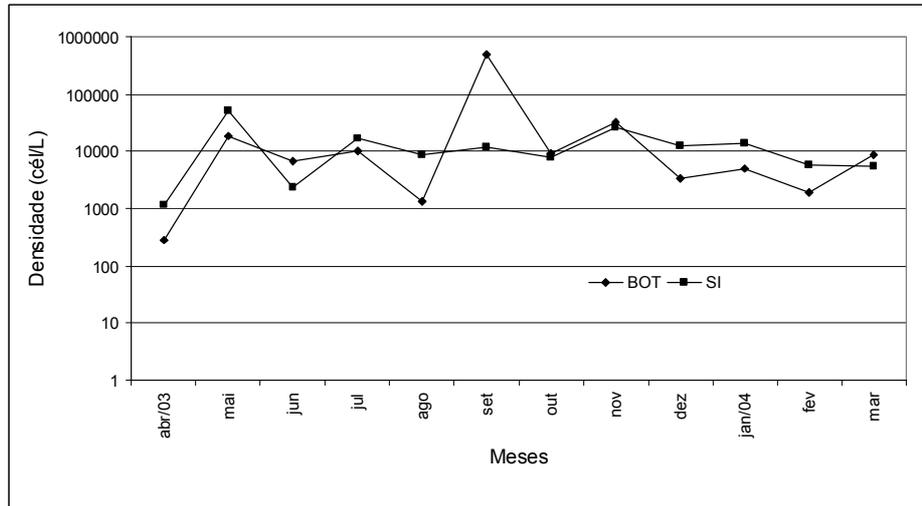
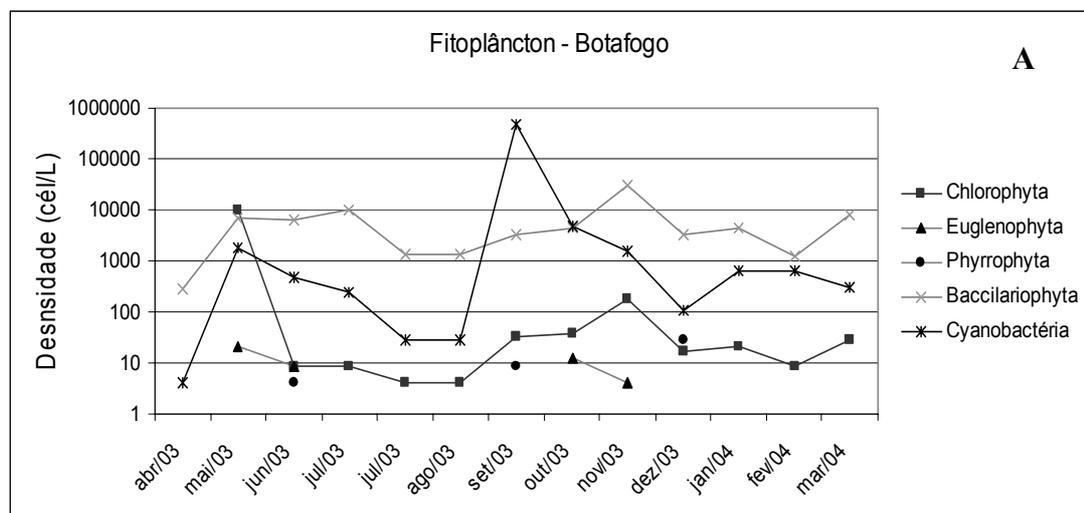


Figura 2: Densidade média em cél/L nos estuários Siriji (SI) e Botafogo (BF) entre os meses de abril/2003 e março/2004.

Tendo em vista não ter sido evidenciada diferenças significativas entre períodos (dia e noite) e estações de coleta para os grupos, os dados foram agrupados por estuário, cuja variação da densidade média dos diferentes grupos taxonômicos consta na figura 3 (A e B):



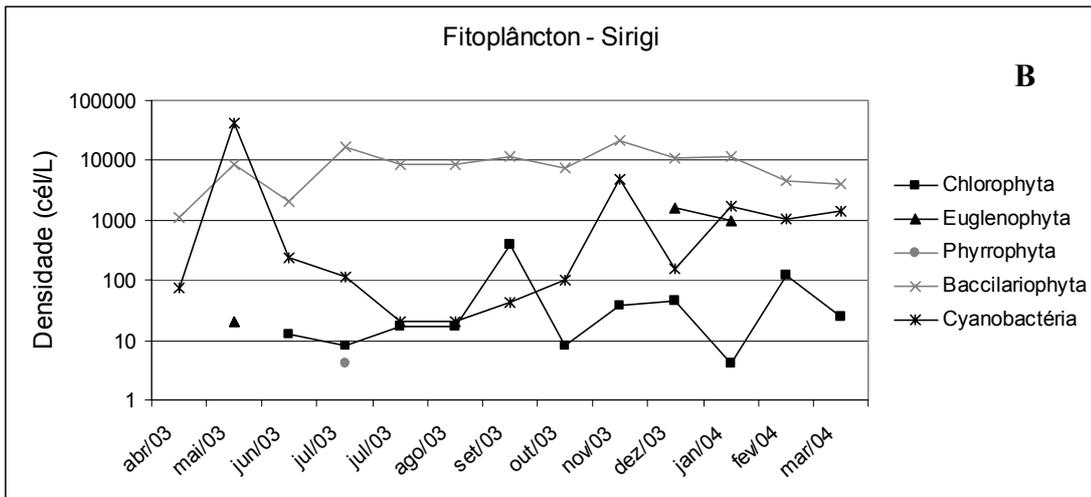


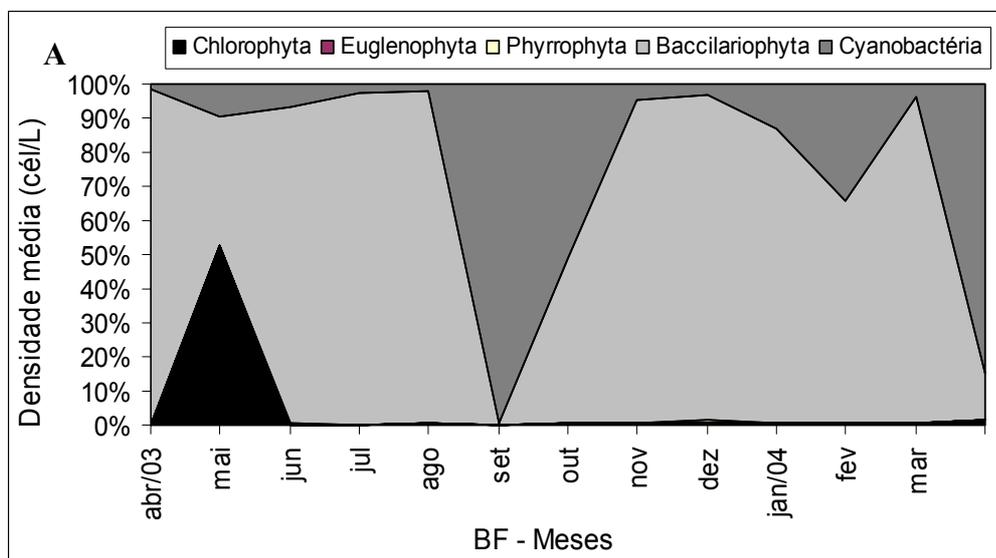
Figura3: Densidade média dos principais grupos taxonômicos ao longo dos meses nos estuários Siriji (B) e Botafogo (A) entre os meses de abril/2003 e março/2004.

O grupo das Bacillariophyta foi o mais representativo nos dois estuários estudados, seguidos de Chlorophyta, Cyanobacteria, Phyrrophyta e Euglenophyta.

Com relação ao fitoplâncton, o gênero *Euglena* sp. apresentou diferença significativa ($P=0,0008$) em relação ao período das coletas (dia e noite).

Em relação às estações, apresentaram diferenças significativas para Bacillariophyta ($P=0,0404$).

Na figura 4 (A e B) encontram-se os valores percentuais das divisões, para os dois estuários, ressaltando os resultados mostrados nos gráficos anteriores.



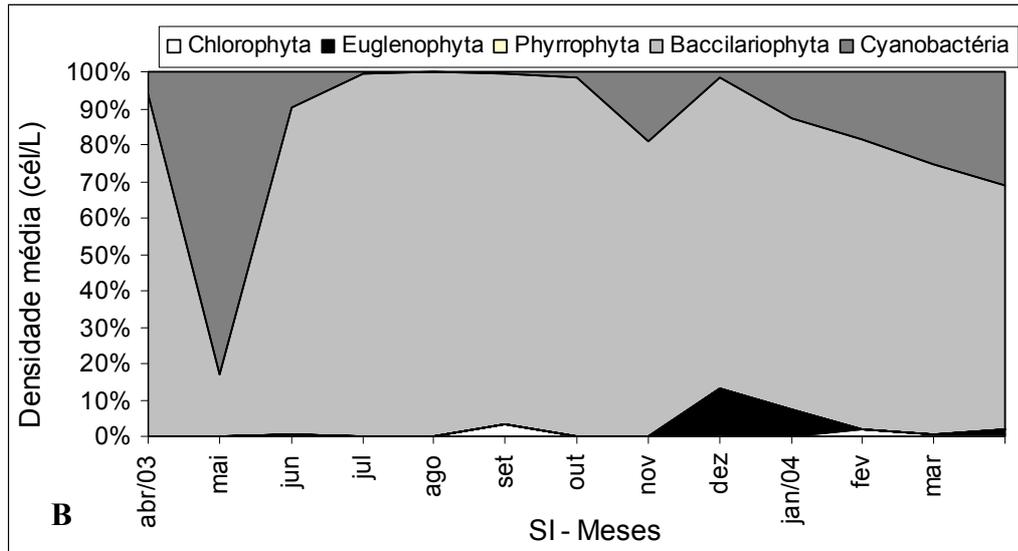


Figura4: Participação relativa dos grupos taxonômicos nos estuários Siriji - SI (B) e Botafogo – BF (A) entre os meses de abril/2003 e março/2004.

Estrutura da Comunidade

Dentre a totalidade dos táxons identificados (65), 55 deles foram registrados no Siriji e 52 no Botafogo.

Quanto à variação entre os meses, nos dois estuários, apresentaram comportamento semelhante, com valores mais elevados em novembro e dezembro/03 (período seco) e mais baixos em maio e junho/03 (período chuvoso) (Figura 5).

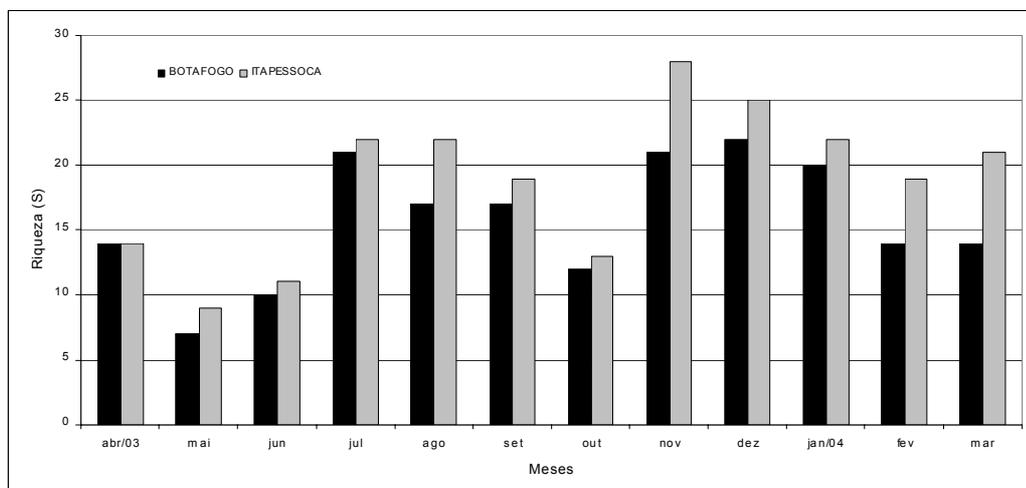


Figura 5: Variação mensal da riqueza (S) nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 e março/2004.

A variação mensal da riqueza foi diretamente proporcional à variação mensal da diversidade observada período estudado, como apresentada nas figuras 5 e 6.

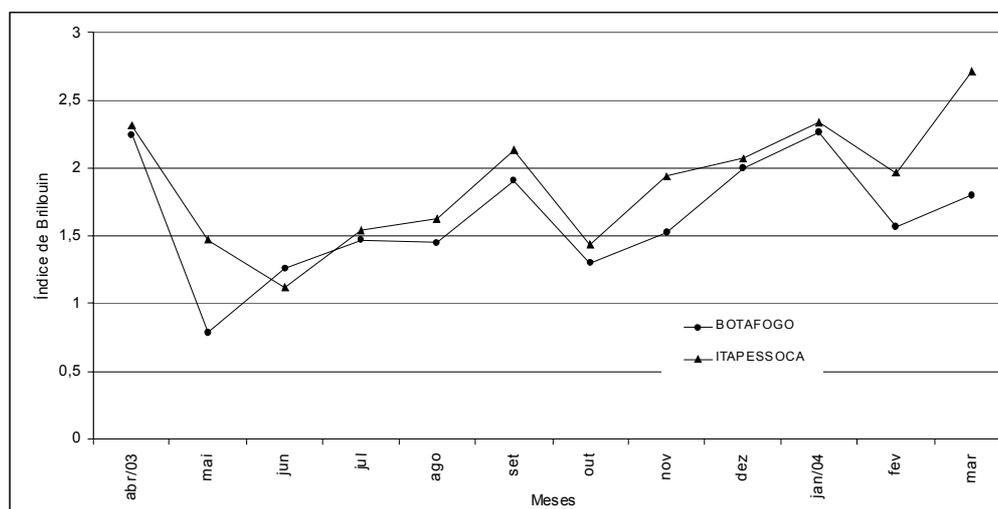


Figura 6: Variação mensal da diversidade nos estuários Siriji e Botafogo entre os meses de abril/2003 a março/2004.

Analisando a freqüência de ocorrência entre os dois estuários, verificou-se uma maior diversidade referente ao Siriji no total de gêneros identificados (Tabela 1).

Quantificação dos gêneros quanto à sua ocorrência entre as estações de cada estuário:

Classe *	Estuário	
	Botafogo %	Siriji %
Abundantes	36 – 72%	39 - 72,2%
Acessórias	14 – 20%	15 - 27,8%
Acidentais		

* Abundantes >50%; 25% < Acessórias < 50% e Acidentais < 25%.

Tabela 1: Ocorrência dos gêneros identificados entre as diferentes estações de cada estuário:

Táxons	Estuário*	
	BF	S I
<i>Closterium</i> sp.	3	3
<i>Chlorococcum</i> sp.	3	2

<i>Ulothrix</i> sp.	3	3
<i>Volvox</i> sp.	3	2
<i>Euglena</i> sp.	3	2
<i>Asterionella</i> sp.	3	3
<i>Bellerochea</i> sp.	3	2
<i>Odontella</i> sp.	3	3
<i>Chaetoceros</i> sp.	3	3
<i>Cocconeis</i> sp.	3	3
<i>Coscinodiscus</i> sp.	3	3
<i>Gyrosigma</i> sp.	3	3
<i>Isthimia</i> sp.	3	3
<i>Melosira</i> sp.	3	3
<i>Navicula</i> sp.	3	3
<i>Nitzschia</i> sp.	3	3
<i>Pleurosigma</i> sp.	3	3
<i>Rhizosolenia</i> sp.	3	3
<i>Surirella</i> sp.	3	3
<i>Thalassionem</i> sp.	3	3
<i>Thalassiothrix</i> sp.	3	3
<i>Anabaena</i> sp.	3	3
<i>Aphanizomenon</i> sp.	3	-
<i>Microcystys</i> sp.	3	3
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	3	3
<i>Phacus</i> sp.	2	3
<i>Amphora</i> sp.	2	3
<i>Climacosphenia</i> sp.	2	3
<i>Diatoma</i> sp.	2	3
<i>Diploneis</i> sp.	2	3
<i>Helicotheca</i> sp.	2	3
<i>Cilindrospermopsis</i> sp.	2	-
<i>Chroococcus</i> sp.	2	3
<i>Lyngbya</i> sp.	2	-
<i>Oscillatoria</i> sp.	2	2
<i>Phormidium</i> sp.	2	3
<i>Euastrum</i> sp.	2	-
<i>Staurastrum</i> sp.	2	2
<i>Ceratium</i> sp.	2	-
<i>Peridinium</i> sp.	2	-
<i>Protoperidinium</i> sp.	2	-
<i>Actinoptychus</i> sp.	2	-
<i>Entomoneis</i> sp.	2	-
<i>Cyclotella</i> sp.	2	-
<i>Cymbella</i> sp.	2	-
<i>Fragillaria</i> sp.	2	3
<i>Manguinea</i> sp.	2	-
<i>Pseudonitzschia</i> sp.	2	3
<i>Tabellaria</i> sp.	2	2
<i>Anabaenopsis</i> sp.	2	-
<i>Chaetophora</i> sp.	-	3
<i>Entomoneis</i> sp.	-	3

<i>Rhabdonema</i> sp.	-	3
<i>Grammathophora</i> sp.	-	2
<i>Triceratium</i> sp.	-	2
<i>Chlosteriopsis</i> sp.	-	2
<i>Eremosphaera</i> sp.	-	2
<i>Scenedesmus</i> sp.	-	2
<i>Spirogira</i> sp.	-	2
<i>Pediastrum</i> sp.	-	2
<i>Gymnodinium</i> sp.	-	2
<i>Actinoptychus</i> sp.	-	2
<i>Auliscus</i> sp.	-	2
<i>Cerataulus</i> sp.	-	2
<i>Lauderia</i> sp.	-	2
<i>Navicula</i> sp.	-	2
<i>Skeletonema</i> sp.	-	2
<i>Synedra</i> sp.	-	2

*Ocorrência: 1. acidental, 2. acessória, 3. abundante

Em relação à riqueza (S) entre as estações de coleta no Botafogo, observou-se que esta é maior nas estações mais próximas do Canal de Santa Cruz, ou seja, aumenta da estação BF-01 para BF-03. No Siriji, o comportamento foi inverso, com menor riqueza na estação próxima à foz deste estuário (SI-03) (Figura 7).

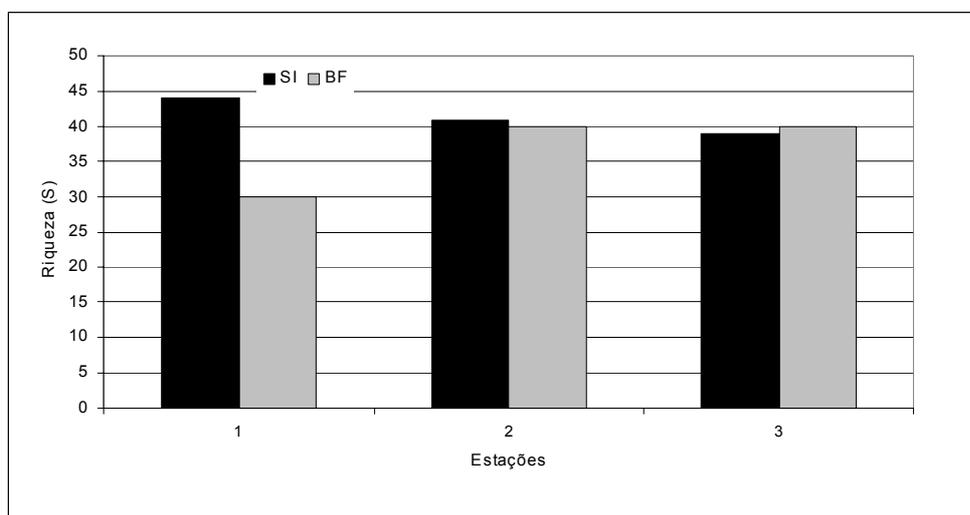


Figura 7: Riqueza (S) entre as estações nos estuários Siriji (SI) e Botafogo (BF) entre os meses de abril/2003 e março/2004.

Varição da diversidade

A variação da diversidade entre as estações apresentou-se semelhante entre os dois estuários, sendo mais elevada no Siriji que no Botafogo ao longo de todo o período exceto em junho/03, mês no qual foi registrado o menor índice no Siriji. A diversidade dentre as estações apresentou um padrão semelhante ao da riqueza com variação inversa entre os dois estuários (Figura 8).

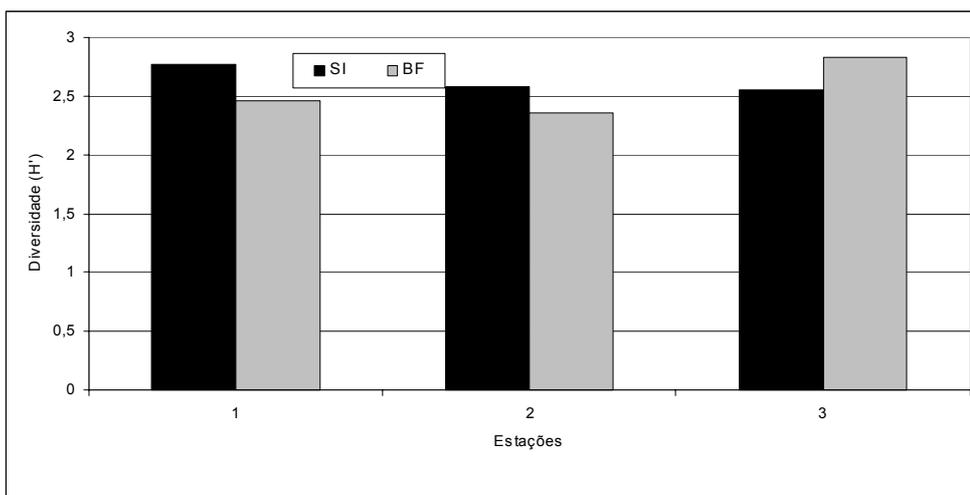


Figura 8: Diversidade (S) entre as estações nos estuários Siriji (SI) e Botafogo (BF) entre os meses de abril/2003 e março/2004.

Entre as estações de coleta, no Siriji, observou-se que existe uma maior diversidade nas estações mais próximas da desembocadura do rio, ou seja, a diversidade aumentou sensivelmente da estação 1 (SI-01) para a estação 3 (SI-03). No que diz respeito à diversidade, no Botafogo, também existiu uma queda da estação 1 (SI-1) para a estação 3 (SI-03). A maior diversidade no Siriji foi de 8314,30 organismos totais no mês de maio/03 e a menor foi de 194,6 organismos no mês de abril/03.

4. Discussão

Macedo (1974), demonstrou que as águas do Canal de Santa Cruz apresentaram uma pequena variação das condições ambientais em relação aos nutrientes, o que pareceu ser responsável pela ausência de um ciclo anual acentuado do fitoplâncton.

Na região estuarina do Canal de Santa Cruz, em Itamaracá – PE, Eskinazi-Leça *et al.* (1980) descreveram 75 espécies de Bacillariophyta. Eskinazi-Leça *et al.* (1980) estudando o estuário do rio Igarassu – PE (de maio/73 a maio/74) descreveram 49 táxons, apresentando uma flora diatomológica relativamente rica, demonstrando qualidades de fertilidade à água.

Barros-Franca (1984), estudando o estuário do rio Timbó determinou qualidades de fertilidade das águas em relação a outros estudos no Brasil, identificando 29 espécies da flora diatomológica local.

Barros-Franca & Batista (1990) descreveram para o complexo estuarino lagunar de Suape 72 espécies dentro de quatro grupos fitoplanctônicos, sendo que Eskinazi-Leça e Koenig (1985) identificaram 102 espécies de diatomáceas e concluíram ser a salinidade o fator que mais influenciou na distribuição destas algas.

Eskinazi-Leça *et al.*, (2002) através de um levantamento das espécies para 06 estuários de Pernambuco e área da plataforma continental, relataram 388 táxons infragenéricos para o estado de Pernambuco em mais de 100 trabalhos, desde a década de 60.

Lacerda, *et al.*, (2004) estudando o Botafogo no ano de 1996, identificaram 87 táxons, sendo as diatomáceas mais freqüentes, ressaltando a poluição do ecossistema e os efeitos negativos que são minimizados pela influência marinha através de renovação periódica.

Neste trabalho, a composição específica do fitoplâncton foi influenciada através do incremento de espécies marinhas e dulciaquícolas em função da variação da maré, e dos períodos diurno e noturno, nestes, não foram encontradas diferenças significativas, exceto para Euglenophyta, embora relativa e indiretamente ficou evidenciada a influência do fluxo d'água marinha

costeira penetrando para o interior da área. Apesar das Euglenophyta serem espécies comumente encontradas em ambientes com certa carga poluente (como charcos, poças, água parada) não foi verificado desequilíbrio entre os estuários e os gêneros encontrados.

As Bacillariophyta são organismos bastante comuns nos ambientes marinhos, principalmente em águas costeiras. Normalmente são as responsáveis por grandes florescimentos em águas frias, porém, podem também ser abundantes em águas tropicais. Frenguelli (1928) in Silva (1982) estudou as diatomáceas do Atlântico tropical e identificou 72 espécies. Eskinazi-Leça (1970) estudou o comportamento anual de 76 espécies.

Entretanto, no que se refere a uma separação nítida entre formas oceânicas e neríticas planctônicas, fica difícil estabelecer limites exatos, posto que existe um grande número de espécies que podem ser encontradas tanto em mar aberto quanto próximo à costa, muitas delas capazes de adaptar-se a todas as condições de temperatura e salinidade das águas marinhas Silva (1982).

Ambos os estuários apresentaram uma boa condição fitoplanctônica no que diz respeito à quantidade identificada em cél/L para as estações. Em relação qualitativa, comparando o número de gêneros identificados com os referenciados em anos anteriores, ainda prevalece um certo equilíbrio no que se refere aos táxons encontrados, demonstrando também boa condição de produtividade primária. Embora com o surgimento de Cyanobacteria e Phyrrophyta em algumas estações, estes não foram considerados “um problema”, pois eventos sazonais como regime pluviométrico e alterações climáticas desfavoráveis vão sempre ocorrer, e em se tratando de ambientes influenciados pelo regime de marés, as diluições acarretam um desenvolvimento constante do plâncton, favorecendo seu ciclo natural, e, conseqüentemente, sucessões ecológicas no ambiente.

Em comparação com as Bacillariophyta, as Phyrrophyta estão mais adaptadas à vida em alto mar e mais diversificados em espécies, e em sua maioria, são próprios de condições estáveis. A maior variedade de espécies se encontra em águas estratificadas, com baixas concentrações de sais nutrientes e com possíveis elevadas concentrações de diversas substâncias orgânicas de

efeito biológico (Margaleff & Vives, 1972), sendo muito útil como indicadores biológicos de massas d'água.

Devido à sua abundância em regiões da plataforma continental, os dinoflagelados formam parte da alimentação de vários organismos planctônicos e, conseqüentemente, são muito importantes na transferência de energia na rede trófica, entretanto, existem várias espécies tóxicas que, em condições favoráveis, podem provocar as chamadas marés vermelhas, altamente prejudiciais, porquanto causam enormes mortandades de peixes, podendo também afetar diretamente a saúde do homem (Passavante, et al, 1982).

As Phyrophyta apresentaram uma distribuição restrita a algumas estações e períodos, não sendo encontradas em formas de colônias ou florações específicas que permitam avaliar toxicidade ou ocorrência de “maré vermelha” nos estuários estudados.

Queiroz, *et al.*, (1984) demonstraram que níveis de toxicidade e “maré vermelha” variam sazonalmente e de acordo com as condições ambientais e combinações de fatores físico-químicos e biológicos, tais como regiões de ressurgência, correntes, ventos, salinidade, temperatura, nutrientes, etc.

As Cyanobacteria se destacam, principalmente, em águas continentais, ora por sua dominância no ambiente, provocando problemas de saúde pública e de abastecimento, ora por sua importância inequívoca junto a estudos de saprobidade, de toxidade, de fixação de nitrogênio e de sua utilização em geral (Werner, 1988). A mesma autora, realizando estudo taxonômico na Lagoa de Tramandaí – RS, identificou 20 táxons considerando a proporção de células em relação aos demais grupos, constatou-se uma grande variedade, exceto sobre as diatomáceas.

As Cyanobacteria identificadas nos estuários em estudo foram o segundo maior grupo descrito, apenas superando as diatomáceas em setembro/2003, no Botafogo e em maio/2003 no Siriji. Este fato pode ter ocorrido por causa de uma queda do oxigênio dissolvido no mês de agosto/2003, onde prevaleceu o maior florescimento destas microalgas no mês subsequente, e das diferenças nos níveis de nutrientes. O fósforo total teve um maior aumento em maio/2003 nos dois estuários após um declínio em agosto/2003, e o fosfato total que apresentou todos os níveis muito acima dos

limites estabelecidos pelos órgãos ambientais, mas apenas no mês de setembro/2003 ficou abaixo para os dois estuários.

Entre as Cyanobacteria, ocorreram poucos indivíduos, alguns sem estruturas reprodutivas, o que impossibilita a identificação ao nível específico, sendo necessário maior número de amostragens. Não foram observadas microalgas tóxicas entre os táxons identificados, deste modo, não se evidenciando processos eutrofizantes nos estuários estudados.

Das Chlorophyta registraram-se alguns gêneros reputados como dulciaqüícolas, o que pode ser explicado pelo aporte das águas dos rios da região, sendo este um grupo que, apesar de sua maioria ser freqüente em ambientes dulciaqüícolas, resistem às variações de salinidade e é amplamente utilizada como alimento em cultivos de organismos aquáticos.

Nos estuários, apesar da salinidade média ter ficado em torno de 25 partes por mil, houve a ocorrência de vários gêneros característicos de águas continentais, tais como *Spirogyra*, *Euastrum*, *Closterium*, e *Fragilaria*, o que pode ter sido em função da distância entre os estuários e as estações amostradas e em função da transparência (em média 1m). Entre as amostras coletadas os táxons encontrados com maior freqüência foi da Divisão Bacillariophyta (especialmente as Centrales) características de ambientes marinhos ou estuarinos e grande parte das espécies observadas já foram encontradas na plataforma continental de Pernambuco. As diatomáceas são organismos aquáticos bastante encontrados em ambientes marinhos, principalmente em águas costeiras. Os gêneros mais abundantes foram *Coscinodiscus* e *Chaetoceros*, e outras tais como: *Thalassionema* sp., *Asterionella* sp., *Skeletonema* sp., *Triceratium* sp., *Odontella* sp. e *Rhizosolenia* sp. são consideradas espécies verdadeiramente planctônicas características do plâncton marinho (Cunha & Eskinazi-Leça, 1990).

De uma maneira geral, os gêneros se distribuem uniformemente nas estações, apesar das variações nas condições hidrológicas, entre os gêneros identificados *Coscinodiscus* sp. e *Chaetoceros* sp. Tiveram uma freqüência de ocorrência de 100% nos dois estuários e podem ser consideradas como características dos estuários em estudo, estes gêneros parecem caracterizar

tanto as águas costeiras quanto as águas oceânicas do estado de Pernambuco. Ecologicamente são gêneros considerados comuns no fitoplâncton marinho de águas tropicais (Cupp, 1943; Hendey, 1964). Foi observado que a salinidade influencia na distribuição das diatomáceas, constatando o descrito por Eskinazi-Leça e Koenig (1985) e Costa-Lima (2005) no prelo.

Entre as amostras dos dois estuários, os táxons ocorrentes foram os usualmente encontrados no fitoplâncton de águas continentais. Segundo Dias (1987), a difícil taxonomia decorrente da grande plasticidade fenotípica que apresentam e a problemática em sua quantificação contribuem para a escassez de estudos mais específicos. Palmer (1977) cita *Spirogyra* como habitantes típicos de lagos alcalinos. Sua ocorrência nos pontos amostrados deve possivelmente ter sido em função da pequena profundidade, o que permitiu o seu desprendimento do substrato e possibilitou que fossem coletadas pela rede de plâncton. Este táxon pertence à família Zygnemataceae considerada cosmopolita e utilizada como indicadores universais de saprobidade e para tolerância de determinados sais minerais, freqüentemente, de cálcio e de ferro (Dias, 1987).

Tanto o acúmulo de materiais orgânicos quanto a desoxigenação da água têm um grande impacto sobre a fauna e a flora, pois cria uma camada morta nas águas mais profundas (Skinner & Turekian, 1977). Um sinal típico de poluição nas praias é o aparecimento de algas verdes - espécies que se beneficiam do aumento de nutrientes na água – e, em ambientes com baixos níveis de oxigenação, o aparecimento de plantas macroscópicas que induzem grandes mortalidades de peixes e outros organismos marinhos. Tal diminuição do oxigênio é provocada pela redução da atividade fotossintética resultante da diminuição da penetração de luz e aumento da demanda de oxigênio pelas bactérias, que decompõem a maior quantidade de matéria orgânica existente (Navas-Pereira, 1994).

No mar, a eutrofização causada por contaminação, por exemplo, por esgotos domésticos ou industriais com elevada carga de nutrientes, pode propiciar o aparecimento de florações de fitoplâncton, representadas por grupos diversos, inclusive dinoflagelados, causadores de maré-vermelha,

fazendo com que o mar perca sua coloração original, ficando vermelho e, às vezes, amarelo ou marrom. Essas florações levam à diminuição do oxigênio dissolvido e/ou liberação de toxinas específicas, onde o processo de degradação dependerá da ação das bactérias anaeróbicas (Navas-Pereira, 1994; Skinner & Turekian, 1977).

5. Conclusões

Os rios apresentaram uma homogeneidade quanto à densidade fitoplanctônica, apesar da alta densidade no rio Botafogo em setembro/03.

As Bacillariophyta caracterizaram o fitoplâncton nos dois estuários, durante todo o período de coleta.

Existiu uma abundância de espécies consideradas oceânicas nos estuários estudados, o que pode estar ligada a dois fatores importantes: a) a pequena largura da plataforma continental, que no estado de Pernambuco atinge apenas 20 milhas, favorecendo o transporte das espécies de um ambiente a outro; b) a pequena profundidade local e ao regime de marés nas coletas, que favorecem a entrada de espécies no estuário e sua conseqüente saída na maré vazante, e que através de correntes, atingem a superfície da água.

Ambos os estuários apresentam uma condição fitoplanctônica estável no que diz respeito à quantidade identificada em cél/mL para as estações. Em relações qualitativas, comparando o número de gêneros identificados com os gêneros referenciados em anos anteriores. Nos estuários ainda prevalece um certo equilíbrio no que se refere aos táxons encontrados, demonstrando também uma boa condição de produtividade primária. Embora com o surgimento de Cyanobacteria e Pyrrophyta em algumas estações, este surgimento não foi considerado “um problema”, pois eventos sazonais como regime de marés, as diluições acarretam um desenvolvimento constante do plâncton, favorecendo seu ciclo natural, e, conseqüentemente, sucessões ecológicas no ambiente.

Os resultados obtidos evidenciam a necessidade da continuação de novos trabalhos ecológicos nos rios e adjacências, para que sejam detectados efeitos não só da poluição, mas também dos empreendimentos aquícolas que vêm se expandindo na área.

6. Referências Bibliográficas

ABCC. Revista da ABCC, Associação Brasileira de Criadores de Camarão. Dezembro de 2002. 2002. 81p.

AMARAL, R.; ROCHA, I. P. & LIRA, G. P. Alimentação de camarões e consumo de alimento na carcinicultura: a experiência brasileira. . Referência obtida via base de dados: ABCC. 2003. Disponível na Internet. <[http://www.abcccam.com.br./revista/junho 2003/alimentação.ntm](http://www.abcccam.com.br./revista/junho%202003/alimentação.ntm)> Acesso em: 23 de out. de 2003.

BARROS-FRANCA, L. M. Composição e aspectos ecológicos do fitoplâncton do rio Botafogo (PE). Dissertação. Mestrado em Botânica – UFRPE. Recife, 1980. 119p.

BARROS-FRANCA, L. M.; ESKINAZI-LEÇA, E. & SILVA-CUNHA, M. G. Estudo ecológico da região de Itamaracá –PE – Brasil. XIV. Microfitoplâncton do rio Botafogo. **Anais**: II Congresso brasileiro de Engenharia de Pesca. 1981. p. 207 – 220.

BARROS-FRANCA, L. M.; PORTELA, O. C.; MOURA, R. T. Aspectos preliminares do microfitoplâncton na zona inferior do estuário do rio Timbó e zona adjacente (Paulista – PE). *Caderno Ômega*. UFRPE. Recife. 1 (1), 1984. p. 17 – 27.

BARROS-FRANCA, & BATISTA, R. N. Distribuição e abundância relativa do fitoplâncton no complexo estuarino-lagunar de Suape. **Anais**: IV Encontro Brasileiro de Plâncton. Recife. Sociedade Brasileira de Plâncton. 1990. p.97 – 116.

BICUDO, C. E. M. & BICUDO, R. T. M. Algas de águas continentais Brasileiras. FUNBEC, II ed., EGRT. São Paulo. 1970. 228p.

BRANDINI, F. P.; LOPES, R. M. GUTSEITT, K. S.; SPACH, H. L. & SASSI, R. Planctonologia na plataforma continental do Brasil: diagnose e revisão bibliográfica. MMA. CIR. FEMAR. 1997. 196p.

COSTA-LIMA, W. M. Características ambientais e das comunidades fitoplanctônicas nos estuários dos rios Siriji e Botafogo no litoral norte de Pernambuco. Dissertação. Univ. Federal Rural de PE. Recife. No Prelo. 2005. 75p.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no. 20 de 1986.

CONSEMA. Conselho Estadual do Meio Ambiente do Estado de PE. Resolução 02/2002, de 15 de outubro de 2002.

CPRH. Gerenciamento Costeiro de Pernambuco, (litoral norte) Recife, 2001. 250p.

CUPP, E. E. Marine plankton diatoms of the West Coast of North América. Bulletin of the Scripps institution oceanography of the university of California. La Jolla. 5:1-1943. 237p.

Déb, A K. Fake blue revolution: environmental and socio-economic impacts of shrimp culture in the coastal areas of Bangladesh. **Ocean. & Coastal Manag.** V. 41. 1998. p. 63 – 88.

DIAS, I. C. A. Zygnemaceae (Zygnemataceae) do município do Rio de Janeiro e arredores. **Rickia**. São Paulo. V. 10. 1987. p. 85 – 104.

DIEFFY, M. A. Vocabulário básico do meio ambiente. 1975. Compilado por Lara Verocai D. Moreira. 1990. Petrobrás. Rio de Janeiro. Disponível em <<http://www.gênese.unisantos.com.br/~ineptro/meioambiente/glosshtm.>> Acesso em 21 de jun. de 2003.

ESKINAZI-LEÇA, E. & SATÔ, S. Contribuição ao estudo das diatomáceas da Praia de Piedade (PE-Brasil). **Trabalhos do Instituto Oceanográfico da Universidade do Recife**, Recife. UFPE. 5/6. 1963. p. 73 – 104.

ESKINAZI-LEÇA, E. Estudo da plataforma continental na área do Recife (Brasil) III. Diatomáceas do fitoplâncton. **Trabalhos Oceanográficos**. UFPE. Recife. 9/11. 1970. p. 159 – 172.

ESKINAZI-LEÇA, E. Shelf of Alagoas and Sergipe (North eastern Brazil) III. Diatomaces from the São Francisco river mouth. **Trabalhos Oceanográficos da Univ. Federal de PE**. Recife. (9 – 11) 1967. p. 181 – 192.

ESKINAZI-LEÇA, E.; MACEDO, S. J.; PASSAVANTE, J. Z. O.; Estudos ecológicos da região de Itamaracá, PE – Brasil. V. Composição de distribuição do microfitoplâncton do Canal de Santa Cruz. **Trabalhos Oceanográficos**. UFPE. Recife. (15). 1980. p. 185 – 262.

ESKINAZI-LEÇA, E. & KOENING, M. L. Distribuição das diatomáceas (Bacillariophyta) na área de Suape – PE – Brasil. **Trabalhos Oceanográficos**. UFPE. Recife. 1985. p. 78 – 100.

ESKINAZI-LEÇA, E.; MOURA, A. N.; SILVA-CUNHA, M. G.; KOENING, M. L. Microalgas marinhas do estado de Pernambuco. In: Distribuição da biodiversidade de PE. Recife. Univ. Federal Rural de PE. p. 79 – 96. 2002. 189p.

FRENGUELLI, J. Diatomeas del Oceano Atlântico. **Anais: Museo Nacional Historia naturale Bernardino Rivadavis**, (34). 1928. p. 497-572.

FONSECA-GENEVOIS, V. Biota Marinha do Estado de Pernambuco: BIOMAR. Recife. Projetos de Pesquisa. 1994. 200p.

FUNGE-SMITH, S. J. & BRIGGS, M. R. P. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: implications for sustainability. **Aquaculture**. v. 164. 1998. p. 117 – 133.

HORBERRY, W. F. Vocabulário básico do meio ambiente. 1994. Compilado por Lara Verocai D. Moreira. 1990. Petrobrás. Rio de Janeiro. Disponível em <<http://www.gênese.unisantos.com.br/~ineptro/meioambiente/glosshtm>> Acesso em 21 de jun de 2003.

KAUTSKY, N.; RONNBACK, P.; TEDENGREN, M.. & TROELL, M. Ecosystem perspectives on management of disease in shrimp pond farming. **Aquaculture**. v. 191. 2000. p. 145 – 161.

KOENING, M. L. & ESKINAZI-LEÇA, E. Biomass and fractionation of the phytoplankton in the Timbo river estuary (Pernambuco – Brazil). **Trabalhos Oceanográficos**. Recife. UFPE (20). 1989. p. 53 – 76.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. New York. Harper Collins. 2000. 654p.

LACERDA, S. R.; KOENING, M. L.; NEWMANN-LEITÃO, S. & FLORES-MONTES, M. J. Phytoplankton nictemeral variation at a tropical river estuary (Itamaracá – PE - Brasil). **Braz. J. Biol.**64(1). 2004. p.81 – 94.

MACÊDO, S. J. & VALENTIN, J. O plankton na ressurgência de Cabo Frio (Brasil) III. Primeiras observações sobre o microfitoplâncton. **Inst. Pesq. Mar.** RJ. Pub. (84). 1974. p. 1-10.

MACEDO, S. J.; MONTES, M. J. F.; KOENING. M. L.; CORREIA-LINS, I. Diel variation of the main hydrological parameters and phytoplankton community at the Santa Cruz Channel and estaries of Botafogo and Igarassu rivers, Pe, Brazil. **Trabalhos Oceanográficos da UFPE**. Recife: EDUFPE – V. 28, n. 2. 2000. p. 19 – 33.

MARGALEFF, R, & VIVES, F. La vida suspendida em las águas. **In: Fundacion la salle de Ciências naturais**, Caracas. 1972. p. 230-72.

MUNN, J. L. Vocabulário básico do meio ambiente. 1979. Compilado por Iara Verocai D. Moreira. 1990. Petrobrás. Rio de Janeiro. Disponível em <<http://www.gênese.unisantos.com.br/~ineptro/meioambiente/glosshtm>> Acesso em 21 de jun. de 2003.

NASCIMENTO, I. A. Litoral: Beleza e transformação. SBPC-Labjor. Brasil. 2002. Disponível em <<http://www.comciencia.br>>. Acesso em 20 de maio de 2003.

NEEDHAN, J. G. & NEEDHAN, P. R. Guia para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Ed. Reveré S. A. Espanha. 1982. 131p.

NEWELL, G. E. & NEWELL, R. C. Marine Plankton, a practical guide. London, Hutchinson. EDUCAT. 1963. 221p.

OTTMAN, F.; OKUDA, T.; CAVALCANTI, L. B.; SILVA, O. C. ARAÚJO, J. V. A.; COELHO, P. A.; PARANAGUÁ, M. N. & ESKINAZI-LEÇA, E. 1965. Estudo da barra das Jangadas - Parte V. Efeitos da poluição sobre a ecologia do estuário. **Trabalhos Oceanográficos**. Recife. 7/8. 1965. p. 7 – 16.

PALMER, C. M. **Algas en los abastecimientos de agua**: manual ilustrado acerca de la identificación, importancia e control de las algas en los abastecimientos de agua. México: Interamericana. 1977. 91p.

PASSAVANTE, J. Z. O., KOENING, M. L. & ESKINAZI-LEÇA, E. Dinoflagelados da plataforma continental do Ceará. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**. Recife. (17). 1982. p.47-66.

PASSAVANTE, J. Z. & KOENING, M. L. Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco – Brasil. XXVI: Clorofila-a e Material em suspensão no estuário do rio Botafogo. **Trabalhos Oceanográficos**. Recife. UFPE. (18). 1986 p. 207 – 230.

PARSONS, T. R.; TAKAHASHI, M. & HARGRAVE, B. **Biological oceanography processes**. 3a. Ed. Pergamon Press. Oxford. 1984. 332p.

PERAGALLO, H. & PERAGALLO, M. **Diatommés Marines de France et des districts maritimes**. Vceisins. Paris, J. Tempere, 1897-1908. 491p.

PRESCOTT, G. W. **How to know the freshwater algae**. Iowa, W. M. C. Brown Company Publishers. 1954. 348p.

ROBERTSON, A. I.; PHILIPS, M. J. Mangroves as filter of shrimp pond effluent: predictions and biogeochemical research needs. *Hidrobiologia*. v. 295. 1995. p. 311 – 321.

ROCHA, I. P. & RODRIGUES, J. In: Revista da ABCC. Recife. Ano 4, No 1/04. 2003. p.39.

SEVERI, W. Litoral: Beleza e transformação. SBPC-Labjor. 2002. Brasil. Disponível em <<http://www.comciencia.br>> Acesso em 20 de maio de 2003.

SILVA, J. V. Produção primária do fitoplâncton no estuário do rio Timbó – Paulista – PE. Dissertação: Mestrado. UFPE. 1989. 83p.

SILVA-CUNHA, M. G. G.; ALMEIDA, C. D. & ESKINAZI-LEÇA, E. Taxonomia e ecologia do microfitoplâncton do estuário do rio Timbó (Pernambuco – Brasil). **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**. (20). 1989. p. 35 – 52.

SILVA-CUNHA, M. G. G. & ESKINAZI-LEÇA, E. **Catálogo das diatomáceas (Baccilariophyceae) da plataforma continental de Pernambuco**. Recife. SUDENE. 1990. 367p.

SILVA, M. G. G. Distribuição das Diatomáceas (Bacillariophyceae) na plataforma continental de Pernambuco (Brasil). *Trabalhos oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*. Recife. (17). 1982. p. 7-46.

SCHWAMBORN, R. Influence of mangroves on community structure and nutrition of macrozooplâncton in Northeast Brazil. Ph.D. Thesis, Univ. Bremen. 1997. 77p.

STREBLER, H. & KRAUTER, D. **Atlas de los microorganismos de agua dulce**. Trad. de Margarida Costa. Ed. Omega S. A. Barcelona. 1987. 391p.

TAUK, S. M. **Análise ambiental: Uma visão multidisciplinar**. Editora Unesp. 2000. 206 p.

TOMAS, C. R. **Identifying marine phytoplankton**. Harcourt Brace & Company. California. USA. 1997. 735p.

PROENÇA, C. E. M. Aspectos legais da aqüicultura, In: VALENTE, W. C. Carcinicultura de água doce: tecnologia para a produção de camarões. Brasília. FAPESP. 383p. 1998. p.375.

VALIELA. I. **Marine ecological processes**. 2a. ed. Springer – Verlag. New York. 1995. 686p.

VINATEA, L. A. **Aqüicultura e desenvolvimento sustentável**: subsídios para a formulação de políticas de desenvolvimento da aqüicultura brasileira. Florianópolis: Ed. UFSC. 1999. 310p.

WERNER, V. R. Cianofíceas planctônicas da lagoa de Tramandaí e da Lagoa do Armazém, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**. RS. (37). 1988. p. 33-70.

ZAR, J. H. **Bioestatistical Analysis**. Prentice-Hall, Englewood Clifs, NJ, USA. 1996.